



INRAE

Ifremer



Agriculture, aquaculture et pêche :

Impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité

Rapport scientifique de l'étude
Juillet 2025

L'étude a été sollicitée par les ministères en charge de la Transition écologique et de l'Agriculture, de la souveraineté alimentaire, et par l'Agence de la transition écologique (ADEME). Le présent rapport scientifique de l'étude a été élaboré par un comité d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires, ni les instituts INRAE et Ifremer. Le rapport ainsi que la synthèse qui en a été tirée n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.



Les documents relatifs à cette étude sont disponibles sur les sites web d'INRAE (www.inrae.fr) et d'Ifremer (www.ifremer.fr) et en accès libre :

Rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05143887v1> ; DOI : [10.17180/ayg4-0b92](https://doi.org/10.17180/ayg4-0b92)

Synthèse du rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05127327v1> ; DOI : [10.17180/a9dx-pk39](https://doi.org/10.17180/a9dx-pk39)

Résumé du rapport scientifique de l'étude : <https://hal.inrae.fr/hal-05110171v1> ; DOI : [10.17180/97j7-7647](https://doi.org/10.17180/97j7-7647)

Directeurs de publication

Olivier Le Pivert, délégué de l'Appui aux politiques publiques, Ifremer

Guy Richard, directeur de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (Depe), INRAE

Contacts :

Pilotes scientifiques de l'étude :

Clara Ulrich, coordinatrice des expertises halieutiques, Ifremer, centre Atlantique, Nantes

Françoise Lescourret, directrice de recherche, agroécologie, INRAE, Centre PACA, Avignon.

Olivier Le Gall, directeur de recherche, agroécologie, INRAE, Centre Aquitaine, Bordeaux

Coordination du projet :

Catherine Donnars, INRAE, Depe, Paris.

Pour citer le rapport scientifique de l'étude :

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Ludovic Arnaud, Pascal Bach, Damien Beillouin, Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Coline Capron, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Abdoul Diallo, Alessandra Di Lauro, Catherine Donnars, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Ainhoa Ihasusta, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Harold Levrel, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Megan Quimbre, Julie Regolo, Bénédicte Roche, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José-Luis Zambonino-Infante (2025). Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité. Rapport scientifique de l'étude, INRAE -Ifremer (France). 582 p.

Rapport scientifique de l'étude

Agriculture, aquaculture et pêche : impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité

Clara Ulrich (coord.), Françoise Lescourret (coord.), Olivier Le Gall (coord.), Ludovic Arnaud, Pascal Bach, Damien Beillouin, Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Coline Capron, Claire Cerdan, Cécile Chéron-Bessou, Fabienne Daurès, Abdoul Diallo, Alessandra Di Lauro, Catherine Donnars, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Marine Friant-Perrot, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Sarah Huet, Ainhoa Ihasusta, Thierry Laugier, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Harold Levrel, Allison Loconto, Sterenn Lucas, Pierre-Alain Maron, Clémence Morant, Anne Mérot, Emmanuelle Porcher, Megan Quimbre, Julie Regolo, Bénédicte Roche, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José-Luis Zambonino-Infante.

Juillet 2025

Sommaire

Collectif de travail	5
Introduction	7
Le contexte de l'étude : la mise en place de l'affichage environnemental des produits alimentaires réactivé depuis 2020	8
Les objets d'étude de BiodivLabel : la biodiversité et les labels	10
Organisation et démarche de BiodivLabel	15
Références bibliographiques	20
Annexe	22
Chapitre 1. Cadres conceptuels	25
Introduction	27
1.1. La biodiversité	27
1.2. Les pratiques	35
1.3. L'analyse du cycle de vie pour évaluer l'impact des modes de production alimentaire sur la biodiversité	42
1.4. Les labels et leurs évolutions en lien avec la durabilité : une généalogie	49
1.5. Présentation des labels choisis	59
Références bibliographiques	64
Chapitre 2. Revue de la littérature sur l'impact des labels sur la biodiversité	73
Introduction	75
2.1. Approche générale	75
2.2. Revue de la littérature académique sur l'effet des labels sur la biodiversité terrestre	76
2.3. Revue de la littérature "grise" sur les effets des labels sur la biodiversité terrestre	94
2.4. Discussion sur les labels agricoles	105
2.5. Revue de la littérature sur l'effet des labels de pêche et d'aquaculture sur la biodiversité	109
2.6. Synthèse du chapitre 2	129
Références bibliographiques	133
Annexes	146
Chapitre 3. Les pratiques des labels au vu de leur impact sur la biodiversité	159
Introduction	161
3.1. Agriculture	162
3.2. Aquaculture	227
3.3. Pêche	240
3.4. Conclusion	291
Références bibliographiques	293
Annexe	308

Chapitre 4. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des produits labellisés sur la biodiversité	317
Introduction	319
4.1. Revue des méthodes d'agrégation	319
4.2. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des cahiers des charges	335
4.3. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des données statistiques agricoles	368
4.4. Méthodes de quantification de l'impact des produits issus de la pêche sur la biodiversité	392
4.5. Limites des méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle	410
4.6. Synthèse du chapitre 4	430
Références bibliographiques	433
Annexes	446
 Chapitre 5. Les différentes dimensions de l'effectivité des labels de durabilité	 453
Introduction	455
5.1. Le cadre juridique de l'affichage environnemental	456
5.2. Le design institutionnel module l'effectivité de la « promesse de durabilité » du label	474
5.3. Analyse économique des labels agriculture biologique et MSC	496
5.4. Démarches récentes ou émergentes de labellisation en lien avec la biodiversité	506
5.5. Points de vigilance quant à la mise en place d'un affichage environnemental	516
5.6. Conclusion générale	518
Références bibliographiques	519
 Chapitre 6. Enseignements et conclusions	 531
Introduction	533
6.1. Enseignements sur les apports réciproques et différences terre-mer et pêche-aquaculture-agriculture	534
6.2. Des cadrages préexistants à adapter ou à construire	536
6.3. Des impacts sur la biodiversité richement analysés par la recherche académique pour deux labels mondiaux, mais largement sous-documentés pour tous les autres labels	540
6.4. Effet des pratiques sur la biodiversité	547
6.5. Les cahiers des charges, un éclairage partiel des pratiques ayant un impact sur la biodiversité	554
6.6. Des pistes pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité	562
6.7. Les modalités réglementaires, organisationnelles et économiques éclairent l'effectivité des labels	566
6.8. Conclusion	570
Références bibliographiques	573
Annexe	576

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Clara Ulrich, Ifremer, département RBE, Nantes. *Halieutique, politique européenne des pêches*

Françoise Lescourret, INRAE Unité PSH, Avignon. *Agroécologie, services écosystémiques, cultures horticoles*

Olivier Le Gall, INRAE, UMR BFP, Bordeaux. *Agroécologie, virologie végétale, intégrité scientifique*

Membres du comité d'experts

Valentin Bellassen, INRAE, UMR Cesea, Dijon. *Sciences de l'environnement, économie, évaluation multicritères*

Claire Bernard-Mongin, Cirad UMR Innovation, Montpellier. *Sciences de gestion (labels, durabilité)*

Cécile Chéron-Bessou, Cirad, UMR System, Montpellier. *ACV, huile de palme*

Luc Bodiguel, Université de Droit de Nantes. *Droit de l'environnement, biodiversité*

Christian Bockstaller, INRAE, LAE, Colmar. *Approches multicritères, indicateurs environnementaux*

Claire Cerdan, Cirad, UMR Innovation, Montpellier. *Géographie (labels, biodiversité, systèmes alimentaires)*

Fabienne Daures, Ifremer, UMR AMURE, Plouzané. *Economie des filières pêche*

Alessandra Di Lauro, Université de Pise, Italie. *Droit dans le secteur agroalimentaire, labels*

Anne Farruggia, INRAE, Unité expérimentale St Laurent de la Prée, Poitou-Charentes. *Elevage, écologie des prairies*

Colin Fontaine, CNRS-MNHN, CESC, Paris. *Écologie, conservation, réseaux d'interactions entre espèces*

Marine Friant-Perrot, Université de droit Nantes. *Droit de l'alimentation, information aux consommateurs*

Guillaume Fried, Anses, Montpellier. *Botanique, flore des agrosystèmes, plantes exotiques*

Didier Gascuel, Institut Agro, UMR Decod, Rennes. *Halieutique, écologie marine*

Sarah Huet, INRAE, UMR Cesea Dijon. *Modélisation, évaluation multicritères environnementales*

Thierry Laugier, Ifremer, département RBE, Montpellier-Sète. *Aquaculture*

Harold Levrel, Agroparistech Cired, Paris (actuellement MNHN, CESC). *Approche économique agriculture et pêche*

Allison Loconto, INRAE, UMR Lisis, Marne La vallée. *Sociologie des labels, indicateurs de biodiversité*

Sterenn Lucas, Institut Agro, Rennes. *Economie de la consommation*

Pierre-Alain Maron, INRAE, UMR Agroécologie, Dijon. *Ecologie des communautés microbiennes du sol*

Anne Mérot, INRAE, UMR System, Montpellier. *Agronomie, vigne*

Emmanuelle Porcher, MNHN, CESC, Paris. *Ecologie des communautés, macro-écologie, pollinisateurs*

Adrien Rusch, INRAE, UMR Save, Bordeaux. *Relations usage des terres, biodiversité, fonctions des écosystème*

Clélia Sirami, INRAE, UMR Dynafor, Toulouse. *Indicateurs de biodiversité, écologie des paysages*

Fabrice Vinatier, INRAE, UMR Lisah, Montpellier. *Ecohydrologie, écologie à l'échelle des bassins versants*

Marie Savina-Rolland, Ifremer, Unité STH, Lorient. *Halieutique, dynamique des populations*

Jose-Luis Zambonino-Infante, Ifremer, département RBE, Plouzané. *Aquaculture*

Scientifiques ayant contribué ponctuellement au rapport

Ludovic Arnaud (INRAE, Cesbio ; *chapitre 4, BVIAS*), Pascal Bach (IRD ; *chapitre 3, pêche thonière*), Damien Beillouin (Cirad ; *chapitre 3, volet agriculture*), Abdoul Diallo (INRAE, Cesaer ; *chapitre 4, BVIAS*), Ainhoa Ihasusta (CNRS, Cesbio ; *chapitre 4, BVIAS*), Julie Regolo (INRAE, ODR ; *chapitre 4, BVIAS*), Bénédicte Roche (INRAE, St Laurent de la Prée ; *chapitre 5, initiatives*)

Equipe-projet

Jérémy Barrault, graphiste indépendant. *Infographies*

Coline Capron, INRAE, Depe, *Chargée de mission (2023)*

Sacha Desbourdes, INRAE, AgroEcoSystem, Orléans. *Design graphique*

Catherine Donnars, INRAE, Depe, *Conduite du projet, rédaction*

Kim Girard, INRAE, Depe, *Appui communication et gestion administrative*

Sandrine Gobet, INRAE, Depe, *Gestion logistique et administrative*

Morgane Le Gall, Ifremer, *Documentation*

Sophie Le Perchec, INRAE – Depe/DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), *Documentation*

Clémence Morant, INRAE, Depe, *chargée de mission (2024)*

Megan Quimbre, Ifremer, *Documentation*

Isabelle Savini, INRAE, Depe, *Appui éditorial*

Comité de suivi

Membres : ADEME- Direction Bioéconomie et énergies renouvelables (Audrey Rimbaud, Vincent Colomb) ; **ministère en charge de l'Agriculture**, Direction générale de la performance économique et environnementale des entreprises (Léa de Martini), CEP (Johann Gremont) ; **ministère en charge de l'Ecologie, Commissariat Général au Développement Durable** (Valérie To, Noémie Quéré, Catherine Conil) ; **Ifremer**, Direction générale, Appui aux politiques publiques (Olivier Le Pivert), **INRAE**, Direction générale, Directions scientifiques (Louis-Georges Soler puis Sophie Nicklaus, Thierry Caquet, Cécile Detang-Dessendre) et DEPE (Guy Richard).

Membres invités : Direction générale des affaires maritimes, de la pêche et de l'aquaculture (Yas Farjad), **INAO** (Jacques Gautier), **OFB**, Direction de l'appui aux stratégies pour la biodiversité (Antoine Villar) ; ministère en charge de la recherche, Direction Générale pour la Recherche et l'Innovation (Philip Roche).

Comité consultatif d'acteurs

ONG : Union Fédérale des Consommateurs Que Choisir (UFC) , Noé, Paysans de nature, France Nature Environnement , FNE), Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) , WWF ; **Représentants professionnels** : La Coopération agricole, Confédération des industries de traitement des produits des pêches maritimes et de l'aquaculture (CITPPM), Adépale, Association Nationale des Industries Alimentaires (ANIA), SYNABIO, France Filière Pêche , Union du mareyage français ; **Interprofessions** : Inter-céréales, Interfel (fruits et légumes), Interbev, Comité National des , Interprofession des Vins à appellation d'origine et indication géographique (CNIV), Comité interprofessionnel des produits de l'aquaculture (CIPA), Comité National de la Conchyliculture (CNC) ; **Représentants institutionnels** : APCA, ACTA, IPBES ; **Cabinets d'étude** : Basic, CDC Biodiversité, IDDRI

Comité des Labels

Agence Bio, ASC, Bee Friendly, Citoyens et Compagnie, Comité national INAO des AOP laitières, agroalimentaires et forestières, CNAOL, Commerce équitable France, Demeter, Dijon Métropole, FNAB, Fil Rouge et Fédélis, ITAB, MSC, Nature et progrès, Rainforest Alliance, RSPO, RTRS, Sylaporc, Synalaf. (visioconférence 2 mai 2023).

Introduction

Coordination : Catherine Donnars

Contributions : Catherine Donnars, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Megan Quimbre

Relectures : tous les experts

Sommaire

Le contexte de l'étude : la mise en place de l'affichage environnemental des produits alimentaires réactivé depuis 2020.....	8
Les objets d'étude de BiodivLabel : la biodiversité et les labels	10
Les pressions des modes de production sur la biodiversité sauvage	10
L'attention portée aux labels comme instruments de régulation d'un système alimentaire plus durable.....	12
Organisation et démarche de BiodivLabel	15
Les principes méthodologiques : pluralité et indépendance du comité d'experts	15
Sources documentaires.....	16
Une analyse conjointe des approches marine et terrestre	18
Un cheminement par étapes successives et reliées	19
Références bibliographiques.....	20
Annexe : Tableaux et figures du corpus bibliographique.....	22

Depuis une dizaine d'années, la recherche établit clairement l'intrication entre l'état de l'environnement, l'alimentation et la santé. La distance qui sépare les consommateurs des producteurs de denrées alimentaires rend cependant ces liens de plus en plus virtuels. Des multiples initiatives volontaires cherchent à réduire cette distance en informant les consommateurs : les labels durables se sont ainsi multipliés au tournant des années 2000 afin de mettre en avant des modes de production plus respectueux de l'environnement. Plus récemment, des applications numériques apportent des informations sur les coûts environnementaux de la fabrication des produits alimentaires... Relativement pionnière en la matière, la loi Climat et résilience de 2021 (République française, 2021), instaure un tel affichage en France avec l'objectif de le rendre obligatoire et systématique sur tous les produits alimentaires commercialisés et sur les menus en restauration collective, à l'instar du Nutri-Score sur le volet nutritionnel. La construction de l'outil d'affichage environnemental a suscité un important travail méthodologique concerté avec les acteurs. Celui-ci a souligné la difficulté à appréhender l'impact des produits sur la biodiversité lors de son bilan intermédiaire en 2022¹.

C'est dans ce cadre que les ministères en charge de la transition écologique, et de l'agriculture et de l'alimentation, ainsi que l'ADEME, ont sollicité, mi-2022, INRAE et l'Ifremer pour mieux documenter ce volet biodiversité, en se focalisant sur les pratiques de production. Le choix a été fait de s'appuyer sur des labels dont les cahiers des charges certifient des pratiques, et aussi parce que le foisonnement des labels, notamment privés, les place au cœur de nombreux débats sur les relations entre production et consommation durables.

L'étude, intitulée « BiodivLabel » a été menée par un comité pluridisciplinaire d'experts scientifiques issus d'organismes publics de recherche entre 2023 et mi-2025. Cette introduction détaille : 1) le contexte de l'étude, 2) ses deux objets principaux que sont la biodiversité et les labels et 3) la méthode et les sources documentaires qui ont guidé l'analyse.

Le contexte de l'étude : la mise en place de l'affichage environnemental des produits alimentaires réactivé depuis 2020

Le projet d'instituer un affichage environnemental sur les produits alimentaires est né à la suite du Grenelle de l'Environnement (2007). L'ADEME a joué un rôle moteur dès 2011 en animant une réflexion méthodologique et en constituant progressivement la base de données « Agribalyse » à partir des caractéristiques des produits consommés en France (version 3.2 en 2025)². En l'absence de suivi politique, mais aussi parce qu'elle était confrontée à de fortes résistances de la part des entreprises, l'initiative est cependant restée limitée à un petit groupe de chercheurs et d'ingénieurs qui ont cherché à documenter l'empreinte environnementale grâce à des démarches d'Analyse de cycle de vie (ACV).

Le projet d'affichage environnemental a été réactivé d'abord par la loi AGECL relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire n°2020-105 du 10 février 2020 (République française, 2020), puis reprise dans la loi dite « Climat et résilience » n°2021-1104 du 22 août 2021 (République française, 2021) :

« Un affichage destiné à apporter au consommateur une information relative aux impacts environnementaux [...] d'une catégorie de biens ou de services mis sur le marché national est rendu obligatoire [...] Cet affichage [...] est visible ou accessible pour le consommateur, en particulier au moment de l'acte d'achat. [...] L'information apportée fait ressortir, de façon fiable et facilement compréhensible pour le consommateur, l'impact environnemental des biens [...] sur l'ensemble de leur cycle de vie. Elle tient compte selon leur pertinence pour une catégorie donnée [...] des émissions de gaz à effet de serre, d'atteintes à la biodiversité et de consommation d'eau et d'autres ressources naturelles. Elle tient également compte des externalités environnementales des systèmes [...], évaluées scientifiquement, en particulier pour les produits agricoles, sylvicoles et alimentaires. »

¹ <https://affichage-environnemental.ademe.fr/secteur-alimentaire/comite-scientifique-alimentation> (consulté le 30/04/2025)

² <https://affichage-environnemental.ademe.fr/>

À l'instar du Nutri-Score pour le volet nutritionnel, l'affichage environnemental doit reposer sur un référentiel scientifique et permettre de comparer les produits d'une même catégorie entre eux ainsi qu'entre catégories de produits, de manière à ce que le consommateur puisse arbitrer ses choix et privilégier les produits ou catégories de produits à plus faible impact environnemental. Outre l'intérêt du consommateur, l'objectif est aussi d'inciter les opérateurs économiques à aller au-delà des exigences minimales (European Commission, 2021). Au-delà de ces objectifs performatifs, l'affichage environnemental répond à une demande de transparence sur les caractéristiques des produits et de leurs modes de production.

Une phase d'expérimentation, prévue par le législateur, a eu lieu en 2020-2021. Elle a abouti à une douzaine de propositions d'affichage. Deux propositions d'affichage environnemental issues de l'expérimentation ont eu des suites concrètes : le Planet-Score³ porté initialement par l'Institut technique de l'agriculture biologique (Itab) et des ONG et présent sur quelque 300 marques début 2025 et le Green Score⁴ (nouveau nom depuis fin 2024 de l'ex-Eco-Score) qui avec l'appui du cabinet d'experts Eco2Initiative et qui est diffusé par les applications Open Food facts ou Yuka par exemple. Plusieurs initiatives ont également vu le jour au niveau européen (Cicek et al. 2025).

Parallèlement, un Groupement d'intérêt scientifique (GIS Revalim⁵) a été créé pour consolider les aspects méthodologiques. Il s'appuie sur les travaux initiaux d'Agribalyse, réalise de nombreuses simulations et est en lien avec les travaux européens sur les calculs d'empreinte environnementale sur la construction du PEF (*Product Environmental Footprint*). Ces méthodes reposent sur une démarche particulièrement calculatoire réalisée par des spécialistes de l'ACV.

Les concertations nationales et européennes ont amené les concepteurs de l'affichage environnemental à élargir les options méthodologiques au-delà. En effet, l'utilisation opérationnelle de l'ACV ou du PEF pour l'affichage des produits alimentaires a été contestée par différentes coalitions d'acteurs (Raimbault et Soutjis, 2024). La proposition de directive européenne de 2023 sur les allégations environnementales acte ainsi les limites de ces méthodes qui « *ne couvrent pas encore toutes les catégories d'incidence pertinentes* » et ne peuvent donc être imposées au risque de donner un aperçu incomplet des qualités environnementales d'un produit. En France, le ministère en charge de la Transition écologique et l'ADEME ont également fait évoluer la construction du score vers un « coût environnemental » en complétant le calcul ACV par des indicateurs sur les externalités positives telles que la présence de milieux semi-naturels ou de prairies naturelles, la diversité culturelle, la taille restreinte des parcelles, ou encore une faible densité animale⁶. Par ailleurs, ce coût environnemental devrait s'éloigner du visuel du Nutri-Score, pour présenter un chiffre, pouvant aller théoriquement de 0 à l'infini. Cette prise de distance évite les effets de seuil reprochés au Nutri-Score et le risque de confusion entre les deux scores.

L'étude BiodivLabel est intervenue pendant la deuxième phase de préfiguration de l'affichage environnemental. Elle s'inscrit néanmoins dans une perspective plus large de questionnement sur la place de la biodiversité et des labels dans les orientations de politiques alimentaires. Concomitamment, d'autres études ont contribué aux réflexions sur la mise en place de l'affichage environnemental. On peut citer, entre autres, l'actualisation de l'étude sur les externalités de l'agriculture biologique, avec un volet particulier sur la biodiversité⁷, l'étude des GIS grandes cultures et élevage et de l'Ifip sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité (Babin et al., 2023), les travaux du CGAER sur la biodiversité (Assemat et al., 2023). Par ailleurs, l'ADEME a animé des groupes de travail, en particulier « mer » et « écologues » (Gaillet et al., 2023).

³ <https://www.planet-score.org/> (consulté le 30/04/2025)

⁴ <https://fr.openfoodfacts.org/green-score> (consulté le 30/04/2025)

⁵ <https://doc.agribalyse.fr/documentation/le-programme-agribalyse/les-partenaires-du-programme> (consulté 30/04/2025)

⁶ Voir <https://www.vie-publique.fr/consultations/298050-projet-de-strategie-nationale-pour-l'alimentation-nutrition-et-climat> (consulté en avril 2025)

⁷ <https://itab.bio/thematique-en-details/quantification-des-externalites-de-l'agriculture-biologique> (consulté le 30/04/2025)

Les objets d'étude de BiodivLabel : la biodiversité et les labels

Les pressions des modes de production sur la biodiversité sauvage

La logique de l'affichage environnemental est de rendre visible l'impact de la consommation alimentaire sur l'environnement. En matière de biodiversité, c'est donc la biodiversité sauvage qui est ciblée et non la biodiversité domestique, même si préserver celle-ci est par ailleurs un enjeu important en agriculture et aquaculture, et que plusieurs labels y font référence et la valorisent.

L'importance des transformations que subit la biodiversité à tous ses niveaux d'organisation fait consensus dans la communauté scientifique. Historiquement, le déclin de la biodiversité a été médiatisé par les listes d'espèces menacées ou en voie d'extinction (Encadré 1). Au-delà de l'effondrement de la diversité des espèces, l'abondance moyenne des populations locales baisse et la situation devrait se dégrader encore avec le réchauffement climatique.

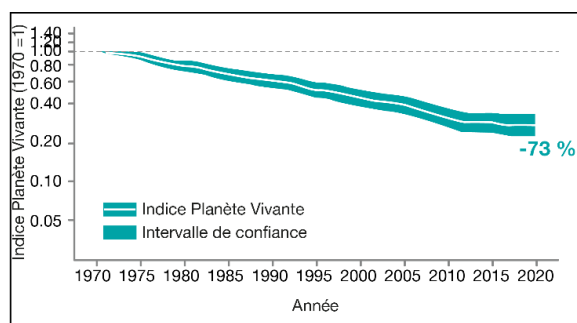
L'extinction menace un million d'espèces connues, dont plus de 40% des espèces d'amphibiens, requins et mammifères marins, environ un quart des vertébrés, invertébrés et plantes qui ont été étudiés de manière détaillée, ou encore 10% des insectes, ainsi que des biomes entiers tels que les récifs coralliens. Ces chiffres alarmants devraient augmenter significativement avec le réchauffement climatique (+16% avec un climat à +4°C, scénario qualifié de probable en France). Au-delà de la perte de biodiversité, l'abondance des populations diminue aussi : plateforme intergouvernementale dédiée à la biodiversité, l'IPBES (IPBES *et al.*, 2019) estime la baisse supérieure à 20% en moyenne pour les espèces autochtones dans la plupart des grands biomes terrestres. Des recompositions des communautés biologiques sont aussi à l'œuvre et plus largement c'est le fonctionnement des écosystèmes qui change. Zones humides, forêts, herbiers marins ou encore récifs coralliens sont souvent cités comme les écosystèmes les plus impactés, mais ce sont globalement 75% du milieu terrestre et 66% du milieu marin qui sont « sévèrement altérés » par les activités humaines selon le bilan de l'IPBES.

Si cette fonction d'alerte sur le déclin de la biodiversité conserve son utilité, elle ne rend compte que d'une partie de la biodiversité. La l'IPBES, montre que c'est tout le fonctionnement des écosystèmes qui change du fait des activités humaines, évaluant que 75% des écosystèmes terrestres et 66% des écosystèmes marins sont « sévèrement altérés » Le cadre conceptuel des limites planétaires qui depuis 2009, sert souvent à représenter la non-durabilité des modes et niveaux de production et de consommation actuels a ainsi ajouté « l'intégrité de la biosphère » aux dimensions préalablement identifiées. Celle-ci comporte les deux composantes, génétique et fonctionnelle, de la biodiversité⁸. Dans son dernier rapport en 2024, l'IPBES, expose clairement les intrications entre l'état de la biodiversité, l'alimentation et la santé et appelle à des changements transformateurs dans nos modes de production et de consommation.

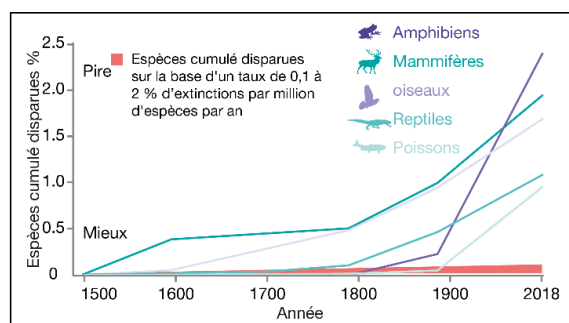
Dans les milieux terrestres, l'agriculture joue un rôle prédominant dans la destruction et la fragmentation des milieux naturels. Elle est aussi responsable des pollutions dues aux pesticides et aux engrais qui contaminent l'ensemble des milieux y compris aquatiques. Le rôle respectif des mécanismes impliqués reste débattu (Tscharntke *et al.*, 2021), mais plusieurs études démontrent que l'agriculture, notamment intensive, est le facteur prépondérant des menaces pesant sur les espèces en général (Maxwell *et al.*, 2016). Elle est la première cause de la disparition des insectes (Ollerton *et al.*, 2014) ou des oiseaux (Stanton *et al.*, 2018), avec une diminution de 60% des populations d'oiseaux vivant dans les milieux agricoles européens en moins de 40 ans (Rigal *et al.*, 2023). Le rôle respectif de la fragmentation des éléments des habitats naturels et des pollutions reste débattu (Tscharntke *et al.*, 2021). Mais quels que soient les mécanismes impliqués, les transformations de la biodiversité et de ses fonctionnements ont des conséquences directes pour les activités de production alimentaire, en réduisant par exemple l'efficacité de la pollinisation essentielle à 75% des cultures vivrières (Deguines *et al.*, 2014) et du contrôle biologique (Rusch *et al.*, 2016).

⁸ Les limites sur l'intégrité de la biosphère sont calculées à partir du taux d'extinction d'espèces (nombre d'extinctions sur un million d'espèces, par an) pour la diversité génétique ; et du taux d'appropriation par l'homme de la production primaire nette en GtC/an) pour la composante fonctionnelle.

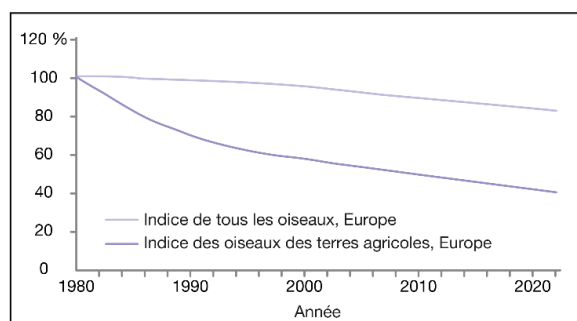
Encadré 1. Cinq exemples d'indicateurs et représentations de l'effondrement de la biodiversité



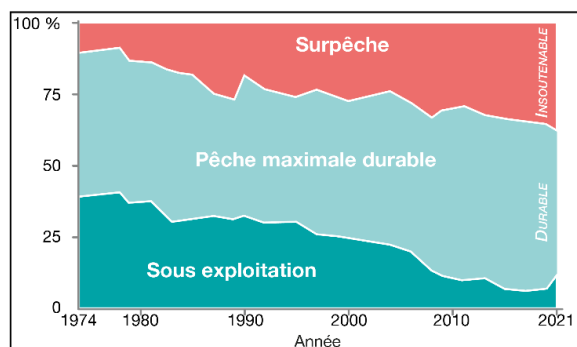
Déclin au niveau mondial des populations de vertébrés sauvages (mammifères, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens) de 73% depuis 1970. (WWF 2024)



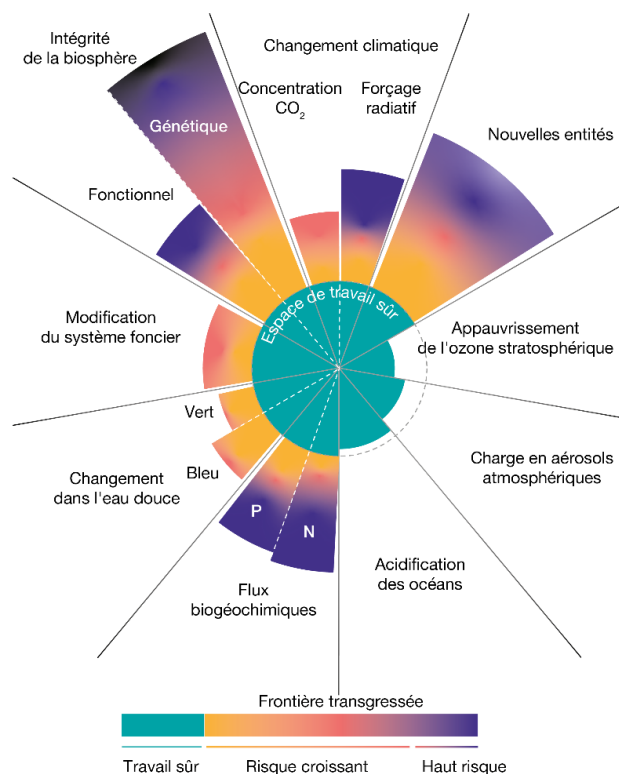
Taux cumulatif des espèces de vertébrés menacées d'extinction (données IUCN 2018) citées par le rapport IPBES 2022



Déclin des espèces d'oiseaux en Europe : en général (rose) et pour les oiseaux inféodées aux zones agricoles (violet). Pan European Common Bird Monitoring Scheme (Commission européenne, 2024)



Tendances mondiales de l'état des stocks de pêche marine dans le monde, 1974-2019. FAO (2024a)



Sources :

Colonne de gauche, de haut en bas : Indice Planète vivante calculé par le WWF (source : <https://www.wwf.fr/vous-informer/actualites/rapport-planete-vivante-2024-les-populations-de-vertebres-sauvages-ont-decline-de-73-depuis-1970>);

Commission européenne, https://pecbms.info/trends-and-indicators/indicators/all/yes/indicators/E_C_All_E_C_Fa/;

FAO (2024). The state of world fisheries and aquaculture, données 2021. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/f7693502-ae64-4737-8da7-e0ba68c1ee7b/content>

Colonne de droite, de haut en bas : Données IUCN : in Rapport IPBES, 2022 https://files.ipbes.net/ipbes-web-prod-public-files/2020-02/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers_fr.pdf;

Etat des neuf limites planétaires : Richardson *et al.*, 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries (2023), <https://www.science.org/doi/10.1126/sciadv.adh2458>

Dans les milieux marins, la dégradation de la biodiversité est causée en premier lieu par la surpêche, (IPBES *et al.*, 2019). Selon la FAO, elle concerne un peu plus d'un tiers des populations marines pêchées et suivies scientifiquement (Encadré 1), les autres étant très majoritairement exploitées à un niveau maximum acceptable pour leur survie (FAO, 2024). Outre la mortalité directe des prélèvements, la surpêche déséquilibre la répartition entre espèces, ce qui bouleverse les réseaux trophiques et favorise progressivement les espèces de bas niveau trophique qui colonisent alors le milieu (ex : mollusques). La régulation des pêches peut localement infléchir cette surexploitation. C'est le cas dans l'Atlantique Nord-Est où la situation s'est globalement améliorée sur les 20 dernières années (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) *et al.*, 2024), mais à l'échelle du monde la tendance est à la dégradation et ce d'autant plus qu'environ un tiers des captures totales est non déclaré, non réglementé ou illicite (Temple *et al.*, 2022).

L'aquaculture a également été reconnue parmi les activités humaines ayant un impact significatif sur la biodiversité mondiale au début des années 2000, en lien avec la forte croissance de la production qui dépasse désormais la pêche en termes de tonnage (51%, FAO, 2024). Le développement spectaculaire des élevages de poissons et de crevettes en zone tropicale s'est souvent fait au détriment des mangroves, qui comptent parmi les écosystèmes les plus riches en biodiversité. Outre les pollutions et la dégradation des milieux environnant les élevages aquatiques intensifs, l'utilisation de farines et d'huiles de poisson pour nourrir les poissons d'élevage accroît la pression de pêche. L'aquaculture est fortement concentrée en Asie. En France, elle reste limitée en termes de volumes et d'emprise spatiale. D'ailleurs, la grande majorité des produits aquacoles consommés est importée (d'Asie, du Pérou, de Norvège, d'Écosse, etc.), délocalisant de fait les impacts sur la biodiversité.

L'attention portée aux labels comme instruments de régulation d'un système alimentaire plus durable

La saisine de l'étude proposait de s'intéresser spécifiquement aux labels. La loi Climat et résilience a précisé le terme de « label » en le limitant, pour les labels privés, aux seules démarches collectives reposant sur un cahier des charges garantissant une qualité particulière (article L.640-2-1 du Code rural)⁹. Dans l'étude BiodivLabel, les labels étudiés (Tableau 1) sont tous des certifications basées sur des cahiers des charges, excluant ainsi les mentions valorisantes et les marques auto-proclamées. À travers les labels, l'idée était d'une part de faciliter le travail en s'appuyant sur des cahiers des charges qui délimitent les pratiques à étudier. Cette hypothèse de travail s'est cependant rapidement révélée peu opérante, le contenu des cahiers des charges ne décrivant généralement pas des itinéraires techniques détaillés ou clés en main. D'autre part, les labels proposent des plus-values en termes d'origine, de qualité ou de durabilité. Documenter scientifiquement leur potentiel bénéfice relatif sur la biodiversité intéressait les acteurs publics dans la perspective de l'affichage environnemental (comme vu plus haut), mais aussi pour d'autres politiques agricoles et alimentaires. Par exemple, les enseignements pourraient orienter les critères des marchés publics d'approvisionnement pour la restauration scolaire.

Le comité d'experts a étudié treize labels sélectionnés selon les critères suivants : origine publique/privée, part dans la consommation alimentaire, couverture géographique France/Europe/monde, image de qualité supérieure/durabilité, intérêt dans le débat actuel sur les régimes alimentaires (produits animaux/végétaux). Leur description succincte figure dans le Tableau 1 : 3 labels biologiques (règlement Bio européen, Demeter, Nature & Progrès) ; 2 signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) : Label Rouge (volailles, bovins, porcs, moules, saumons) et AOP Comté ; 2 labels publics français (certification Haute valeur environnementale, dite HVE, et écolabel Pêche durable) ; 1 label privé français (Bleu-Blanc-Cœur), 5 labels durables internationaux portant sur les filières marines, aquacoles, huile de palme, soja et multi-filières agroforestières (MSC, ASC, RSPO, RTRS, Rainforest Alliance). Soit 10 labels pour les produits agricoles, 2 labels pêche et 3 labels pour les produits aquacoles (ASC, Label Rouge, aquaculture biologique). Au total, 22 cahiers des charges ont été étudiés, car certains labels déclinent leurs cahiers des charges par type de produits, comme pour le Label Rouge (volailles, porcs, bovins viande, moules, saumon). L'étude BiodivLabel n'a pas abordé la

⁹ https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043960744

Tableau 1. Description des 13 labels étudiés (sources : sites web des labels ; statistiques issues des sites Agreste/ministère de l'Agriculture, FAO).

Logo	Label	Création	Type	Productions (dont celles étudiées)	Allégation principale	Titulaire du label, encadrement réglementaire, source	Quelques ordres de grandeur (données situées entre 2021-2024)
	Agriculture Biologique FR	1985	Public	Toutes productions agricoles et aquacoles	Système global, meilleures pratiques en matière d'environnement (climat, biodiversité, ressources naturelles), de bien-être animal, diversité des aliments produits	République Française Encadrée par le Code rural en cohérence avec le Règlement européen. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373 Commission européenne, Règlement CEE 2092/91, dernière révision (UE) 2018/848. http://data.europa.eu/eli/reg/2018/848/2023-02-21	France : 6,5% de la production ; 5,6% de la consommation ; 14% des exploitations (60 000), 10,4% de la surface agricole Europe : 4 % du marché alimentaire, 10,5% de la SAU - (Monde > 3,2M producteurs : 70 M ha)
	Agriculture Biologique UE	1991					
	Nature et Progrès	1972	Privé	Toutes productions agricoles	Modèle alternatif valorisant l'agroécologie paysanne et répondant à des enjeux globaux (climat, biodiversité, santé du vivant)	Fédération Nature et progrès Certification biologique, devenue marque collective privée en 1993, boycott du règlement européen bio depuis 1995, exclus en 2007. https://natureetprogres.org/2Mention	France et Belgique : 700 producteurs. Produits commercialisés localement hors GMS.
	Demeter FR	1979	Privé	Toutes productions agricoles	Agriculture biodynamique, approche holistique et régénérative (biodiversité)	Fédération biodynamie Demeter International Certification complémentaire au règlement Agriculture biologique EU	France : > 1000 exploitations (dont 700 domaines viticoles)
 	Label Rouge	1965	Public	Type de produits (bovins, porcs, volailles, saumon, moules)	Produits qui offrent une qualité supérieure (organoleptique, conditions de production, service)	République Française Encadrée par le code rural : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373	France : 1,4% de la production. 6% des exploitations.
	Appellation d'origine protégée Indication géographique protégée	1992 (EU)	Public	Déclinaison géographique, toutes productions agricoles (AOP Comté)	Typicité des produits liée à un terroir et des savoir-faire locaux	Commission européenne AOP est une déclinaison nationale (fond rouge) des IGP (fond bleu). La norme est encadrée par le Règlement UE 2024/1143 https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32024R1143 et le Code rural. http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1143/oj	France, AOP/IGP : 3,5% de la production ; 8% des exploitations UE : 640 AOP et 752 IGP
 	Haute Valeur Environnementale (HVE)	2012	Public	Toutes productions	Préservation des écosystèmes et limitation des pressions environnementales (sol, eau, biodiversité)	République Française Certification à trois niveaux, devenue certification environnementale (= HVE 3) en 2024, encadrée par le Code rural, révisée en 2023. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000037556749	France : 38 000 exploitations (9%), dont 70% en viticulture
	Bleu Blanc Cœur	2000	Privé	Productions agricoles animales (œufs, volailles)	Agriculture saine et durable par le levier de l'alimentation animale enrichie en oméga 3	SCIC Bleu-Blanc-Cœur, membre du collectif Troisième voie Cahier des ressources : https://bleu-blanc-coeur.org/nos-engagements/	France : 7000 exploitations ; entre 5 et 10% de la production dans les filières d'élevage
 	Ecolabel Pêche durable	2014	Public	Pêche	Vision globale de la durabilité	République Française Encadré par le Code rural et de la pêche maritime, Art. L644-15. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022495201	8 pêcheries certifiées
	Marine Stewardship Council (MSC)	1998	Privé	Pêche	Gestion durable des populations de poissons, lutte contre la surpêche	MSC, ONG (membres fondateurs WWF et Unilever) Label avec 2 niveaux d'ambition https://www.msc.org/fr/certification-msc/referentiel-pecherie-msc	France : 14 pêcheries et 22% des captures Monde : >600 pêcheries et 30% des volumes commercialisés
 	Aquaculture Stewardship Council (ASC)	2010	Privé	Productions aquacoles	Vision globale de la urabilité (responsabilités environnementale et sociale)	ASC, ONG (membres fondateurs WWF et IDH) Référentiels : https://fr.asc-aqua.org/les-referentiels-asc/	France : 10 fermes, 31% des volumes de saumons consommés Monde : > 2 300 fermes (126 pays)
	Rainforest Alliance (RA)	1990	Privé	Multi-filières agroforestières	Vision globale de la durabilité	Rainforest Alliance, ONG (fusion avec IUT en 2018) https://www.rainforestalliance.org/fr/connaissances/que-signifie-certifier-rainforest-alliance/	2 millions d'opérateurs certifiés sur 6 millions d'hectares (62 pays)
 	Certified (ou Round) Table Sustainable Palm Oil (CSPO / RSPO)	2005	Privé	Huile de palme	Vision globale de la durabilité (production, chaîne d'approvisionnement)	RSPO, ONG à but lucratif (Table ronde d'acteurs ; 5000 membres) Normes : https://rspo.org/fr/en-tant-qu%27organisation/nos-normes/	> 3 millions d'hectares certifiés (98 pays)
	Round Table for Responsible Soy (RTS)	2009	Privé	Soja	Vision globale de la durabilité (production, chaîne approvisionnement)	RSTS, ONG à but lucratif (Table ronde d'acteurs, 140 membres) Normes : https://responsiblesoy.org/certification?lang=en	2 millions d'hectares (6 pays) < 1% du soja commercialisé

philosophie ni le positionnement sociopolitique des labels. Nous nous sommes tenus à documenter leur impact sur la biodiversité au travers de leurs cahiers des charges, et à comprendre comment leurs démarches de normalisation, de contrôle et de suivi, ainsi que leurs modalités de traçabilité jusqu'au consommateur garantissent les engagements affichés.

Ce décryptage des labels intervient dans une période de tensions sur leur place dans la construction d'un système alimentaire plus sain et plus durable. Le nombre des labels a fortement augmenté depuis les années 1990, motivé par la montée de gamme dans l'alimentation (nouveaux segments de marchés) et l'incapacité des États à réorienter les marchés vers les enjeux du développement durable et à soutenir les producteurs plus vertueux.

Cependant, pour les consommateurs, la profusion des initiatives et la participation des industriels de l'agroalimentaire et de la grande distribution apportent une confusion et entache la confiance envers les labels. Plusieurs campagnes médiatiques récentes portées par des ONG ont ainsi dénoncé l'écart entre les promesses et les résultats¹⁰. Des rapports scientifiques ont alimenté le débat¹¹. Le projet européen de recherche H2020 Strength2Food (*Strengthening European Food Chain Sustainability by Quality and Procurement Policy*) a par exemple comparé, en 2021, les attributs économiques, environnementaux et sociaux de quelque 30 labels européens de qualité (Agriculture biologique, AOP, IGP, STG...) et autres démarches valorisantes d'approvisionnement alimentaire (circuits courts). Plus récemment, en juillet 2024, le groupe de recherche de la Commission européenne (*Joint Research Center*) a publié une étude qui conclut sur « la forte prolifération, l'hétérogénéité et les incohérences de l'étiquetage de durabilité sur le marché alimentaire de l'UE » dénotant que les quelque 210 labels alimentaires sur la durabilité recensés présentent « une couverture hétérogène et non systématique des impacts environnementaux » (Sanye Mengual et al., 2024).

Les législations européenne et française se sont également saisies de la question afin de mieux encadrer les allégations environnementales et les labels environnementaux, et prémunir les consommateurs d'informations trompeuses. Une nouvelle directive sur les allégations environnementales¹², dite Green Claims, est actuellement en cours de négociation entre le Parlement européen et le Conseil¹³. Elle vise à garantir que les allégations et labels environnementaux soient objectivés et vérifiables (Bernheim-Desvaux, 2024 ; Bombardier et Miaux, 2024).

En termes de volumes, la part des labels reste globalement marginale dans la production et dans la consommation alimentaire aussi bien en France qu'en Europe ou dans le monde : elle dépasse rarement 10% par filière¹⁴, sauf pour quelques catégories de produits. Par exemple, en France, 22% des produits de la mer débarqués proviennent de pêcheries labellisées MSC¹⁵ ; les AOP/IGP représentent environ 90% de la production viticole, environ 20% pour l'huile d'olive, et de 20 à 40% selon les types de fromages. Les œufs labellisés (Bio et Label Rouge) totalisent 16% des achats en France. L'agriculture biologique est le label agricole le plus consommé tous produits confondus : 5,6% de la consommation (Agreste, données 2023). Rainforest-Alliance est le label le plus fréquent pour les cultures tropicales de type café ou cacao.

Enfin, les produits certifiés sont plus souvent commercialisés via des circuits courts, de proximité ou équitables que la moyenne des produits en général, avec quelques exceptions : le modèle économique du label MSC, par exemple,

¹⁰ <https://www.generations-futures.fr/faq/quest-ce-que-le-zero-residu-de-pesticides/> (consulté le 19 février 2025) ; <https://www.bloomassociation.org/wp-content/uploads/2020/05/imposture-label-msc.pdf> (consulté le 19 février 2025)

¹¹ Evaluation des performances de la certification publique HVE réalisée pour l'OFB en 2022. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc/evaluation-performances-environnementales-certification-haute-valeur-environnementale-hve-dans>

¹² Directive (UE) du Parlement et du Conseil relative à la justification et à la communication des allégations environnementales explicites

¹³ Parlement européen (résolution du 12 mars 2024), Conseil de l'Europe (17 juin 2024).

¹⁴ www.inao.gouv.fr/Nos-actualites/chiffres-cles-2022 ; www.franceagrimer.fr/content/download/76847/document/Etude_conso_SIQO_VF.pdf (consultés le 30 avril 2025)

¹⁵ <https://www.msc.org/fr/15-ans-de-peche-durable-avec-le-msc-france> (consulté le 18 février 2025)

repose sur des marchés négociés avec des industriels et la grande distribution. Les produits certifiés issus de l'aquaculture et de la pêche qui sont consommés en France, sont majoritairement importés, de même que les produits agricoles tropicaux bien sûr.

Organisation et démarche de BiodivLabel

Les principes méthodologiques : pluralité et indépendance du comité d'experts

L'expertise scientifique collective fait l'objet d'une norme actualisée en 2024 (norme NF X50-110, publiée en janvier 2024)¹⁶. La conduite du travail s'est appuyée sur un guide des procédures (Donnars *et al.*, 2021), dont les principes généraux sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. L'absence de conflit d'intérêts au sein du comité d'experts et la prise en compte de la diversité des connaissances et des arguments scientifiques sont primordiales. Les experts se sont attachés à dégager les acquis des connaissances et à pointer les controverses, les incertitudes et les lacunes afin d'éclairer les débats publics et l'action des décideurs.

Un comité de 29 experts a travaillé pendant deux ans et demi. Trois pilotes scientifiques ont d'abord été choisis par les directions d'INRAE et d'Ifremer pour leurs compétences et expérience. Les experts ont été qualifiés sur la base de la bibliographie. Le comité a réuni 11 experts en sciences agronomiques, écologie, biologie, hydrologie..., 3 experts en halieutique spécialistes de la pêche et 2 en aquaculture, 4 experts sur les méthodes d'évaluation environnementale (ACV, approches multicritères) et 9 pour couvrir les sciences sociales (économie, sciences de gestion, sociologie, droit, géographie). La pluralité était aussi institutionnelle, puisque 9 instituts et universités ont été mobilisés, dont INRAE représentait la majorité de l'effectif (12) : Ifremer (4), Cirad (3), CNRS (3), MNHN (2), l'Institut Agro (2), Anses (1), Agroparistech (1) et l'université de Pise en Italie (1). Notons, signe de la surcharge de travail dans la Recherche, que plusieurs experts ont conditionné leur accord à l'implication d'un binôme, voire d'un trinôme, afin de partager la quantité de travail. L'attention a également été portée à la parité de genre et à un panachage des âges afin de couvrir l'évolution de la formation scientifique sur plusieurs décennies (1980-2010).

Plusieurs règles visent à se prémunir des risques de partialité. Les missions dévolues à la maîtrise d'ouvrage (commanditaires ADEME, MTE, MASA) et à la maîtrise d'œuvre (INRAE-Ifremer) sont explicitées par une convention. Jusqu'à la remise du rapport final, les experts travaillent en comité autonome et les conclusions sont de leur responsabilité. Les experts relèvent tous de la recherche ou de l'enseignement supérieur publics. La commission déontologique qui a examiné leurs déclarations de liens d'intérêts n'a repéré aucun conflit d'intérêt individuel. Plus que l'exclusion des partenariats privés, c'est leur diversité qui est vérifiée, afin que le comité d'experts ait collectivement une connaissance large et relativement équilibrée des préoccupations sociétales sur le sujet. Par ailleurs, les projets associant des experts et des acteurs privés sont très majoritairement financés sur fonds publics¹⁷. Enfin, les potentiels risques d'alliances cognitives ont été examinés en analysant les liens de co-publications entre experts et/ou leurs co-auteurs : les liens directs sont très marginaux (1,6% des publications des experts) et les liens indirects n'ont pas identifié de regroupements (écoles de pensées) susceptibles d'influencer l'équilibre de la discussion scientifique. L'exercice a révélé des divergences dans les approches scientifiques. La rédaction du rapport s'efforce de les refléter comme un consensus équilibrant les différences d'appréciations.

Enfin, dans un souci d'information et de dialogue, la comitologie de l'étude a associé au-delà des commanditaires, plusieurs directions des ministères (bureau des pêches, CEP...), l'Inao et l'OFB au suivi de l'étude d'une part ; et d'autre part, les parties prenantes et les porteurs de labels ont été consultés.

¹⁶ Afnor : <https://www.boutique.afnor.org/fr-fr/norme/nf-x50110/qualite-en-expertise-prescriptions-generales-de-competence-pour-une-experti/fa118385/21460> (consulté le 30/04/2025)

¹⁷ Parmi les financeurs privés, citons France Filière Pêche et le Conseil Interprofessionnel du Vin, et pour la société civile, la Fondation de France et quelques ONG, dont Fairtrade International, Sea Shepherd, Bloom.

Sources documentaires

L'état de l'art actualisé de la littérature scientifique fonde la qualité de l'analyse des experts. L'exploration a été principalement réalisée dans les bases de données Web of Science (WoS) et Scopus. D'autres ressources ont été interrogées, telles que la plateforme Evidensia (sur les labels), Google Scholar et les corpus juridiques.

Les champs thématiques ont principalement porté sur la biodiversité, les pratiques de pêche, d'agriculture, d'aquaculture et les labels. Les investigations ont été adaptées par chapitre, sur la base du vocabulaire des communautés scientifiques concernées, et du nombre et du profil des sources. Plus d'un millier de références bibliographiques (1 205) ont été analysées (Figure 1 et Encadré 2).

Dans ce corpus, 876 articles scientifiques (72,7% du corpus cité) sont publiés dans des revues à comité de lecture (dont 780 issus du WoS). Parmi ces articles, 251 sont des articles de synthèse (review) ou des méta-analyses, soit 1/3 du total. Pour l'essentiel, ces références ont été publiées depuis 2010 (84%) : elles sont surtout récentes mais le corpus est tout de même ancré dans le temps.

La littérature grise a été spécifiquement mobilisée dans le chapitre 2 pour compléter les lacunes d'information scientifique sur l'impact des labels sur la biodiversité. La littérature grise contribue plus marginalement à tous les autres chapitres. Les rapports d'institutions publiques nationales et internationales forment presque la moitié des documents cités (Figure 1, droite) : ils présentent souvent l'intérêt de contextualiser les diagnostics et de fournir des panoramas chiffrés. Parmi les sources privées, les rapports d'ONG (13%) et de porteurs de labels (10%) représentent un cinquième des sources. Certaines sources scientifiques qui ne sont pas des articles publiés dans des revues à comité de lecture sont également regroupées dans la littérature grise.

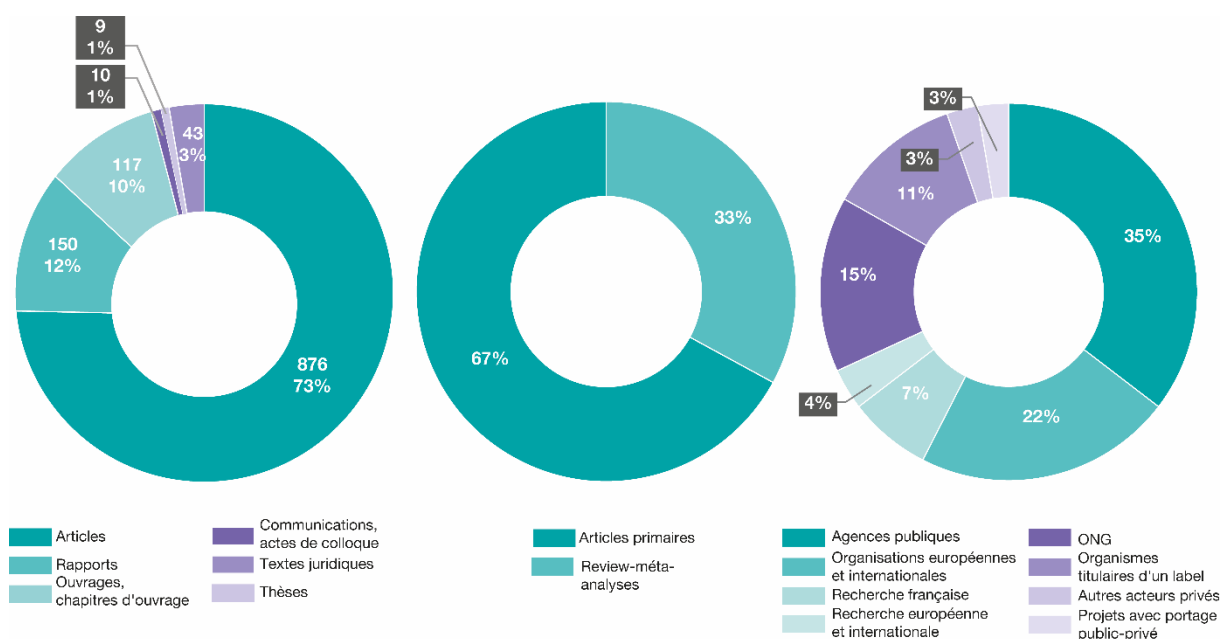
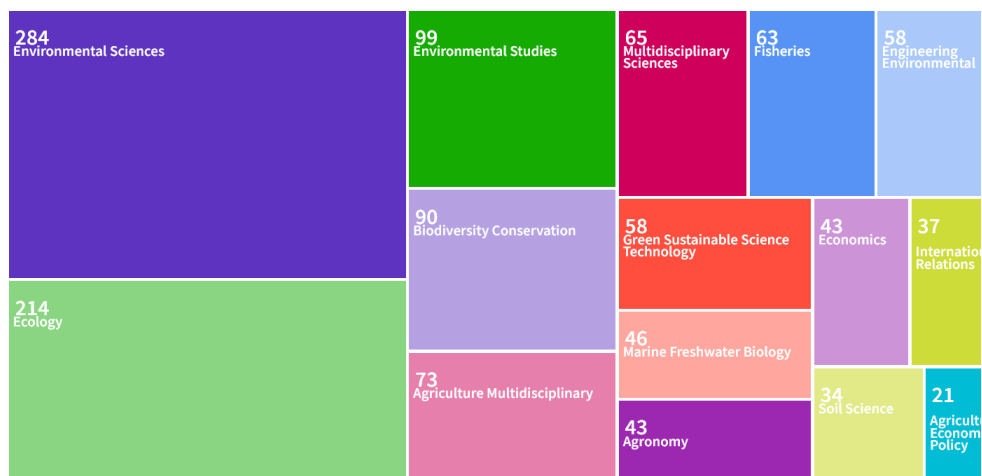


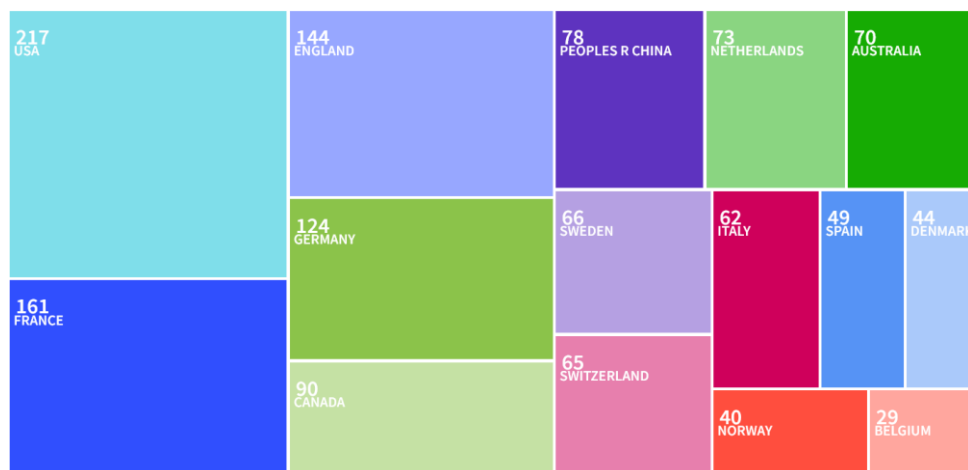
Figure 1. Répartition des sources documentaires issues du corpus cité (à gauche) ; entre articles primaires et synthèses ou méta-analyses (au centre) ; et selon les types d'institutions autrices pour la littérature grise (à droite).

Encadré 2. Caractéristiques du corpus scientifique présent dans le Web of Science

Les quinze premières catégories thématiques des revues supports des publications du corpus (incluant le nombre d'articles concernés) montrent logiquement la prédominance des sciences environnementales et de l'écologie comme objets d'étude appliqués à l'agriculture et la pêche.



Les quinze premiers pays de rattachement des auteurs des publications du corpus (avec le nombre d'articles) soulignent une forte dimension internationale. On note toutefois une prépondérance de l'Amérique du Nord et de l'Europe, dont la France (2^e position).



La diversité des rattachements institutionnels des auteurs est grande ; INRAE est le premier organisme cité.

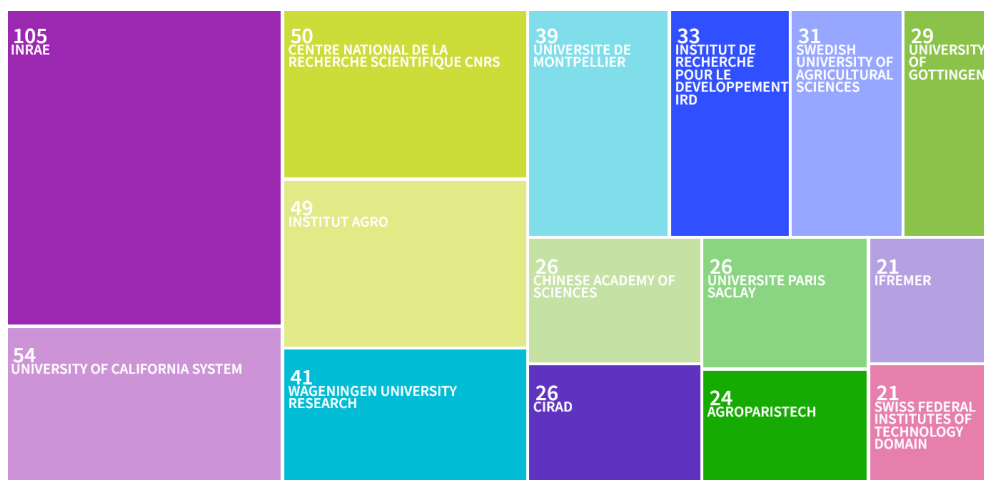


Tableau 2. Les 10 revues supports du plus grand nombre d'articles cités (corpus issu du WoS) avec le nombre de publications concernées.

Revues les plus citées	Nombre de publications
<i>Agriculture Ecosystems & Environment</i>	48
<i>Marine Policy</i>	33
<i>Journal of Applied Ecology</i>	24
<i>International Journal of Life Cycle Assessment</i>	20
<i>Science of the Total Environment</i>	18
<i>Journal of Cleaner Production</i>	18
<i>Ecological Indicators</i>	15
<i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i>	14
<i>Sustainability</i>	14
<i>Nature</i>	13

Une analyse conjointe des approches marine et terrestre

L'étude concernant l'ensemble des produits alimentaires et des milieux, le comité d'experts a d'emblée privilégié la transversalité dans ses approches. Considérer conjointement l'océan et la terre n'était cependant pas évident. La biodiversité terrestre et marine forme bien sûr un tout mais l'étude de ces deux univers ne se recouvre pas totalement (Figure 2).

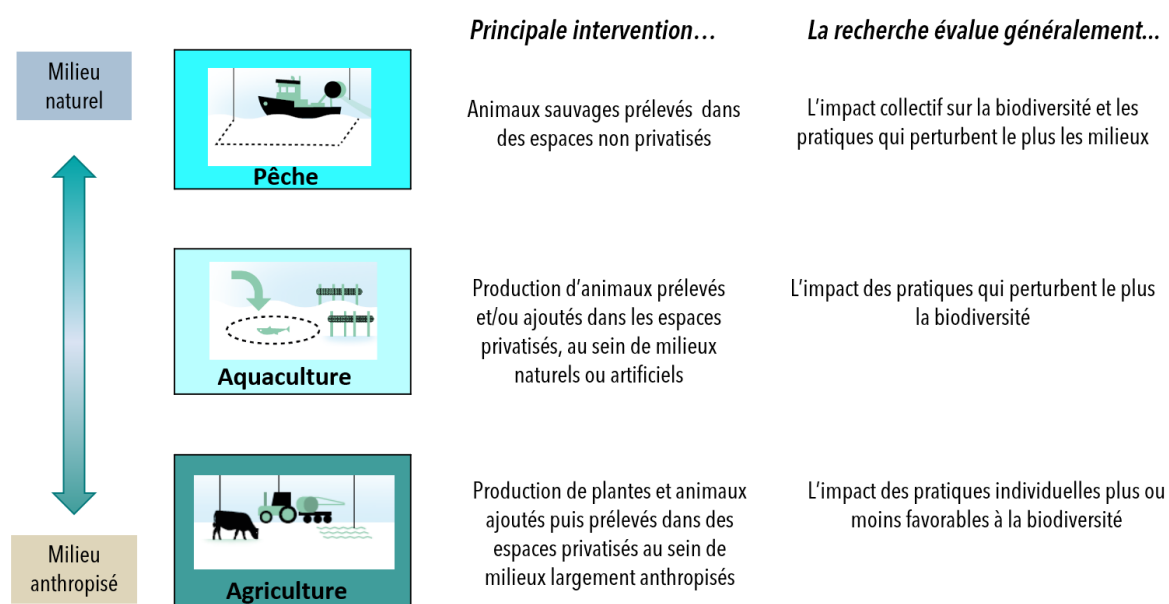


Figure 2. Principales différences terre-mer dans l'approche des impacts sur la biodiversité pour l'agriculture, l'aquaculture et la pêche

Ainsi la pêche prélève directement des populations sauvages (à l'instar de la chasse) tandis que l'agriculture modifie un milieu largement anthropisé pour y cultiver et élever des plantes et animaux domestiqués, généralement exogènes au milieu naturel adjacent. L'aquaculture se situe entre les deux, utilisant des milieux artificiels (bassins) ou naturels (sites en mer ou en étangs) ou alternativement les deux, et des animaux souvent sélectionnés ou prélevés dans les populations sauvages (naissains, larves).

Les trois activités modifient et/ou dégradent les milieux naturels dans lesquelles elles sont pratiquées, mais la nature des facteurs d'impacts est plus variée en agriculture du fait d'une plus large diversité de filières et des pratiques.

L'aquaculture se situe, de nouveau, de manière intermédiaire entre l'agriculture et la pêche, avec des pratiques proches de l'élevage, mais une part significative de l'alimentation des poissons d'élevage qui est pêchée en mer.

À l'instar de ces différences terre-mer et pêche-agriculture, les communautés scientifiques agronomique et halieutique se fréquentent peu. Ainsi, la réflexion s'est davantage nourrie d'allers-retours entre les connaissances relatives aux deux milieux et aux trois activités, plutôt qu'au regroupement de leurs travaux respectifs.

Un cheminement par étapes successives et reliées

La saisine a été décomposée en questions successives, la démarche a se rapprochant de celle d'un arbre de décisions, c'est-à-dire d'une progression en fonction de la réponse apportée par étape (Figure 3). Pour commencer, nous avons choisi les cadrages initiaux pour décrire d'une manière cohérente dans toute l'étude la biodiversité (comment décrire l'état d'un concept aussi complexe ?), les pratiques (quelle typologie ?) et les labels (comment les situer ?). Puis nous nous sommes demandé comment déterminer si les labels ont un impact sur la biodiversité qui est significativement différent de celui des modes de production conventionnels ou moyens.

Pour ce faire, nous avons d'abord analysé la bibliographie portant sur les impacts des labels sur la biodiversité. Le corpus scientifique s'est révélé abondant pour deux labels : l'agriculture biologique prise au sens large et le label MSC. En revanche, son caractère lacunaire sur quasiment tous les autres labels a conduit le groupe d'experts à compléter le corpus par un examen de la littérature grise, dont les enseignements ont été convergents mais n'ont pas réellement permis d'aller au-delà des deux labels les plus étudiés.

Afin d'élargir l'analyse, nous sommes passés par l'étape des pratiques : leurs impacts sur la biodiversité, leur présence directe ou induite dans les mesures prévues par les cahiers des charges. Cela a permis d'identifier les pratiques couvertes par les labels, ainsi que d'évaluer l'ambition des engagements.

Pour aller plus loin sur la piste d'un coût environnemental, nous avons exploré trois modélisations (deux en agriculture, une pour la pêche) dont les approches sont différentes parce qu'adaptées à des contextes et objectifs différents.

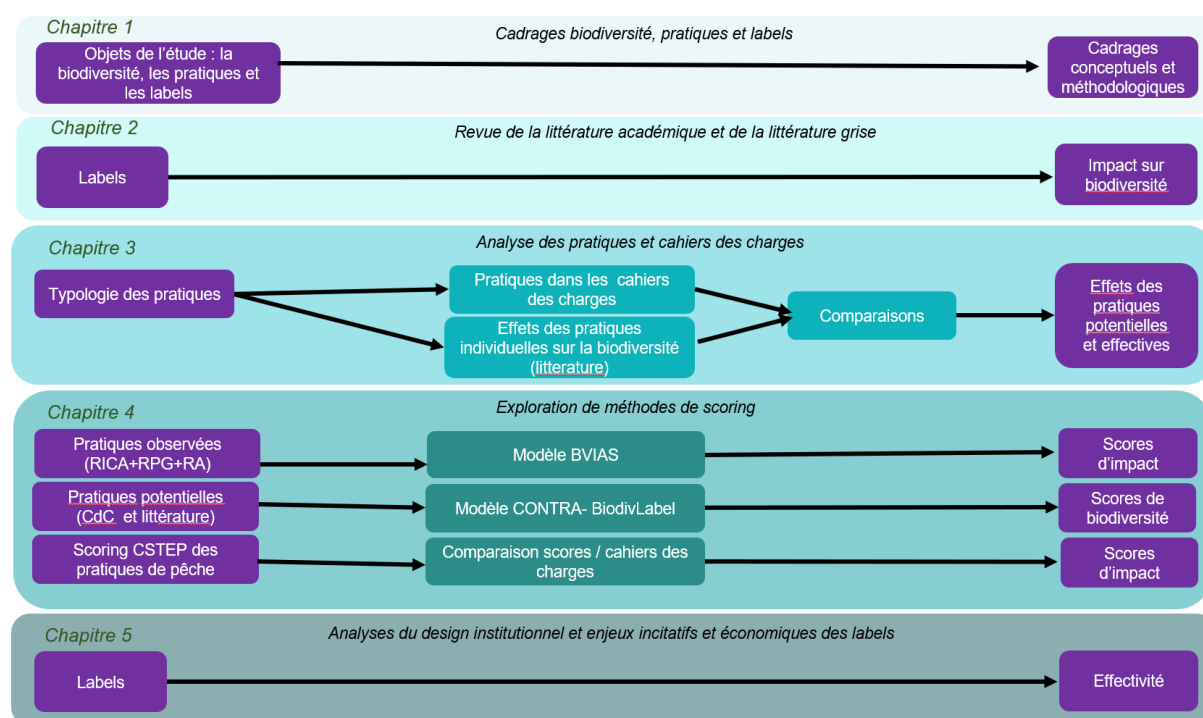


Figure 3. Schéma des différentes approches explorées dans BiodivLabel.

Cependant, s'en tenir aux aspects techniques n'est pas apparu suffisant pour garantir l'effectivité des promesses des labels, ni pour approcher leur portée ou leur rayonnement, ni enfin pour aborder les points de vigilance à leur égard. Une étude approfondie du design institutionnel des labels a permis de nuancer les acquis, tandis que les approches économiques et juridiques ont replacé les labels dans un contexte politique et des enjeux de cohérence avec les objectifs nutritionnels et climatiques.

Le plan du rapport suit cette démarche : chapitre 1) cadrages conceptuels ; chapitre 2) revue de la littérature académique et grise reliant labels et biodiversité ; chapitre 3) analyse des pratiques et des cahiers des charges ; chapitre 4) pistes méthodologiques ; chapitre 5) effectivité des labels. Les conclusions générales synthétisent et prolongent les acquis et réflexions adressés aux acteurs, décideurs et scientifiques.

Références bibliographiques

- Assemat, B.; Lobjoit, Y.; Bellancourt, A., 2023. Accompagnement du consommateur vers une alimentation saine et durable, Scores alimentaires et autres formes de communication. Paris: Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, CGAAER, (rapport CGAAER, n°21085), 54 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/291590.pdf>
- Babin, C.; Espagnol, S.; Aubin, J., 2023. Effects of agricultural practices on biodiversity. A review. <https://hal.science/hal-04465927>
- Bernheim-Desvaux, S., 2024. La nouvelle directive permettant de donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition écologique. Contrats Concurrence Consommation, n° 6, Juin 2024, comm. 103.
- Bombardier, J.; Miaux, L., 2024. Allégations environnementales ou « green claims » : cadre légal et évolutions à venir. Droit rural, n° 2, Février 2024, étude 6.
- Cicek, S.; Boone, K.; Broekema, R., 2024. State of the art analysis of LCA-based ecolabelling schemes in Europe. Wageningen: Wageningen Economic Research, (Report 2024), 54 p. <http://dx.doi.org/10.18174/680057>
- Deguines, N.; Jono, C.; Baude, M.; Henry, M.; Julliard, R.; Fontaine, C., 2014. Large- scale trade- off between agricultural intensification and crop pollination services. Frontiers in Ecology and the Environment, 12 (4): 212-217. <http://dx.doi.org/10.1890/130054>
- Donnars, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Dashkina, R.; Girard, A.; Leenhardt, S.; Lelievre, V.; Le Perchec, S.; Paresys, L.; Richard, G., 2021. Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2 – Novembre 2021): INRAE DEPE, 63 p. <http://dx.doi.org/10.15454/tkna-4w25>
- European Commission, 2021. Inception impact assessment. Sustainable food system framework initiative. Ares(2021)5902055. Brussels. 9 p. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/13174-Sustainable-EU-food-system-new-initiative_en
- FAO, 2024. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 - Blue Transformation in action. Rome: FAO (The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA), n°2024), 264 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cd0683en>
- Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; Wermeille, A.; Sayari, 2023. Affichage environnemental et produits de la mer: Ademe, 64 p. <https://affichage-environnemental.ademe.fr/sites/default/files/2024-02/AFFICHAGE%20ENVIRONNEMENTAL-%20GT%20MER%20%281%29.pdf>
- IPBES; Brondízio, E.S.; Settele, J.; Díaz, S.; Ngo, H.T., 2019. Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 1144 p. <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.3831673>
- Maxwell, S.L.; Fuller, R.A.; Brooks, T.M.; Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. Nature, 536 (7615): 143-145. <https://doi.org/10.1038/536143a>
- Ollerton, J.; Erenler, H.; Edwards, M.; Crockett, R., 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. Science, 346 (6215): 1360-1362. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1257259>
- Raimbault, B.; Soutjis, B., 2024. Effets politiques du calcul, effets calculatoires de l'action publique. Le cas de l'affichage environnemental dans le secteur alimentaire en France. Gouvernement et action publique, Vol. 13 (4): 31-54. <http://dx.doi.org/10.3917/gap.244.0031>
- République française, 2020. Loi n° 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire. JORF n°0035 du 11 février 2020. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000041553759/>
- République française, 2021. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. JORF n°0196 du 24 août 2021. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>
- Rigal, S.; Dakos, V.; Alonso, H.; Aunins, A.; Benko, Z.; Brotons, L.; Chodkiewicz, T.; Chylarecki, P.; de Carli, E.; del Moral, J.C.; Domsa, C.; Escandell, V.; Fontaine, B.; Foppen, R.; Gregory, R.; Harris, S.; Herrando, S.; Husby, M.; Ieronymido, C.; Jiguet, F.; Kennedy, J.; Klvanová, A.; Kmecl, P.; Kuczynski, L.; Kurlavicius, P.; Kålås, J.A.; Lehikoinen, A.; Lindström, Å.; Lorrillière, R.; Moshøj, C.; Nellis, R.; Noble, D.; Eskildsen, D.P.; Paquet, J.Y.; Péliissié, M.; Pladevall, C.; Portolou, D.; Reif, J.; Schmid, H.; Seaman, B.; Szabo, Z.D.; Szép, T.; Florenzano, G.T.; Teufelbauer, N.; Trautmann, S.; van Turnhout, C.; Vermouzek, Z.; Vikstrom, T.; Vorisek, P.; Weiserbs, A.; Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 120 (21): 9. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2216573120>

- Rusch, A.; Chaplin-Kramer, R.; Gardiner, M.M.; Hawro, V.; Holland, J.; Landis, D.; Thies, C.; Tschardtke, T.; Weisser, W.W.; Winqvist, C.; Woltz, M.; Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 198-204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
- Sanye Mengual, E.; Boschiero, M.; Leite, J.; Casanato, C.; Fiorese, G.; Mancini, L.; Sinkko, T.; Wollgast, J.; Listorti, G.; Sala, S., 2024. Sustainability labelling in the EU food sector: current status and coverage of sustainability aspects. Luxembourg: Office of the European Union Publications, (JRC134427). <https://dx.doi.org/10.2760/547228>
- Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF); Gras, M.; Pierucci, A.; Mantopoulou Palouka, D.; Kupschus, S.; Konrad, C., 2024. Monitoring the Performance of the Common Fisheries Policy (STECF-Adhoc-24-01). Luxembourg: Publications Office of the European Union, (JRC137731), 105 p. <https://dx.doi.org/10.2760/547228>
- Stanton, R.L.; Morrissey, C.A.; Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 244-254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028>
- Temple, A.J.; Skerrett, D.J.; Howarth, P.E.C.; Pearce, J.; Mangi, S.C., 2022. Illegal, unregulated and unreported fishing impacts: A systematic review of evidence and proposed future agenda. *Marine Policy*, 139: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105033>
- Tschardtke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>

Annexe : Tableaux et figures du corpus bibliographique

Parmi les 1 205 références citées dans le rapport, certaines le sont dans plusieurs chapitres. Les descriptions ci-dessous reposent sur des comptages simples à partir de la base bibliographique exhaustive du corpus, gérée sous Endnote. Les tableaux et graphiques ont été réalisés sous Excel.

Tableau 4. Nombre de références citées par chapitre

Nombre de références	
Introduction	22
Chapitre 1	173
Chapitre 2	289
Chapitre 3	331
Chapitre 4	280
Chapitre 5	249
Conclusions	42

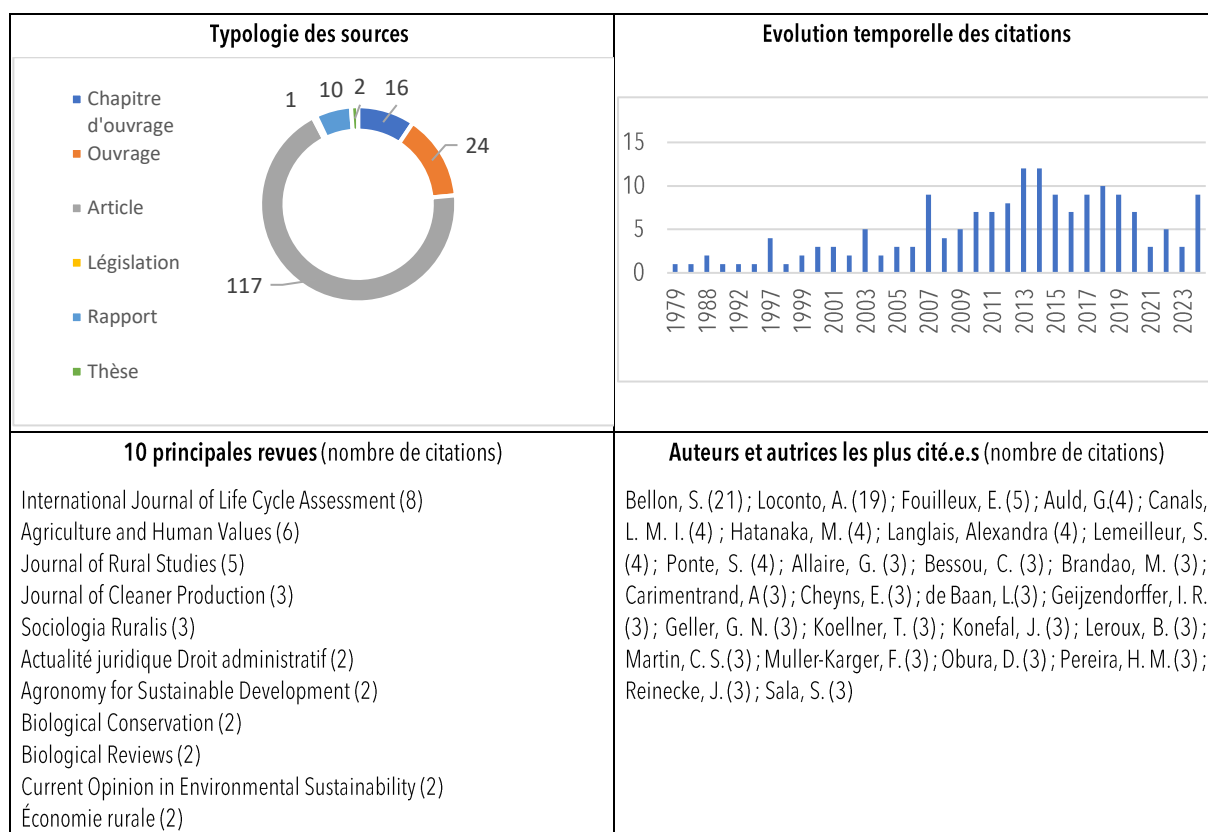


Tableau 5. Description du corpus du chapitre 1

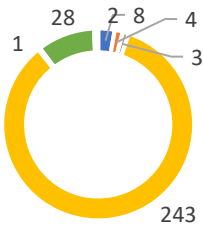
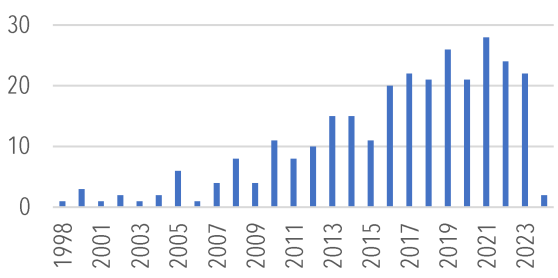
Typologie des sources	Evolution temporelle des citations
- Ouvrage - Chapitre d'ouvrage - Communication à colloque - Article - Législation - Rapport - Thèse 	
10 principales revues (nombre de citations) Marine Policy (27) Agriculture Ecosystems & Environment (13) Journal of Applied Ecology (13) International Journal of Life Cycle Assessment (11) Fisheries Research (9) Journal of Cleaner Production (8) Ecology Letters (5) Frontiers in Marine Science (5) Science of the Total Environment (5) Sustainability (5)	Auteurs et autrices les plus cité.e.s (nombre de citations) Tscharrntke, T. (11) ; Batary, P. (9) ; Longo, C. (7) ; Bengtsson, J. (7) ; Jeanneret, P. (6) ; Asche, F. (6) ; Smith, H. G. (5) ; Rusch, A. (5) ; Rundlof, M. (5) ; Foley, P. (5) ; Bretagnolle, V. (5) ; Bailey, M. (5) ; SternPirlot, A. (4) ; Sarthou, J. P. (4) ; Pérez-Ramírez, M. (4) ; Lees, S. (4) ; Knudsen, M. T. (4) ; Klein, A. M. (4) ; Herzog, F. (4) ; Gutiérrez, N. L. (4) ; Gulbrandsen, L. H. (4) ; Gaillard, G. (4) ; Bronnmann, J. (4) ; Aviron, S. (4) ; Agnew, D. J. (4)

Tableau 6. Description du corpus bibliographique du chapitre2

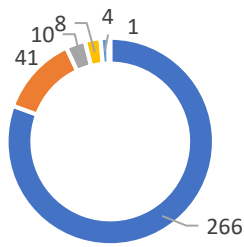
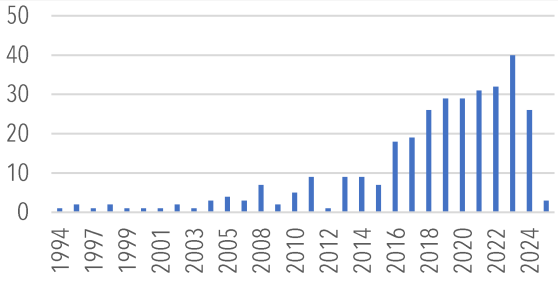
Typologie des sources	Evolution temporelle des citations
- Article - Rapport - Législation - Chapitre d'ouvrage - Ouvrage 	
10 principales revues (nombre de citations) Agriculture Ecosystems & Environment (25) Soil Biology & Biochemistry (11) Science of the Total Environment (10) Global Change Biology (10) Journal of Applied Ecology (8) Ecology Letters (7) Nature (6) Global Ecology and Biogeography (6) Reviews in Aquaculture (5) Marine Pollution Bulletin (5) Conservation Biology (5)	Auteurs et autrices les plus cité.e.s (nombre de citations) Gascuel, D. (11) ; Fried, G. (9) ; Klein, A. M. (6) ; Reid, D. (6) ; Rindorf, A. (6) ; Tscharrntke, T. (6) ; Druon, J.N. (5) ; Potts, S. G. (5) ; Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries (5) ; Batáry, P. (4) ; Chaloupka, M. (4) ; Chang, S. X. (4) ; Depestele, J. (4) ; Gilman, E. (4) ; Gratton, C. (4) ; Holzschuh, A. (4) ; Kremen, C. (4) ; Li, Y. (4) ; Luo, Y. Q. (4) ; Makowski, D. (4) ; Murua, H. (4) ; Restrepo, V. (4) ; Rundlof, M. (4) ; SteffanDewenter, I. (4) ; Ulrich, C. (4) ; Zhang, Q. P. (4) ;

Tableau 7. Description du corpus bibliographique du chapitre 3

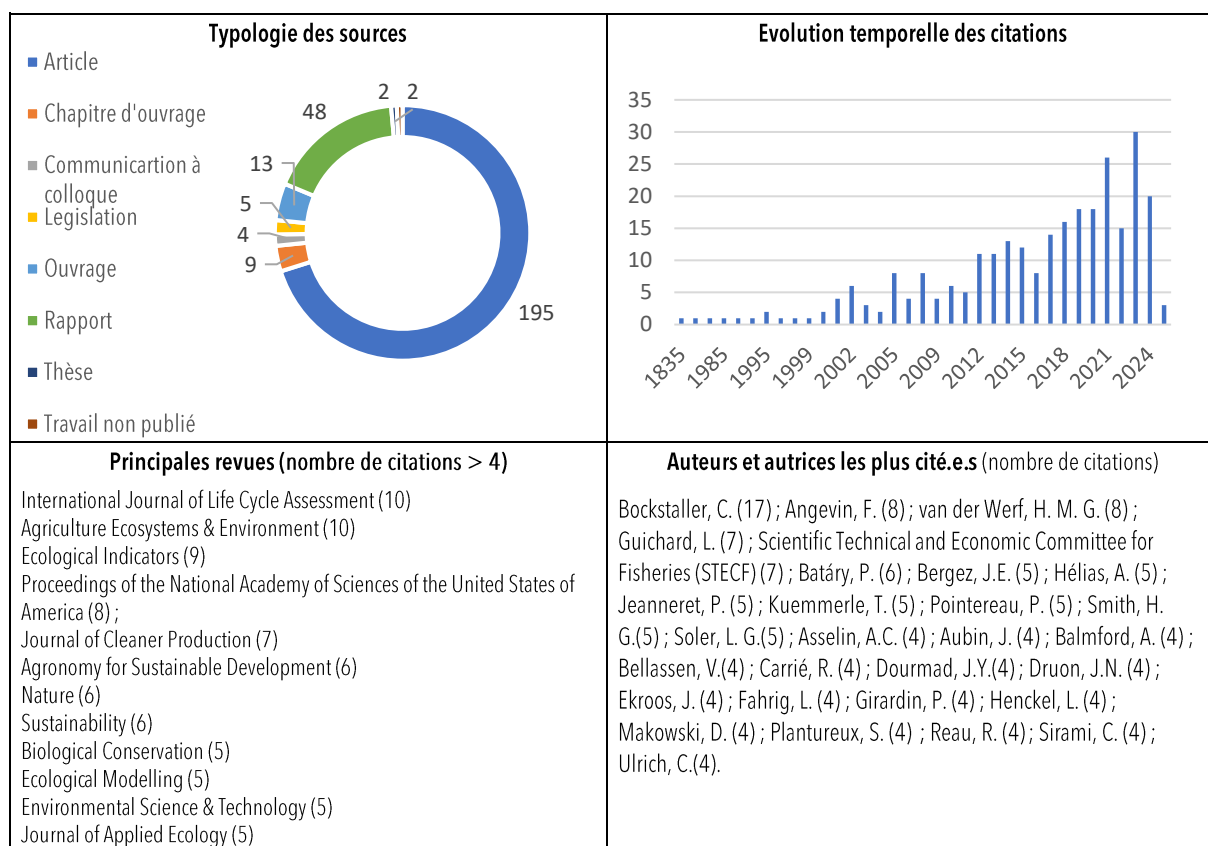


Tableau 8. Description du corpus bibliographique du chapitre 4

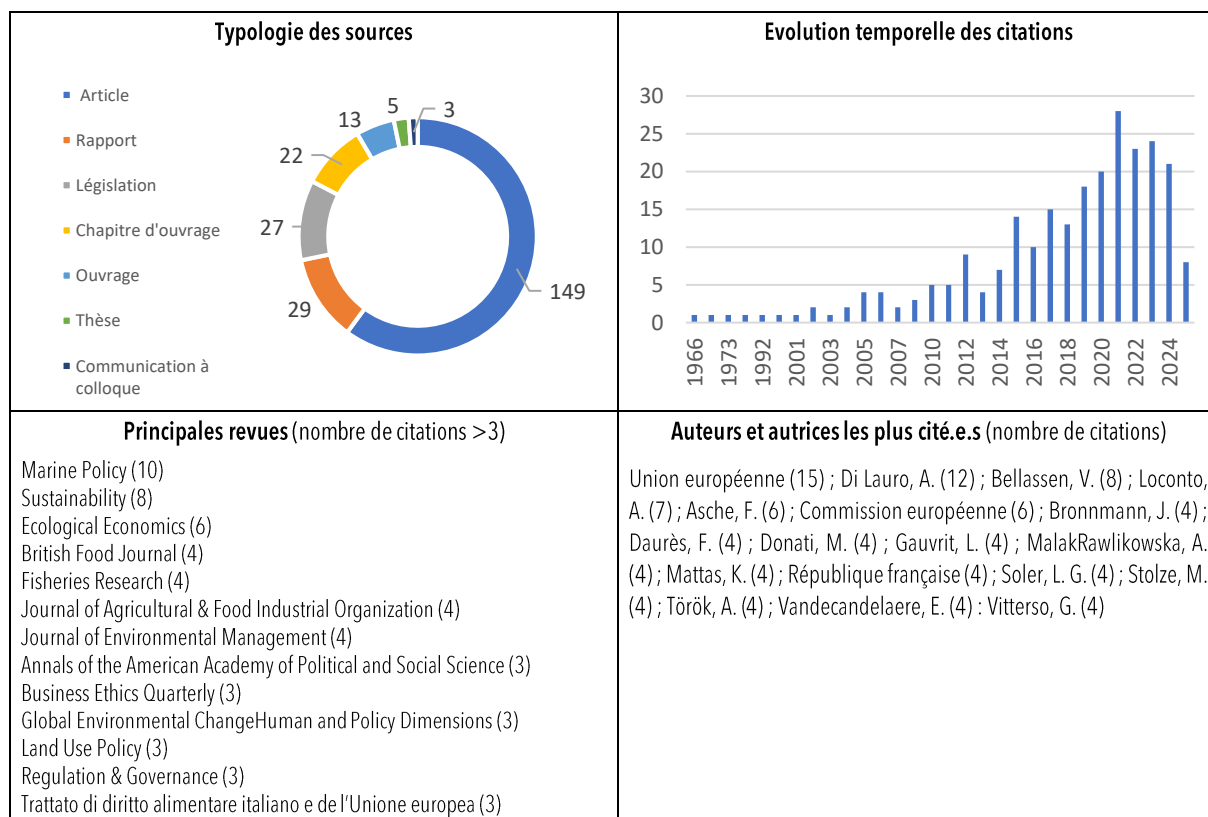


Tableau 9. Description du corpus bibliographique du chapitre 5

Chapitre 1. Cadrages conceptuels

Coordination : Cécile Chéron-Bessou, Olivier Le Gall, Françoise Lescourret, Allison Loconto

Contributions : Claire Bernard-Mongin, Christian Bockstaller, Luc Bodiguel, Coline Capron, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Guillaume Fried, Didier Gascuel, Thierry Laugier, Pierre-Alain Maron, Anne Mérot, Clémence Morant, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Clara Ulrich, Fabrice Vinatier, José Zambonino Infante

Relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction	27
1.1. La biodiversité	27
1.1.1. La naissance du concept de biodiversité dans le Droit.....	27
La Convention sur la diversité biologique, Rio 1992	27
La stratégie européenne pour la biodiversité	28
La stratégie française pour la biodiversité.....	28
1.1.2. La biodiversité : de quoi parle-t-on ?	29
La biodiversité patrimoniale : les listes rouges.....	29
La biodiversité fonctionnelle : les services écosystémiques	30
1.1.3. Les variables essentielles de biodiversité	31
1.1.4. La biodiversité dans le cadre de l'étude BiodivLabel	34
1.2. Les pratiques	35
1.2.1. Agriculture	36
1.2.2. Aquaculture	39
1.3.3. Pêche	41
1.3. L'analyse du cycle de vie pour évaluer l'impact des modes de production alimentaire sur la biodiversité	42
1.1.1. Le cadre de l'Analyse du cycle de vie	42
1.3.2. La problématique du changement d'usage des sols et du lien avec la biodiversité.....	44

1.3.3. Le cadre ACV pour la pêche et l'aquaculture.....	46
Analyses ACV existantes.....	46
Adaptation du cadre ACV aux impacts sur la biodiversité aquatique.....	47
1.3.4. Comparaison de l'impact environnemental des modes de production alimentaires par l'ACV.....	48
1.4. Les labels et leurs évolutions en lien avec la durabilité : une généalogie	49
1.1.1. La première saison : les standards nationaux.....	49
1.4.2. La deuxième saison : des standards multipartites privés	52
1.4.3. La troisième saison : méta-normes et innovations	56
1.5. Présentation des labels choisis	59
1.5.1. Sélection des labels	59
1.5.2. Un échantillon de 13 labels.....	60
Les labels publics et privés multi-sectoriels de durabilité.....	60
Les labels publics de qualité et d'origine.....	60
Les labels privés internationaux sectoriels de durabilité	61
Références bibliographiques.....	64

Introduction

La question traitée par l'étude BiodivLabel peut être résumée par « *en agriculture, aquaculture et pêche, que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité ?* ». Bien que simple en apparence, elle est positionnée à la croisée de nombreux contextes et disciplines scientifiques. Il a donc fallu que les experts commencent par partager les perceptions respectives de la question posée et un certain nombre d'éléments de contexte afin de convenir d'éléments de cadrage du travail collectif.

L'objet de ce chapitre est d'examiner avec un niveau large de généralité les principaux éléments de contexte ou de cadrage. Qu'est-ce que la biodiversité ? Comment décrire simplement mais aussi complètement que possible les pratiques de production alimentaire qui l'impactent ? Comment mesurer l'impact d'un produit sur la biodiversité au long de son cycle de vie ? Qu'est-ce qu'un label ? D'où viennent-ils ? Enfin, quelles sont les grandes caractéristiques des labels retenus pour l'étude ?

1.1. La biodiversité

1.1.1. La naissance du concept de biodiversité dans le Droit

« *Nature is declining globally at rates unprecedented in human history – and the rate of species extinctions is accelerating, with grave impacts on people around the world now likely* »¹.

Alors que le rythme de dégradation de la biodiversité s'accélère, le Droit pour sa protection se construit lentement. Nous commencerons par souligner ici les principales étapes et questions fondamentales, sans recherche d'exhaustivité, afin de montrer comment le droit définit et appréhende la diversité biologique ou biodiversité, et comment ce « droit de la biodiversité » saisit la question des labels.

La Convention sur la diversité biologique, Rio 1992

Au sommet de la Terre qui s'est tenu à Rio de Janeiro (Brésil) en 1992, les États signataires, aujourd'hui 196, ont élaboré la Convention sur la diversité biologique (CDB)², ratifiée par la France en 1994. Chaque partie contractante de la CDB s'impose notamment d'identifier « *les éléments constitutifs de la diversité biologique importants pour sa conservation et son utilisation durable* » (art. 7) et d'en organiser la protection et la conservation (art. 8 et 9 particulièrement)³.

Cette diversité biologique, ou biodiversité selon le *National forum on Biodiversity* tenu en septembre 1986 à Washington DC (National Academy of Sciences, 1988) – terme généralement retenu par la suite –, est définie comme la « *Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* » (art. 2).

Cette définition n'est pas exclusive d'une part, d'approches diverses (terme « entre autres » à l'art. 2) ou d'autre part, d'autres éléments constitutifs de la diversité biologique (l'art. 7 parle d'une « liste indicative »). Par conséquent, si les écosystèmes et les « complexes dynamiques » sont au cœur de la définition de la biodiversité, rien n'exclut des approches plus patrimoniales, élément par élément.

¹ IPBES (2019). Media Release: Nature's Dangerous Decline 'Unprecedented'; Species Extinction Rates 'Accelerating'. <https://www.ipbes.net/news/Media-Release-Global-Assessment> [Consulté le 28 juin 2024].

² The Convention on Biological Diversity <https://www.cbd.int/convention/text> [Consulté le 19 février 2025]

³ Hermitte, M.A., 1988. Le concept de biodiversité biologique et la création d'un statut de la nature. In: Edelman B. et Hermitte M.A. (dir.), ed. *L'homme la nature et le droit*. Paris: Ed. Christian Bourgois, p.238. , Hermitte, M.-A., 1992. La convention sur la diversité biologique. *Annuaire français de droit international*, 38 (1): 844-870. https://www.persee.fr/doc/afdi_0066-3085_1992_num_38_1_3098

La stratégie européenne pour la biodiversité

Suite à l'adoption de la CBD, l'UE a développé sa stratégie pour la biodiversité. Aujourd'hui cette stratégie européenne résulte d'une Communication de la Commission « en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 : Ramener la nature dans nos vies » qui, avec la stratégie *Farm to Fork* (De la ferme à la table), fait partie de la stratégie européenne *Green Deal* (Pacte vert)⁴. Cette dernière comprend un axe « 2.1.7. Préserver et rétablir les écosystèmes et la biodiversité » qui rappelle que « Toutes les politiques de l'UE devraient contribuer à la préservation et à la restauration du capital naturel de l'Europe » et renvoie à la stratégie « De la ferme à la table » sur la question de l'utilisation des pesticides et des engrais dans l'agriculture et à la politique commune de la pêche sur celle des effets de la pêche sur les écosystèmes marins.

Aucune de ces communications liées au Pacte vert ne fait toutefois référence à une définition de la biodiversité. En revanche, la Communication sur le Pacte vert mentionne la Convention sur la diversité biologique lorsqu'il est question de « *Préserver et rétablir les écosystèmes et la biodiversité* » pour mentionner que l'UE y est engagée, mais qu'elle « *ne réalisera pas certains de ses objectifs environnementaux les plus importants pour 2020, tels que les objectifs d'Aichi dans le cadre de la convention sur la diversité biologique* » (p.15 ; aussi p.24). De même, la stratégie 2030 sur la biodiversité affirme le « *rôle moteur de [l'UE] au niveau mondial par son exemple et son action* », ainsi que sa volonté de « *contribuer à l'établissement et à l'adoption d'un cadre mondial porteur de changement pour l'après-2020 lors de la 15^e conférence des Parties à la convention sur la diversité biologique* » (p.4) alors même que « *Les objectifs définis dans le cadre de la convention sur la diversité biologique se sont révélés insuffisants pour assurer une protection et une restauration adéquates de la nature* » (p.5). Dans ces conditions, il est difficile de saisir la définition sur laquelle reposent les stratégies européennes.

Le règlement sur la restauration de la nature, adopté en juin 2024, vise à « mettre en place des mesures en vue de restaurer, d'ici à 2030, au moins 20% des zones terrestres et des zones marines de l'UE et, d'ici à 2050, l'ensemble des écosystèmes ayant besoin d'être restaurés »⁵. Il s'appuie sur la notion d'écosystème, entendue exactement comme dans la CDB complétée par les « types d'habitats, des habitats d'espèces et des populations d'espèces » tels que définis à l'article 1er, point f), de la directive 92/43/CEE.

La stratégie française pour la biodiversité

En France, la stratégie nationale pour la biodiversité 2030 (SNB 2030)⁶, qui s'inscrit comme une mise en œuvre de la CDB⁷, n'en reprend cependant pas le vocable : elle utilise à plusieurs reprises la notion de « biodiversité » ou de « nature » sans toutefois les définir. Il existe cependant en France une définition juridique de niveau législatif qui, par conséquent, s'applique à tous les dispositifs réglementaires concernant la biodiversité, par défaut et sauf mention contraire.

Cette définition juridique, donnée à l'article L.110-1 du code de l'environnement⁸ depuis la loi n° 2016-1087 du 8 août

⁴ Voir :

Le pacte vert pour l'Europe. Communication 2019/640 de la Commission au Parlement européen, au Conseil européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions. COM(2019) 640 final. Bruxelles, le 11 décembre 2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=COM:2019:640:FIN> [Consulté le 1^{er} juillet 2024].

Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030 « Ramener la nature dans nos vies ». Communication 2020/380 de la Commission au parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions COM(2020) 380 final. Bruxelles, le 20 mai 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52020DC0380> [Consulté le 1^{er} juillet 2024].

Une stratégie "De la ferme à la table" pour un système alimentaire équitable, sain et respectueux de l'environnement. Communication 2020/381 de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions. COM(2020) 381 final. Bruxelles, le 20 mai 2020. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381> [Consulté le 1^{er} juillet 2024].

⁵ Conseil de l'Union européenne (2024). Communiqué de presse : Règlement sur la restauration de la nature: le Conseil donne son feu vert définitif. <https://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/> (publié le 17 juin 2024, consulté le 1^{er} juillet 2024)

⁶ <https://biodiversite.gouv.fr/la-strategie-nationale-biodiversite-2030> [Consulté le 1^{er} juillet 2024].

⁷ <https://www.un.org/fr/observances/biological-diversity-day/convention> [Consulté le 1^{er} juillet 2024].

⁸ https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043975398

2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages⁹, reprend presque mot pour mot les termes de la CDB : « *On entend par biodiversité, ou diversité biologique, la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie. Elle comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, la diversité des écosystèmes ainsi que les interactions entre les organismes vivants* ». Il est précisé préalablement que « [...] la biodiversité [fait] partie du patrimoine commun de la nation. Ce patrimoine génère des services écosystémiques et des valeurs d'usage ».

Comme le cadre juridique international ou européen, cette définition ne distingue pas de catégories au sein de la biodiversité : nature ordinaire et remarquable, composantes matérielles et immatérielles, etc., puisque sont considérés tant les gènes que les fonctions, services et dynamiques interactives entre composantes. Cette « complexification » du droit le rend sans doute plus fragile, voire incertain. Elle permet en revanche d'étendre le champ de la protection, par exemple aux trames vertes (Bodiguel *et al.*, 2017).

Selon Agathe Van Lang (2016a ; 2016b), la loi française porterait une « vision économique, utilitaire, de la diversité biologique ». La référence aux services écosystémiques « *qui désigne[nt] les bénéfices que la nature prodigue aux sociétés humaines* », ainsi que le régime de compensation pour atteinte à la biodiversité, en seraient la marque et confirmeraient que « *la loi ne vise pas à protéger la biodiversité pour elle-même, mais avant tout pour l'usage que l'homme peut en faire, épousant ainsi une conception anthropocentrique de la biodiversité* ». Cette conclusion ne serait pas nuancée par la reconnaissance de la biodiversité en tant que patrimoine commun de la nation, qualification purement symbolique qui ne génère ni statut, ni régime juridique et qui est largement remise en cause par les possibilités d'appropriation d'une grande partie des composantes de la biodiversité (Martin, 2015).

1.1.2. La biodiversité : de quoi parle-t-on ?

Pour affronter la crise de la biodiversité, une première nécessité est de définir un vocabulaire commun à tous les acteurs : scientifiques, gestionnaires, décideurs, citoyens, etc. Sans cela, comment dresser des constats partagés, comment fixer des objectifs, comment définir les chemins pour les atteindre ? La biodiversité est particulièrement sensible de ce point de vue, parce que... elle est diverse, ainsi que les perceptions qu'en ont les uns ou les autres.

La biodiversité patrimoniale : les listes rouges

Les premières alertes concernant la crise de la biodiversité sont venues du constat de la disparition accélérée d'espèces et des menaces qui pèsent sur des groupes taxonomiques entiers et parfois les biomes (par exemple les massifs coralliens ou certaines forêts.). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) ou d'autres acteurs à différentes échelles géographiques publient régulièrement des listes rouges, qui recensent les niveaux de menace d'extinction pesant sur les espèces à partir des données et expertises disponibles.

Cette approche patrimoniale est extrêmement utile pour attirer l'attention sur les situations les plus critiques, mais souffre de fortes lacunes et de biais taxonomiques, géographiques ou d'autres natures (Bachman *et al.*, 2019; Cowie *et al.*, 2022). En effet, si l'expertise et les données sont importantes pour des groupes comme par exemple les oiseaux ou les vertébrés en général, la part d'espèces pour lesquelles les connaissances sont insuffisantes pour évaluer les niveaux de menace tant aux échelles globale que locale est très importante pour des groupes tels que les insectes, les plantes ou d'autres encore moins bien connus. Ces biais taxonomiques et géographiques peuvent porter le risque de simplifier ou de déformer la perception de la situation globale, voire de limiter l'engagement d'acteurs non directement concernés par les espèces les plus menacées. En outre, la temporalité nécessaire au diagnostic expert de l'état critique d'une espèce, voire de sa disparition, tend à ce que les listes aient toujours un temps de retard sur l'actualité. Enfin, focalisée sur certaines espèces, cette approche ne permet pas, ou difficilement, de rendre compte des multiples niveaux

⁹ <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000033016237>

d'organisation de la biodiversité et des menaces qui pèsent sur eux, ni de celles pesant sur les relations d'interdépendance entre espèces qui sont à la base du fonctionnement du vivant.

L'approche patrimoniale, malgré son intérêt évident comme « lanceuse d'alerte » du déclin de la biodiversité, n'est donc pas suffisante pour rendre compte de la totalité du phénomène, et encore moins pour proposer des règles de gestion à l'échelle systémique.

La biodiversité fonctionnelle : les services écosystémiques

Le premier pas pour aller au-delà de ces listes d'espèces d'intérêt est souvent de considérer la biodiversité à travers les services écosystémiques qu'elle rend aux populations humaines – ainsi potentiellement que les dis-services, c'est-à-dire les services négatifs, les nuisances, occasionnés. C'est sur ce point que la définition de la biodiversité rejoint parfois la question des services écosystémiques, c'est-à-dire des « conditions et processus par lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui les construisent soutiennent et permettent la vie humaine » (Daily, 1997) ou des « bénéfices rendus par les écosystèmes au bien-être humain » (*Millennium Ecosystem Assessment*, 2005)¹⁰ ; notions qui se distinguent des services environnementaux qui sont rendus par l'homme à l'environnement, pour que l'homme puisse bénéficier en retour de services fournis par l'environnement¹¹.

Derrière ces concepts, il y a un vif débat entre une motivation anthropocentrée et utilitariste de la biodiversité, ou une approche biocentrée de sa protection et de sa conservation qui est plus en phase avec l'acception large, multi-échelles et englobante de la Convention sur la diversité biologique (CDB)¹². En effet, cette approche complète l'approche patrimoniale en intégrant des aspects fonctionnels des écosystèmes mais présente l'inconvénient que son fondement utilitariste et anthropocentré repose sur un choix de valeurs plus ou moins implicites et potentiellement non conciliables ou non partagées.

Prenons l'exemple symbolique du coquelicot, *Papaver rhoeas*, l'une des quelque 250 000 espèces d'angiospermes qui présente *a priori* la même valeur intrinsèque que les autres en tant que composante de la biodiversité européenne. Pour le cultivateur, c'est une redoutable compétitrice des cultures. Pour l'apiculteur, c'est une source précieuse de pollen pour les abeilles. Pour le peintre impressionniste, c'est une subtile touche de couleur chaude qui tranche sur le vert et rompt la monotonie des paysages. Comment réconcilier les points de vue et s'entendre sur le cas de *Papaver rhoeas*, notamment pour celui qui se trouve être agriculteur la semaine, apiculteur amateur le soir et peintre émérite le dimanche ? Même des espèces qualifiées de « ingénieures écosystémiques », plus consensuelles, ne le sont jamais totalement : abeilles et pollinisateurs sont susceptibles de favoriser la progression d'espèces végétales envahissantes (Barthell *et al.*, 2001) ou divers dysfonctionnements de l'entomofaune sauvage (Agüero *et al.*, 2018) ; nombre de petits prédateurs régulateurs de la microfaune sont officiellement classés « susceptibles d'occasionner des dégâts » en France

¹⁰ Voir <https://www.millenniumassessment.org/>

¹¹ Sur ces notions, voir notamment :

Karsenty, A., 2011. La forêt tropicale, le mécanisme REDD et les paiements pour services environnementaux : un casse-tête écologique et socio-économique. https://agritrop.cirad.fr/559637/1/document_559637.pdf, Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117: 234-243. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>, Langlais, A., 2016. Les paiements pour services environnementaux comme réponse pertinente en faveur d'une agriculture durable ? In: dir.), M.-L.D.e.V.M.s.l., ed. *Agriculture durable : contributions juridiques, scientifiques et économiques pour l'élaboration d'un cadre normatif*. Marseille: Presses universitaires d'Aix Marseille; Bruylant, 395-411. , Pomade, A., 2016. Les paiements pour services environnementaux contribuent-ils à l'émergence d'un « gradient de juridicité » ? [VertigO] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 16 (1): 1-14. <https://www.erudit.org/en/journals/vertigo/1900-v1-n1-vertigo02678/1037573ar.pdf>, Langlais, A., 2019. *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux. Quels questionnements juridiques ?* Rennes: Presses universitaires de Rennes, 447 p. .

Voir aussi l'exemple italien : Pettenella et Bottaro Pettenella, D.; Bottaro, G., 2019. I pagamenti per i servizi ecosistemici. In: di), N.F.a.c., ed. *Commentario al Testo unico in materia di foreste e filiere forestali (d.lgs. 3 aprile 2018, n. 34)*. Milano: Wolters Kluwer, p. 241. .

¹² Voir Hautereau-Boutonnet, M.; Truilhé, E., 2017. *Quelle(s) valeur(s) pour la biodiversité ?*: Mare Martin (*Droit, sciences et environnement*), 325 p. <https://hal.science/hal-01829868/file/Version%207%20pour%20BAT%20ouvrage%20biodiversit%C3%A9.pdf>, Vanuxem, S., 2020. *Des choses de la nature et de leurs droits*. éditions Quae (*Sciences en questions*), 115 p. <https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/46134/1/9782759232376.pdf>, Notre affaire à tous, 2022. *Les Droits de la nature. Vers un nouveau paradigme de protection du vivant*. Paris: Le Pommier, 468 p. .

et pourchassés à ce titre¹³ ; les lombrics sont des qualifiés de nuisances environnementales envahissantes en Amérique du Nord¹⁴ ; etc.

L'approche fonctionnelle complète l'approche patrimoniale mais se focalise elle aussi sur une partie de la biodiversité. Non seulement elle ne permet donc pas d'appréhender entièrement « la » biodiversité, mais les valeurs fonctionnelles sur lesquelles elle repose sont implicitement au cœur même des choix de société que sa caractérisation doit permettre d'informer : il y a un risque de raisonnement circulaire. En réalité les services écosystémiques rendus par la biodiversité et la biodiversité elle-même ne sont pas totalement congruents (Naidoo *et al.*, 2008) : dans une optique de développement durable, ces dimensions doivent être considérées toutes deux.

1.1.3. Les variables essentielles de biodiversité

Pour aller plus loin dans une définition opérationnelle de la biodiversité, il faut revenir aux fondamentaux. On l'a vu, les termes dans lesquels la CDB de Rio a proposé en 1992 une définition de la biodiversité ont été très largement repris depuis, y compris dans le Code de l'environnement français (Art. L110-1, voir page 5)¹⁵. La biodiversité, plus qu'un état mesurable, est donc la variabilité de cet état. Elle s'appréhende à différentes échelles, des gènes aux écosystèmes, incluant la nature des éléments (taxons, biotopes, etc.) qui la composent, leurs abondances, leurs répartitions, autant que leurs relations fonctionnelles¹⁶. Elle résulte de processus écologiques et évolutifs, en interaction avec les conditions environnementales y compris celles qui sont induites par les activités humaines.

Pour l'objectiver et pour partager entre toutes les parties prenantes (citoyens, décideurs, évaluateurs, chercheurs, etc.) non seulement un vocabulaire mais aussi des indicateurs permettant de discuter valablement des scénarios et des outils d'aide à la décision, un référentiel commun est nécessaire. Dans le domaine du climat, depuis les années 1990 les Variables climatiques essentielles (ECV pour *Essential climate variables* ; Bojinski *et al.* (2014) assurent cette fonction. Depuis 2010 il en est de même en milieu océanique pour les Variables océaniques essentielles (EOV pour *Essential ocean variables* ; Miloslavich *et al.*, 2018). Un référentiel commun de vingt-et-une variables d'état a donc été proposé en 2013 par le réseau d'observation de la biodiversité du groupe d'observation de la terre (*Group on Earth Observation – Biodiversity Observation Network*, GEO-BON)¹⁷ et adopté par les parties de la conférence pour la diversité biologique (UNEP, 2013)¹⁸ : il s'agit des Variables essentielles de biodiversité, ou EBV¹⁹ pour *Essential biodiversity variables* (Pereira *et al.*, 2013)²⁰.

Les vingt-et-une EBV (Figure 1-1) sont réparties en six classes qui couvrent les différents niveaux d'organisation du vivant, des espèces (leurs gènes, leurs populations, leurs fonctionnalités, leurs communautés) aux écosystèmes (leur fonctionnement, leur structure).

¹³ Arrêté du 3 août 2023 pris pour l'application de l'article R. 427-6 du code de l'environnement et fixant la liste, les périodes et les modalités de destruction des espèces susceptibles d'occasionner des dégâts. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000047931721>

¹⁴ Voir « Lombrics envahissants » : <https://www.invadingspecies.com/fr/envahisseurs/nuisibles-des-forets/lombrics-envahissants/> [Consulté le 27 janvier 2024]

¹⁵ Voir « The Convention on Biological Diversity » <https://www.cbd.int/convention/> et Nations Unies, 1992. Convention sur la diversité biologique. New York: Nations Unies, 30 p. <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf>

¹⁶ Voir figure 1 : Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity - A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>.

¹⁷ Group on earth observations – biodiversity observation network ; le GEO est un groupe intergouvernemental au même titre que l'IPBES

¹⁸ UNEP, 2013. Convention on Biological Diversity: Essential Biodiversity Variables. Rapport du Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice, (UNEP/CBD/SBSTA/17/INF/7), 11 p. <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbsta/sbsta-17/information/sbsta-17-inf-07-en.pdf>

¹⁹ Voir « Essential Biodiversity Variables » : <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/> [Consulté le 26 mars 2024]

²⁰ Pereira, H.M.; Ferrier, S.; Walters, M.; Geller, G.N.; Jongman, R.H.G.; Scholes, R.J.; Bruford, M.W.; Brummitt, N.; Butchart, S.H.M.; Cardoso, A.C.; Coops, N.C.; Dulloo, E.; Faith, D.P.; Freyhof, J.; Gregory, R.D.; Heip, C.; Höft, R.; Hurtt, G.; Jetz, W.; Karp, D.S.; McGeoch, M.A.; Obura, D.; Onoda, Y.; Pettorelli, N.; Reyers, B.; Sayre, R.; Scharlemann, J.P.W.; Stuart, S.N.; Turak, E.; Walpole, M.; Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117): 277-278. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1229931>

Classe d'EBV	EBV	Classe d'EBV	EBV
Composition génétique 	Diversité génétique intraspécifique	Composition des communautés 	Abondance dans la communauté
	Différenciation génétique des populations		Diversité taxonomique phylogénétique
	Taille effective de population		Diversité des traits des espèces
	Consanguinité		Diversité des interactions
Populations des espèces 	Distribution d'espèces données	Fonctionnement des écosystèmes 	Productivité primaire
	Abondance des individus d'espèces données		Phénologie de l'écosystème
Phénotypes des organismes 	Phénologie des organismes		Dérangement de l'écosystème
	Morphologie des organismes	Structure des écosystèmes 	Fraction du couvert vivant
	Physiologie des organismes		Distribution horizontale d'éléments d'un écosystème
	Mouvement		Profil vertical de la biomasse de l'écosystème
	Caractéristiques démographiques, reproduction		

Figure 1-1. Les six classes d'EBV, et les vingt-et-une EBV.

Les EBV ont été conçues pour assurer l'interface entre les observations primaires et les indicateurs de suivi de la biodiversité (Brummitt *et al.*, 2017; Navarro *et al.*, 2017) et donc notamment de sorte à être : (1) pertinentes au regard des objectifs fixés internationalement par la convention de Rio et les objectifs d'Aichi, (2) sensibles aux changements d'état de la biodiversité, (3) utilisables par l'ensemble des acteurs de la surveillance, de la recherche scientifique, de la prévision et de la gestion des espèces et des espaces, et (4) adaptées à des suivis à haut débit du niveau local au niveau global ("scalable" en anglais).

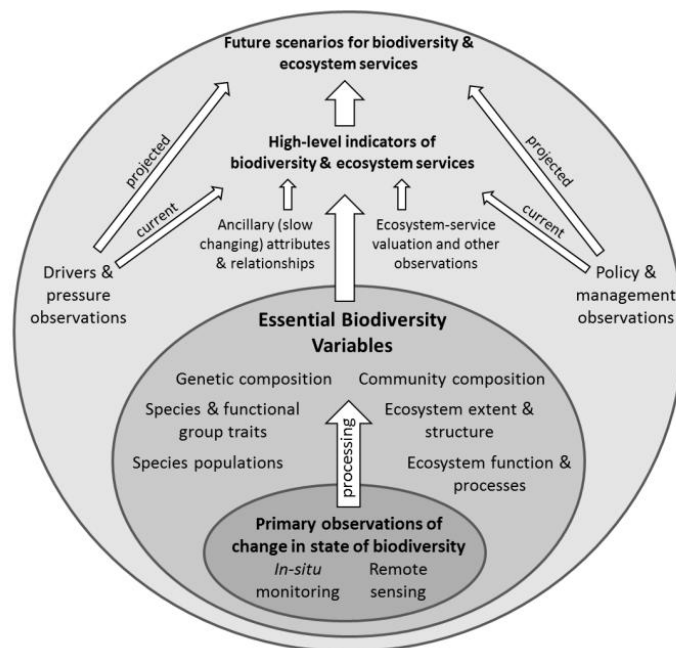


Figure 1-2. Le principe des EBV (Convention on Biological Diversity SBSTA, 2013).

Les observations primaires des suivis in situ et des systèmes de collecte à distance sont pré-traitées et combinées en EBV, qui articulent l'espace entre ces mesures primaires et les indicateurs. Reproduit de Pereira *et al.* (2013).

Current Opinion in Environmental Sustainability

Combinées avec des données socio-économiques et les autres pressions exercées sur la biodiversité, les EBV alimentent à leur tour, combinées avec les ECV et les EOv, un jeu de soixante Variables essentielles des services écosystémiques (EESV pour *Essential ecosystem service variables*; Balvanera *et al.* (2022) qui documentent l'avancement collectif vers les Objectifs du développement durable (SDG pour *Sustainable development goals*) (Figure 1-4).

L'évaluation des impacts environnementaux d'un processus donné (par exemple la production ou l'extraction de ressources alimentaires dans le cas qui intéresse BiodivLabel) se complexifie au fur et à mesure de l'intégration des diverses composantes, depuis la multiplicité des pratiques jusqu'à l'agrégation des EBV. L'appréhension des mécanismes est d'autant plus difficile que les interactions entre pratiques, espèces et composantes de la biodiversité s'effectuent à diverses échelles spatiales et temporelles. Plus on vise une intégration exhaustive des mécanismes, moins les données quantifiées sont disponibles et plus grande est la subjectivité liée aux choix subséquents.

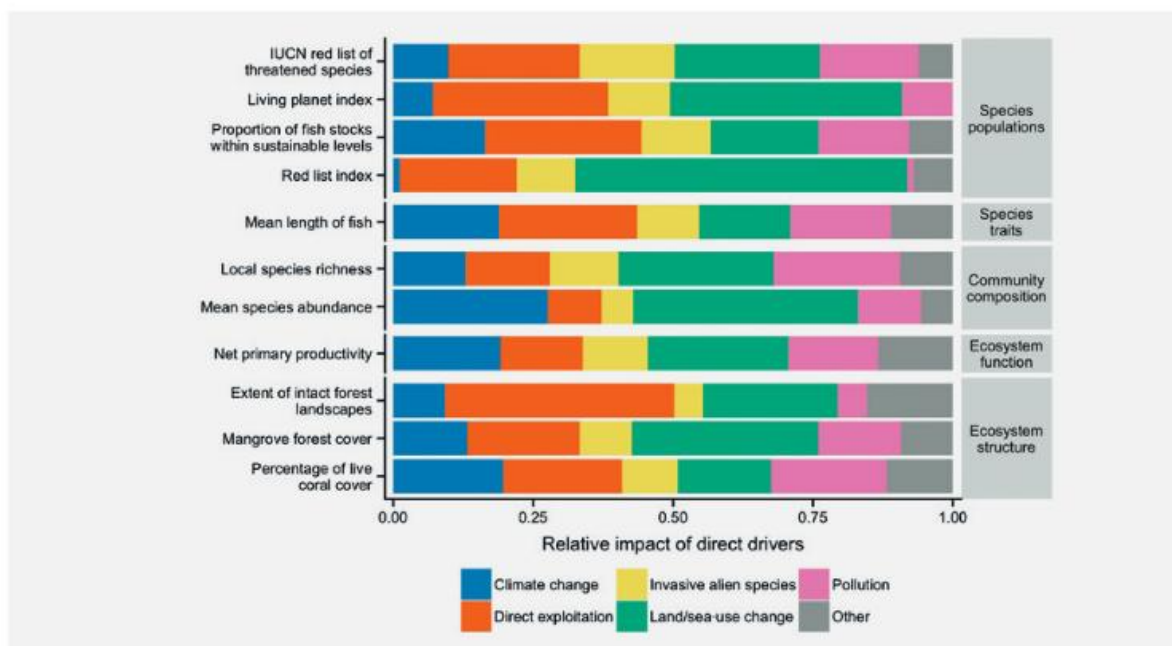


Figure 1-4. Attribution des changements dans différents écosystèmes (lignes) aux facteurs directs (barres de couleur) compilées à partir des observations des IPLC dans le monde entier sur la base de 470 indicateurs IPLC locaux examinés.

Source : IPBES (IPBES et al.), figure 2.2.3, p.253.

Les chiffres entre parenthèses sont les nombres d'indicateurs avec attribution de facteurs. L'impact relatif des facteurs directs est indiqué comme leur fréquence relative dans les études examinées. La catégorie « autre » comprend les menaces qui ont été identifiées pour certains écosystèmes lors de la collecte de données mais qui ne sont pas clairement liées aux cinq catégories principales (par exemple, l'empiètement de la végétation, les épidémies de maladies et d'insectes).

Par défaut, la quantification des EBV et des impacts sur la biodiversité est donc biaisée par l'incomplétude et l'hétérogénéité des connaissances et données disponibles. Il faut ainsi se doter de cadres conceptuels et d'approches suffisamment flexibles et transparents afin d'éclairer et de tracer les choix et de permettre l'adaptation des résultats à l'évolution de l'état de l'art et des connaissances.

Pour terminer, il faut aussi noter que si les activités agricoles et halieutiques impactent toutes deux l'intégrité physico-chimique des milieux naturels, il existe une différence fondamentale entre leurs chemins généraux d'impacts sur la biodiversité : impacts surtout indirects via cette voie physico-chimique pour l'agriculture et l'aquaculture, tandis que la pêche est d'abord et surtout une activité directement extractive de biodiversité.

1.1.4. La biodiversité dans le cadre de l'étude BiodivLabel

Dans le cadre de l'étude BiodivLabel, toutes les dimensions de la biodiversité couvertes par l'échelle des EBV seront abordées dans la mesure du possible et de l'état de la littérature : intraspécifique, interspécifique, communautaire, écosystémique. Plus spécialement, en ce qui concerne l'échelle spatiale pour la partie terrestre de cette étude, il sera aussi bien question de diversité intraparcellaire dans l'espace cultivé ou dans des infrastructures agro-écologiques, extraparcellaire mais en lien direct avec la parcelle ou ses infrastructures agro-écologiques, ou à l'échelle du paysage ou du territoire.

Enfin, en agriculture et aquaculture il faut distinguer biodiversité domestique ou planifiée (Jackson *et al.*, 2007) (races animales, variétés végétales, diversité de leurs assemblages et des assemblages d'espèces), et biodiversité naturelle ou sauvage ou associée (populations naturelles d'espèces). Un parti a été pris ici concernant la biodiversité domestique en agriculture et en aquaculture : considérant que la logique de l'affichage environnemental s'inscrit dans des considérations relatives à la crise environnementale globale et donc aux populations naturelles d'espèces, la

biodiversité domestique n'a pas été considérée comme une cible mais comme un levier d'action. Les choix la concernant ont été considérés comme relevant de pratiques d'élevage ou de culture, et c'est sous l'angle de leur contribution à la réduction de l'impact sur la biodiversité naturelle qu'ils ont été envisagés.

1.2. Les pratiques

Comment les pratiques d'une activité productive comme l'agriculture ou l'aquaculture, ou d'une activité extractive comme la pêche, sont-elles généralement présentées, classifiées ? La question est importante parce que ces pratiques sont des objets centraux de l'étude BiodivLabel ; elles sont les briques de base des cahiers des charges des labels, et leurs impacts sur la biodiversité font l'objet de cette étude. Si l'on essaie d'y répondre, on constate sans surprise que la façon la plus courante de les présenter dans le monde scientifique ou professionnel est totalement orientée par l'objectif de production ou d'extraction. Les pratiques sont désignées comme favorisant, en les *gérant*, les conditions de production ou d'extraction (on parle de *gestion* du sol, de *gestion* de la santé des plantes), ou comme manipulant directement ce qui est à produire ou extraire (par exemple la récolte du blé, le prélèvement d'espèces marines ciblées) sans s'attarder à d'autres éléments présents.

Pourtant la production ou l'extraction n'est plus l'unique fonction en agriculture, aquaculture et pêche. Accompagnant le concept de durabilité et aidée par l'émergence d'un autre concept, celui de service écosystémique, la notion de multifonctionnalité des écosystèmes, quel que soit leur degré de « naturalité », monte en force (Manning *et al.*, 2018 ; Stokes *et al.*, 2023). Cet élargissement invite à revisiter les pratiques au prisme de leurs effets sur l'écosystème. La biodiversité, thème central de l'étude BiodivLabel et moteur du fonctionnement et des services des écosystèmes, est un filtre idéal pour cela.

Il nous est apparu important et nécessaire de construire des schémas conceptuels des relations entre les pratiques en agriculture, aquaculture et pêche et la biodiversité, et de proposer des typologies des pratiques associées à ces schémas, qui soient adaptées à l'étude de leurs impacts sur la biodiversité. Les sections suivantes sont consacrées à ces propositions. Il est à noter que ces schémas n'intègrent pas les impacts liés à la fabrication des éléments en jeu dans les pratiques, comme les intrants chimiques, ni les impacts hors du site d'application comme la contamination des écosystèmes aquatiques et marins par les produits phytopharmaceutiques, traitée en détail dans Leenhardt *et al.* (2022). Les typologies procèdent d'une logique écosystémique, que l'écosystème soit très largement façonné par les humains (agroécosystème) ou bien sauvage (écosystème marin soumis à la pêche), l'écosystème aquacole marin étant intermédiaire. En effet, dans les trois cas, les actions se regroupent dans de grands ensembles de pratiques :

- On alloue, pour un temps limité ou prolongé, des espaces à des usages de production ou d'extraction (zones de pêche, parcelles cultivées, bords de champ et inter-rangs dédiés à l'implantation d'éléments semi-naturels, espaces occupés par des infrastructures artificielles comme des bâtiments d'élevage).
- On ajoute, pour l'agriculture et l'aquaculture, des organismes domestiques, prélevés dans l'écosystème naturel (et parfois élevés), ou sauvages.
- On modifie le statut physique (par le labour, par exemple) ou chimique (en ajoutant des intrants) de l'écosystème.
- On prélève de la biomasse et des organismes, parfois cibles et parfois antagonistes des espèces ciblées, comme des parasites ou des prédateurs.

Ces opérations, qui constituent la base commune de nos typologies, bouleversent plus ou moins profondément le fonctionnement de l'écosystème et impactent plus ou moins la biodiversité.

1.2.1. Agriculture

La typologie des pratiques agricoles, développée dans le cadre de cette étude et qui offre une vision aussi complète que possible, est présentée au Tableau 1-1. Pour maîtriser la complexité et la diversité des pratiques, une hiérarchie de catégories a été proposée. La catégorie la plus large est la *famille de pratiques*. Chaque famille de pratiques comprend plusieurs *sous-familles*, qui à leur tour regroupent plusieurs *pratiques*. Les pratiques sont ensuite caractérisées par leurs *composantes*, comme le « type de culture » pour la pratique « choix des cultures ». Certaines options sont proposées pour une composante donnée, comme « grandes cultures, cultures maraîchères, etc. » pour le « type de culture ». Cette catégorisation des pratiques est plus élaborée que celle de Guyomard *et al.* (2013) qui distinguaient deux niveaux : « métapratiques » et « sous-pratiques ».

Le schéma conceptuel des relations entre pratiques et biodiversité associé à la typologie est présenté à la Figure 1-5. Les relations passent par des états de l'agroécosystème (comme la qualité des habitats des organismes vivants) ou des processus (comme la croissance, la survie ou la reproduction). A ce stade où les pratiques sont vues très globalement, on ne préjuge pas du sens des effets des pratiques sur la biodiversité. Comme on le verra au Chapitre 3 (section 3.1.1), ces effets peuvent être positifs, négatifs ou jugés neutres (car non significatifs), selon les taxons, les variables essentielles de biodiversité et les pratiques, ou selon les options au sein d'une pratique (nature organique ou minérale de la fertilisation par exemple).

Selon la logique introduite précédemment, les pratiques agricoles sont classées dans quatre familles. La première, *Allocation spatio-temporelle des terres*, est à l'échelle de l'exploitation ou du territoire. Les trois autres sont à l'échelle de la parcelle : *Ajout d'organismes*, *Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires*, qui peut être vu comme le pendant abiotique de l'ajout d'organismes, et *Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes*, qui est l'inverse de l'ajout d'organismes.

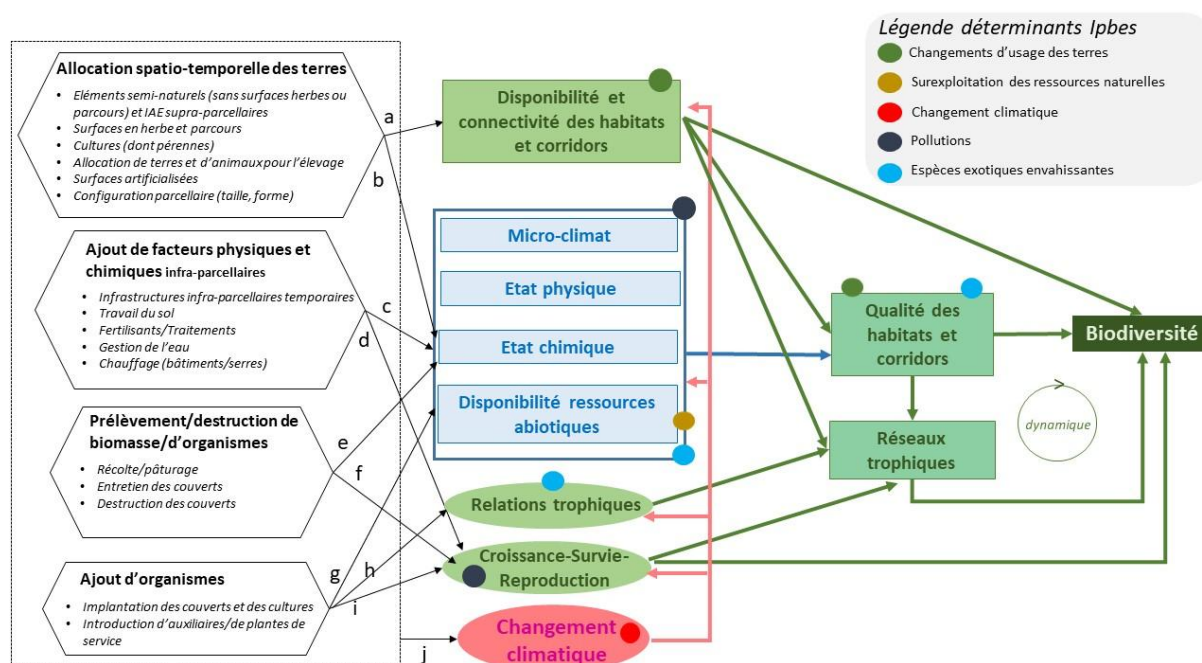


Figure 1-5. Schéma conceptuel des relations entre pratiques agricoles (familles et sous-familles de pratiques, en noir à gauche) et biodiversité (à droite). Les ellipses représentent des processus et les rectangles des états. Les couleurs vertes des formes figurent le biotique, la couleur bleue des formes l'abiotique et la couleur rouge l'effet indirect via le climat. Pour la signification des flèches a à j, voir le texte. Les déterminants globaux du déclin de la biodiversité selon l'IPBES sont représentés.

Tableau 1-1. Typologie des pratiques agricoles : familles, sous-familles, pratiques avec des exemples.

Famille	Sous-famille	Pratique	Exemples
Allocation spatio-temporelle des terres	Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	Choix des cultures (dont pérennes)	Grandes cultures, cultures fourragères, maraîchères, arboriculture, agroforesterie
		Allocation des surfaces cultivées dans le temps	Rotation et ses modalités
	Configuration parcellaire	Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	
	Allocation des éléments semi-naturels (ESN - sans surfaces en herbe ou parcours) et infra-structures agroécologiques (IAE)	Implantation des IAE/ESN	Zones humides, dunes, haies, arbres, jachères, bandes fleuries, bandes enherbées, terrasse, muret, fossé, mare, perchoir
	Allocation des surfaces en herbe et parcours	Choix des surfaces en herbe et parcours	Prairies temporaires, prairies permanentes, espaces de plein air, parcours
	Allocation des terres et des animaux pour l'élevage	Choix des animaux et de l'alimentation animale	Autoproduction, territoire, hors territoire français, territoires susceptibles d'être déforestés
			Alimentation végétale - mono-espèce/associations, animale, minérale, additifs technologiques
			Ensilage, concentré OGM/non-OGM
	Surfaces artificialisées	Allocation des surfaces artificialisées	Maison, bâtiments d'élevage, bâtiments de culture (serres hors-sol), lieu de stockage des effluents, route, agrivoltisme sans usage agricole
Ajout d'organismes	Implantation des couverts et des cultures	Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN	Structures simples ou complexes
		Semis/plantation au sein de la parcelle de cultures (pluri)annuelles	Introduction de plantes de couverture, de légumineuses, cultures associées
		Semis/plantation au sein de la parcelle de cultures pérennes	Niveau d'ombrage en agroforesterie
	Introduction d'auxiliaires ou de plantes de service	Lutte biologique	Lâcher d'auxiliaires, introduction de ruches, plante de service
Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires	Travail du sol	Travail du sol des cultures (pluri)annuelles	Décompactage, déchaumage, labour, non-labour, non-travail du sol
		Travail du sol des cultures pérennes	Travail sous le rang/ travail en inter-rang
		Travail du sol des surfaces en herbe	Hersage
	Fertilisants / traitements	Fertilisation	Organique, organo-minérale, minérale
		Amendements	Compost, fientes, fumiers, lisiers
		Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	Traitements herbicides, insecticides, fongicides, etc.
		Soins de santé des animaux	Antibiotiques, antiparasitaires
		Traitements sanitaires	Destination : effluents, aliments (ex : ensilage), bâtiments
			Produit chimique ou méthode physique (ex : vapeur/flammes, enlèvement des excréments, ventilation...)
	Infrastructures artificielles intra-parcellaires temporaires ou à faible emprise	Implantation d'infrastructure intra-parcellaire	Points d'alimentation ou d'abreuvement, élevage mobile, panneau solaire modulable, éolienne, tunnel
	Infrastructures intra-parcellaires temporaires	Lutte physique contre les adventices, ravageurs et maladies	Bâches, filets <i>insect-proof</i> , bâches anti-pluie
	Gestion de l'eau	Drainage	Enterré, en surface
		Irrigation	Gravitation, aspersion, submersion, goutte à goutte
		Hydrologie régénérative	Talus/keylines/banquettes
	Chauffage	Chauffage (bâtiments, serres)	
Prélèvement / destruction de biomasse / organismes	Entretien des couverts	Entretien des IAE/ESN et végétation	Élagage d'arbres, éparage de haies, fauche de jachères, roulage de zone tampon, curage des fossés
		Entretien mécanique des espèces cultivées pérennes	Taille de formation, taille d'hiver/taille d'entretien, taille en vert
		Gestion mécanique/thermique/animale des adventices, ravageurs et maladies	Effeillage, écimage, ébourgeonnage
	Récolte/pâturage	Récolte des cultures pérennes	Hersage, binage, désherbage manuel, enfouissement, paillage végétal, solarisation, vapeur
		Récolte/pâturage des cultures annuelles ou surfaces en herbe	Éclaircissage, récolte (fréquence, volume, date)
	Destruction des couverts	Destruction mécanique du couvert végétal d'interculture	Fauche (et sa fréquence), pâturage (et ses modalités), écopâturage Gel, roulage, fauche, brûlis

La famille Allocation spatio-temporelle des terres réunit six sous-familles. Pour les cinq premières, il s'agit de l'allocation : (i) d'éléments semi-naturels et d'infrastructures agroécologiques, (ii) de surfaces en herbe et parcours, (iii) de cultures dont les cultures pérennes, (iv) de terres pour l'élevage y compris et surtout des terres de production d'alimentation animale possiblement importée, ainsi que d'animaux achetés à l'extérieur (en considérant qu'il a fallu allouer des terres pour leur élevage), (v) de surfaces artificialisées comme les bâtiments d'élevage ou les serres hors-sol. La sixième sous-famille concerne les choix de configuration parcellaire (taille et forme). Les pratiques sous-jacentes sont détaillées dans le tableau mais ne montrent pas de subdivision plus fine qu'au niveau de la sous-famille, à une exception près : l'allocation des cultures est subdivisée en deux pratiques, le choix des cultures et leur allocation dans le temps, qui correspondent aux notions d'assolement et de rotation, respectivement (Tableau 1-1).

La famille Allocation spatio-temporelle des terres influence la disponibilité et la connectivité des habitats et des corridors pour la vie et la dispersion des organismes vivants (*flèche a* sur la Figure 1-5). Elle agit également sur toutes les composantes abiotiques de l'agroécosystème (*flèche b* pointant vers la boîte bleue « abiotique » sur la figure) : par exemple, le microclimat et la disponibilité des ressources abiotiques (lumière et eau) sont différents entre monoculture et agroforesterie, et le fait que les surfaces soient en herbe, cultivées ou semi-naturelles influence l'état physique et chimique des sols.

La famille Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires réunit cinq sous-familles : l'installation d'infrastructures infra-parcellaires temporaires comme des bâtiments d'élevage mobiles ou des filets anti-insectes, le travail du sol, les fertilisants, les traitements sanitaires relatifs aux cultures, aux animaux d'élevage et aux bâtiments d'élevage, la gestion de l'eau, le chauffage des bâtiments et des serres. Ces sous-familles sont subdivisées en plusieurs pratiques et leurs composantes et options qui détaillent la cible ou la nature des opérations (Tableau 1.1). Chacune de ces sous-familles modifie l'état physique ou chimique des compartiments air, eau et sol (*flèche c* sur la Figure 1.5). De plus, elles influencent la croissance, la survie et la reproduction des organismes vivants (*flèche d*) : les ajouts de fertilisants ou d'eau influencent la croissance des plantes ; l'introduction dans l'agroécosystème de moyens de lutte chimique ou physique contre des bioagresseurs des cultures, comme des pesticides, des phéromones, ou des filets entourant des arbres, modifie la démographie des organismes cibles et, au-delà, de diverses autres espèces. C'est aussi le cas du travail du sol, et d'infrastructures infra-parcellaires comme des films plastiques au sol pour lutter contre les adventices ou des panneaux solaires en agrivoltaïsme.

La famille Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes réunit trois sous-familles : récolte/pâturage, entretien des couverts et destruction des couverts. Ces sous-familles sont subdivisées en plusieurs pratiques et leurs composantes et options qui détaillent la cible ou la nature des opérations : par exemple l'entretien des couverts peut concerner des éléments semi-naturels ou des cultures pérennes qui sont taillés ou éclaircis ; elle peut être un désherbage manuel ou de l'écopâturage (Tableau 1-1). Les trois sous-familles agissent sur les composantes abiotiques de l'agroécosystème, notamment l'état physico-chimique du sol (*flèche e* sur la Figure 1-5), et, par nature, elles influencent la croissance, la survie et la reproduction d'organismes vivants (*flèche f*). Il faut noter que la pratique « Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies » (Tableau 1-1) contribue à la destruction de biomasse/d'organismes mais a été classée dans la sous-famille « Fertilisants/traitements » qui se rattache à la famille Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires. Par souci de simplicité, les pratiques ne sont rattachées qu'à une seule famille.

La famille Ajout d'organismes réunit deux sous-familles : l'implantation des couverts et des cultures, et l'introduction d'auxiliaires ou de plantes de service²¹. Comme précédemment, ces sous-familles sont subdivisées en plusieurs pratiques et leurs composantes et options qui détaillent la cible (par exemple cultures annuelles, pérennes, herbacées) et les caractéristiques des opérations, comme la densité de la culture ou la durée de couverture pour un couvert d'interculture (Tableau 1-1). Les deux sous-familles ont un effet sur l'état-physico chimique du milieu et notamment du sol (*flèche g* sur la Figure 1-5). Par nature, elles influencent les relations trophiques dans l'agroécosystème (*flèche h*) et

²¹ Plantes de service : plantes introduites dans l'agroécosystème pour rendre des services écosystémiques ; ici on se restreint au service de régulation des bioagresseurs.

peuvent influencer, comme dans le cas exemplaire de l'introduction d'auxiliaires ou de plantes de service, la croissance, la survie et la reproduction d'organismes (*flèche i*).

La biodiversité dépend directement des états et processus représentés au centre du schéma, comme la quantité d'habitats et corridors, la croissance, la survie et la reproduction (longues flèches sur le schéma), qui sont affectés par les pratiques agricoles, comme évoqué dans les lignes précédentes. Mais elle dépend aussi de la qualité des habitats et corridors, ainsi que des réseaux trophiques (Figure 1-5). La qualité des habitats dépend à la fois de leur disponibilité (*flèche verte*) et de leur état physico-chimique (*flèche bleue*). Par exemple, la qualité des « patches » cultivés ou boisés dépend de leur taille et de leurs composantes abiotiques. Quant à l'état des réseaux trophiques, il dépend non seulement de la qualité mais aussi de la quantité des habitats et corridors (*flèche verte* depuis la boîte Disponibilité et connectivité des habitats et corridors), ainsi que des processus trophiques et démographiques (*flèches* depuis les ellipses vertes). La qualité des habitats peut ainsi avoir des effets directs sur la biodiversité, ou des effets indirects, au moins pour les taxons des niveaux trophiques hétérotrophes, via les réseaux trophiques auxquels les taxons appartiennent.

En raison de son impact notoire sur la biodiversité, le changement climatique est figuré par une ellipse dans le schéma, sans représentation des processus sous-jacents. En effet, l'impact des pratiques agricoles sur le changement climatique, largement documenté (y compris du point de vue du potentiel d'atténuation : Pellerin *et al.* (2013; 2020), n'entre pas dans le périmètre de BiodivLabel. Au vu des impacts connus de l'élevage, y compris de la déforestation liée à la production de l'alimentation animale, des engrais et de l'implantation de couverts cultivés (dont les pérennes), herbacés ou semi-naturels, sur les émissions de gaz à effet de serre et le stockage du carbone dans les sols et dans la biomasse aérienne (cas des plantes pérennes), toutes les familles de pratiques agricoles ont un impact avéré (*flèche j* sur la Figure 1-5) sur le changement climatique. Ce dernier affecte largement la disponibilité et la connectivité des habitats et des corridors ainsi que les paramètres abiotiques de l'agroécosystème.

Les grands déterminants du déclin de la biodiversité selon l'IPBES (2019) sont figurés sur la Figure 1-5 sous la forme de bulles colorées positionnées sur des états ou processus. On note que les composantes abiotiques de l'agroécosystème sont affectées par plusieurs déterminants : les pollutions, la surexploitation des ressources (en eau), et les espèces envahissantes. Les déterminants peuvent être positionnés à plusieurs endroits du schéma : les changements d'usage des terres réduisent la quantité et la qualité des habitats, les espèces envahissantes modifient les paramètres abiotiques et la qualité du milieu mais aussi les relations trophiques. Le schéma conceptuel permet de tracer un lien clair entre des pratiques agricoles précises et ces déterminants pensés à un niveau très générique.

Enfin, l'état de la biodiversité (la boîte la plus à droite dans la Figure 1-5) peut être approché par des EBV précédemment décrites. Le plus souvent actuellement, il s'agit de l'abondance ou la distribution d'une espèce (classe d'EBV « Populations des espèces ») ainsi que de l'abondance d'une communauté ou sa diversité taxonomique (classe d'EBV « Composition des communautés »). On doit également noter que les EBV se retrouvent dans les processus de la Figure 1-5 : par exemple la reproduction, dans l'ensemble de processus « Croissance-Survie-Reproduction » correspond à des EBV de la classe « Phénotypes des organismes », tandis que le processus « Relations trophiques » peut être approché par l'EBV « Diversité des interactions » de la classe « Composition des communautés ».

1.2.2. Aquaculture

Classiquement, la typologie des pratiques aquacoles est organisée dans un objectif de caractérisation des modes ou systèmes de production prenant en compte la taille des fermes (petite à grande) l'intensité d'élevage (extensif à intensif), les systèmes d'élevage (cages, bassins, raceways²²...), etc. Ce mode de typologie n'a pas été retenu car il ne répondait pas à l'objectif de mettre en relation pratiques aquacoles et biodiversité.

²² Raceway (anglicisme) désigne un type d'ouvrage piscicole permettant une réutilisation de l'eau.

Bien que l'aquaculture diffère profondément de l'agriculture par les environnements et les espèces concernés et par la nature des pratiques, le cadre élaboré pour l'agriculture a pu être transposé de manière assez directe au contexte aquacole. A l'échelle de la typologie mise au point et utilisée par BiodivLabel, les familles de pratiques et les catégories d'états et de processus vecteurs de l'impact sont les mêmes (Tableau 1-2). Dès lors, ce cadre étant donné, la lecture de la bibliographie et des cahiers des charges peut se concentrer sur les pratiques elles-mêmes, ainsi que sur les flèches du schéma conceptuel, qui diffèrent.

Tableau 1-2. Typologie des pratiques aquacoles : familles, sous-familles, pratiques.

Famille	Sous-famille	Pratique	Exemples
Allocation spatio-temporelle des espaces	Allocation des espaces naturels	Allocation spatiale des espaces productifs	Aménagement de bassins de terre en zones humides ; installations de zones ostréicoles sur estran ; installation de cages d'élevage en mer
		Allocation temporelle	Occupation temporaire de l'espace marin pour l'élevage
	Allocation de surfaces cultivées pour l'alimentation animale	Choix de l'alimentation formulée	Utilisation de matières premières d'origine végétale (i.e. soja) dans les aliments formulés
	Allocation des surfaces artificialisées	Allocation des surfaces artificialisées	Implantation de fermes aquacoles à terre
Ajout de facteurs physiques et chimiques	Nettoyage et désinfection des structures et outils d'élevage	Nettoyage mécanique des filets traités à antifouling	Destination des eaux de lavage contenant des substances antifouling
		Mise à sec des bassins de terre/étangs	Vidange des bassins vers milieux naturels
		Nettoyage mécanique salissure organique des structures d'élevage	Sur site avec rejet direct dans le milieu naturel ; à terre avec traitement des effluents
	Traitement chimique des structures d'élevage	Vide sanitaire	Usage de produits nettoyants et prophylactiques (chlore, détergents, etc.)
	Désinfection des outils	Désinfection des outils	Usage de produits nettoyants et prophylactiques (chlore, détergents, etc.)
	Alimentation/soins	Soin de santé des animaux	Antibiotiques, anti-parasitaires
		Alimentation	Rationnement ; nature et composition ; mode d'administration (manuel, automatique, etc.)
	Gestion de l'eau	Traitement des eaux de rejets et de lavage	Type de traitement (mécanique, chimique, biologique)
		Rejet d'eau salée	Rejet d'eau d'élevage marin au sein d'écosystème aquatique saumâtre
		Pompage d'eau	Pompage ou dérivation de cours d'eau
	Implantation d'infrastructures	Implantation d'infrastructures d'élevage et gestion des échappements	Cages ; tables ostréicoles ; bassins de terre...
		Implantation de dispositif d'effarouchement	Acoustique, mécanique, chimique...
		Implantation de filets antiprédation	Autour d'élevage conchylicole, sur bassin ou cages...
	Ajout d'organismes	Éclairage artificiel	Éclairement pour retarder la maturation sexuelle
		Introduction d'espèces	Type d'organismes (mollusques, poissons, végétaux...); espèces indigènes ou non ; lignées sélectionnées ; OGM ; densité d'élevage
Prélèvement et destruction d'organismes	Gestion des prédateurs et nuisibles	Introduction d'espèces pour lutte biologique	Pour lutte antiparasitaire
		Prélèvement de nuisibles	Mode de capture ou collecte, devenir des individus (destruction, relocalisation)
	Prélèvements d'organismes sauvages	Destruction de nuisibles	Destruction d'espèces protégées (i.e. cormoran)
		Ensemencement d'individus sauvages	Collecte de reproducteurs ou de juvéniles dans populations sauvages
		Fourniture d'aliments à base d'organismes sauvages	Capture d'espèces fourragères (anchois, sardine, etc.) pour farine et huile de poisson intégrées dans aliment aquacole
		Élevage d'espèce extractive	Filtration de l'eau et capture de proies (i.e. phytoplancton) dans les communautés sauvages

Une des particularités de l'aquaculture est l'exploitation, directe ou indirecte, d'écosystèmes naturels et/ou de populations d'espèces sauvages pour un bon nombre de modes de production comme la pisciculture en milieu marin, l'élevage de bivalves sur estran ou en zone côtière, la crevetteculture en zones humides ; la pisciculture en étangs ou fleuves, etc. Il en résulte que chaque grande famille de pratiques aura un impact potentiel (Figure 1-6) sur bon nombre des processus biologiques et écologiques et des états abiotiques des écosystèmes qui gouvernent l'état de la biodiversité aquatique.

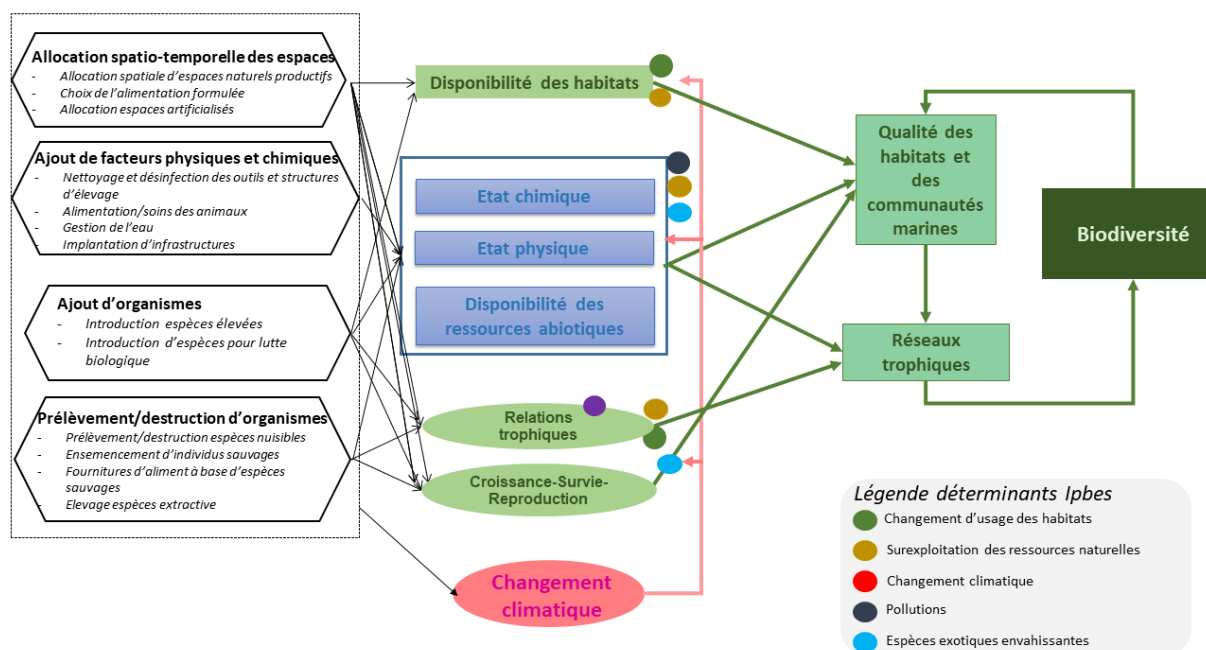


Figure 1-6. Schéma conceptuel des relations entre pratiques aquacoles (familles et sous-familles de pratiques, en noir à gauche) et biodiversité (à droite). Les ellipses représentent des processus et les rectangles des états. Les couleurs vertes des formes figurent le biotique, la couleur bleue l'abiotique et la couleur rouge l'effet indirect via le climat. Les déterminants globaux du déclin de la biodiversité selon l'IPBES sont représentés.

1.3.3. Pêche

Al'instar de ce qui a été fait pour le terrestre (agriculture), nous avons également défini, sur la base de nos connaissances des activités de pêche française, une typologie des pratiques de pêche (Tableau 1-2) et un schéma conceptuel de leurs impacts et des grands types de biodiversité concernées (Figure 1-7.).

Dans la colonne de gauche, le premier encadré (*Gestion collective*) reprend les aspects d'état et de gouvernance évoqués dans les préconisations des cahiers des charges. Cette boîte regroupe des mesures relevant directement de l'unité de certification, et ainsi régulant ou influant trois familles de pratiques individuelles, harmonisées autant que possible avec celles des pratiques terrestres : *Prélèvement de biomasse*, *Allocation spatio-temporelle* et *Ajout de facteurs physiques et chimiques*. On considère qu'il n'y a pas de pratiques liées à l'ajout d'organismes comme on a pu en avoir dans les deux typologies ci-dessus). La gestion collective peut aussi se situer en amont, au niveau des populations exploitées et des écosystèmes dont l'état est influencé par différentes activités de pêche, d'autres activités humaines et par des facteurs environnementaux. Les deux encadrés suivants caractérisent la flottille ou la pêcherie en définissant ses pratiques de pêche, qui elles-mêmes conditionnent les impacts de l'activité de la pêche. Finalement, le dernier encadré traite des pratiques de gestion des déchets. La consommation directe d'énergie par la pêche (fuel, glace, etc.) a un impact indirect sur la biodiversité marine via le réchauffement climatique, dont l'équivalent existe également pour l'agriculture et l'aquaculture ; cet impact n'a pas été retenu dans le contexte de BiodivLabel parce qu'il est capturé par

les approches d'ACV génériques hors prise en compte éventuelle des labels. En revanche, les impacts plus directement liés à la pompe carbone et à la remise en suspension des particules sont bien inclus dans les familles de prélèvement de biomasse et les ajouts physico-chimiques (Figure 1-7).

Comme on le verra dans les chapitres suivants, la très grande majorité des études traitant des labels s'applique à un nombre limité d'EBV, essentiellement de la classe « Populations d'espèces », que celles-ci soient d'intérêt halieutique ou non. Parmi les espèces non halieutiques, sont habituellement distinguées les « espèces à statut spécial » (dites ETP ou PET pour « *endangered, threatened or protected* » soit en français « protégées, en danger ou menacées » : mammifères, oiseaux, tortues, etc.). Les autres EBV sont surtout abordées dans le cadre des communautés benthiques.

Alors que la compréhension des différents types d'impacts a émergé et évolué à des rythmes différents, une approche autour de trois catégories majeures d'impacts de la pêche à prendre en compte dans toute analyse de la biodiversité marine est aujourd'hui largement acceptée et partagée dans la sphère halieutique : impacts sur les stocks exploités, sur les populations d'espèces non ciblées dont notamment les espèces dites sensibles, et sur les fonds marins. Ainsi, on la retrouve dans la Politique Commune de la Pêche, mais aussi dans les priorités exprimées par la Direction générale des affaires maritimes et de la pêche de la Commission européenne (DG MARE) parmi les huit types d'impacts listés par le CSTEP en 2020.

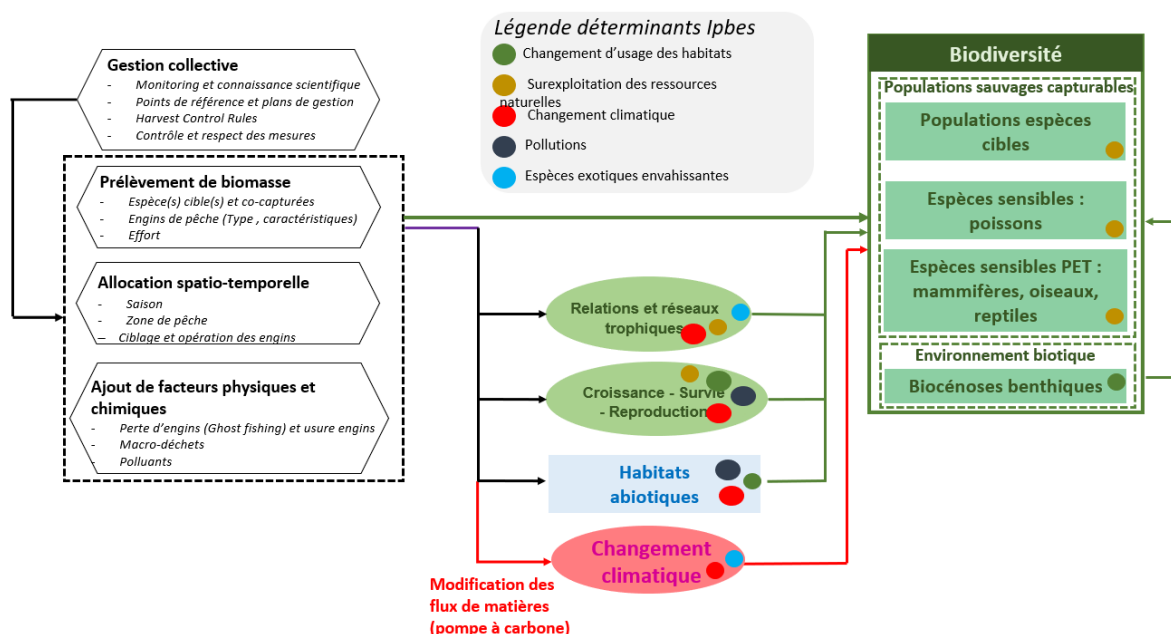


Figure 1-7. Schéma conceptuel des relations entre pratiques de pêche (familles et sous-familles de pratiques, en noir à gauche) et biodiversité (à droite). Les ellipses représentent des processus et les rectangles des états. Les couleurs vertes des formes figurent le biotique, la couleur bleue l'abiotique et la couleur rouge l'effet indirect via le climat. Les déterminants globaux du déclin de la biodiversité selon l'IPBES sont représentés.

1.3. L'analyse du cycle de vie pour évaluer l'impact des modes de production alimentaire sur la biodiversité

1.1.1. Le cadre de l'Analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) permet de quantifier la somme des impacts environnementaux tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service. Les sources d'impact sont ainsi identifiées à différents points dans le temps et l'espace et intégrées à l'échelle du produit ou du service rendu (i.e. la durée de vie du produit est prise en compte). En ACV

attributionnelle, seuls les impacts directement liés à la fourniture d'un produit ou service sont comptabilisés. Autrement dit, on évalue les impacts liés à cette production toutes choses égales par ailleurs. En ACV conséquentielle, *a contrario*, seules les répercussions ou effets rebonds sont quantifiés, soit les impacts liés à toutes les modifications nécessaires dans le système global pour produire une unité de produit supplémentaire ou différente par rapport à l'état initial. Bien que les deux approches soient différentes en termes de modélisation, elles nécessitent toutes deux une intégration spatio-temporelle dont les limites varient selon les hypothèses.

L'intégration des dimensions spatiale et temporelle est un atout pour l'évaluation de filières et d'impacts globaux. A l'instar de l'impact du changement climatique basé sur l'intégration du devenir de divers GES dans l'atmosphère, les dynamiques d'évolution d'une EBV pourraient être intégrées sur divers pas de temps donnés, sous réserve de la possibilité de modéliser ces dynamiques, voire les interactions entre EBV. Dans l'état actuel, cette intégration est toujours limitée à la fois par le manque de précision locale (calibration locale) et le manque de données globales (manque de données pour interpoler ou extrapoler).

La prise en compte de la biodiversité en ACV, pour la production agricole notamment, a donné lieu à de nombreux travaux. De récentes revues synthétisent les principales avancées et défis restants, y compris dans la complémentarité entre méthodes ACV et hors ACV (Crenna *et al.*, 2020 ; Damiani *et al.*, 2023). Damiani *et al.* (2023) concluent qu'actuellement aucune méthode n'est encore capable de bien capturer à la fois la variété (i) des pressions sur la biodiversité, (ii) des écosystèmes, (iii) des groupes taxonomiques, et (iv) des classes d'EBV. Les effets de ces différentes pressions sur la biodiversité sont pris en compte en ACV à diverses étapes des chemins d'impacts, soit en amont directement dans les parcelles ou les exploitations, soit plus en aval indirectement via divers mécanismes séquentiels. Ce sont le cas de l'eutrophisation (impact *midpoint*), hors de la parcelle, quand une eau polluée a un effet plus loin dans un bassin versant, ou encore des dommages sur les ressources biotiques (impact *endpoint*) liés au réchauffement climatique suite à des effets en cascade comme la mortalité accrue d'espèces de par le monde. Plus les mécanismes sont intégrés tout au long du chemin d'impact, plus l'analyse est pertinente, mais elle embarque une incertitude croissante tant que les données et modèles utilisés restent incomplets (Figure 1-8).

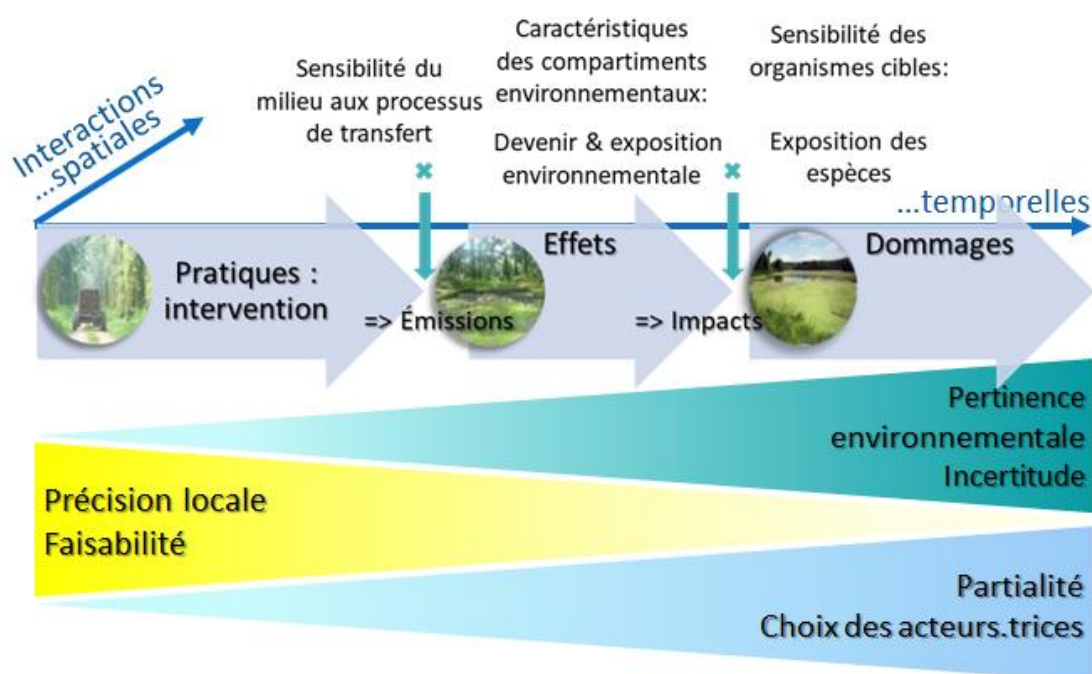


Figure 1-8. Chemins d'impact et sources d'incertitude.

Vu les données globales actuellement disponibles, seuls quelques déterminants pour majoritairement une classe d'EBV sont couverts (Figure 1-9). Plus de travaux et de données sont nécessaires pour couvrir plus d'EBV notamment pour les

principaux déterminants (pertes d'habitats via *land/sea use change* et exploitation directe qui représentent ensemble plus de 50% des risques de perte de biodiversité). Par ailleurs, la prise en compte d'une classe d'EBV signifie ici la quantification d'au moins une EBV dans une classe donnée, selon les données disponibles pour un milieu (e.g. données hétérogènes sur les taxa selon le déterminant, etc.), et non l'ensemble des EBV d'une classe. Ainsi, la complémentarité et/ou la hiérarchisation des EBV au sein d'une classe n'est pas prise en compte. Plus les données seront disponibles, plus l'intégration de la biodiversité en ACV sera à la fois possible et complexe, nécessitant l'appel aux dires d'experts (cf. chapitre 4).

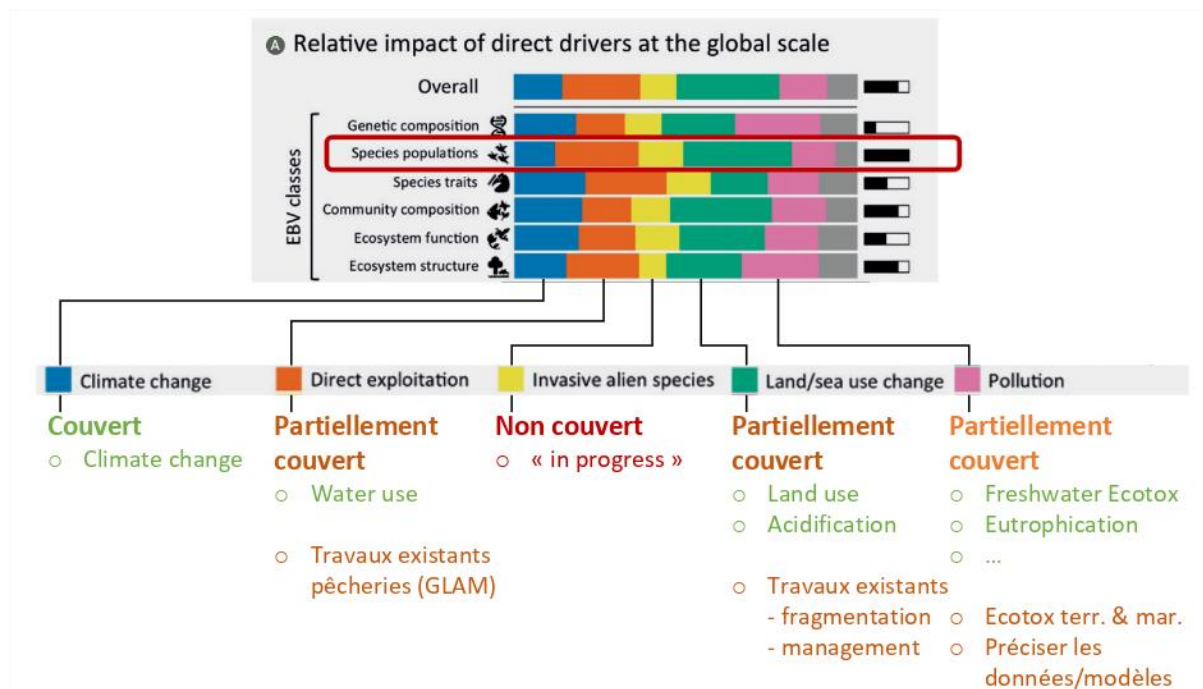


Figure 1-9. Limites de l'ACV aujourd'hui dans l'étude de l'impact sur la biodiversité.
Source : présentation d'Arnaud Hélias, communication personnelle, 2023.

1.3.2. La problématique du changement d'usage des sols et du lien avec la biodiversité

Le changement d'usage des sols est l'un des principaux déterminants de la perte de biodiversité, avec en premier lieu la déforestation et la fragmentation des habitats. Par essence, les mécanismes sous-jacents sont à la fois directement et indirectement quantifiables à l'échelle de l'unité de production étudiée, par exemple une parcelle agricole. L'ACV attributionnelle prend en compte la perte de biodiversité directement liée à la différence avant et après changement d'usage. L'intégration d'autres mécanismes d'impact à l'échelle du paysage, par exemple en lien avec la fragmentation des habitats (Riva *et al.*, 2024), est possible en fonction des changements d'usage et de la sensibilité des taxa étudiés à la fragmentation (e.g. Larrey-Lassalle *et al.*, 2018). En ACV conséquentielle, les changements d'usage des sols directs et indirects sont modélisés à l'échelle globale en fonction de diverses hypothèses sous-jacentes, notamment économiques. Typiquement, en ACV conséquentielle agricole, la production d'une unité de denrée additionnelle sera la résultante de la modélisation de divers changements d'usage, directs et indirects, en fonction de la concurrence pour les terres pour d'autres cultures (ou usages), des prix et de l'évolution hypothétique des rendements. La différence majeure entre les deux approches ACV concerne ici le déterminisme des changements d'usage, donc une différence en termes de nature et d'étendue du changement d'usage (quels usages sont transformés en autres usages et sur quelles surfaces?). En revanche, le calcul d'impact est identique dans les deux approches et suit généralement le cadre conceptuel, dit « *land-use* », consensuel proposé dans le GLAM (Koellner *et al.*, 2013) (Figure 1-10).

Le cadre conceptuel « *land-use* » comprend deux sous-indicateurs, l'impact de transformation et l'impact d'occupation ; l'occupation pouvant aller jusqu'à l'artificialisation des terres. La contribution de ces deux sous-indicateurs dépend fortement du contexte local, voire régional. Ce cadre est utilisé pour harmoniser la quantification des impacts liés à l'usage des sols en considérant à la fois l'empreinte spatiale et la durée d'occupation. Les niveaux de qualité correspondent aux indicateurs étudiés : le taux de carbone dans le sol, par exemple, est utilisé comme un proxy d'évaluation de la santé des sols (Canals *et al.*, 2007 ; Brandao et Canals, 2013) ; le cumul de carbone dans le sol et le couvert est utilisé pour quantifier la contribution des usages et changement d'usages des sols au changement climatique (Müller-Wenk et Brandao, 2010) ; similairement, des EBV peuvent être modélisées pour relier usage des sols et impacts sur la biodiversité (de Baan *et al.*, 2013 ; 2015).

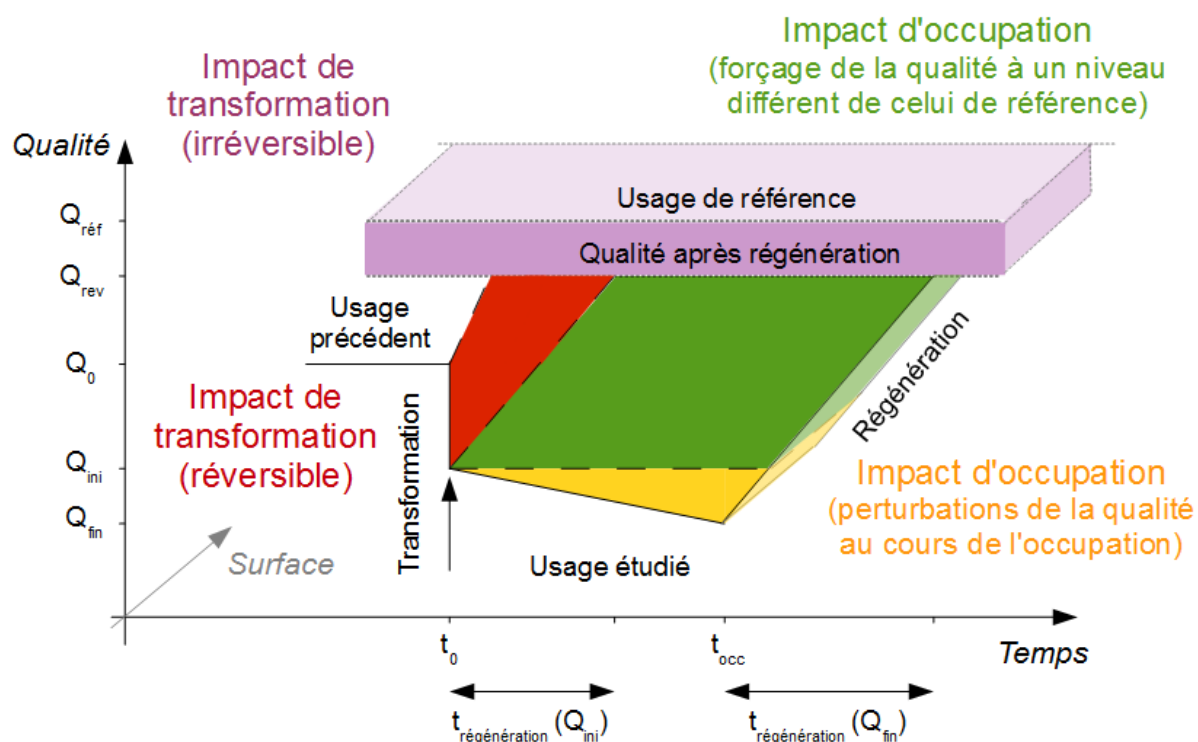


Figure 1-10. Cadre conceptuel de l'impact de l'usage des sols en ACV selon GLAM. Source : Benoist *et al.* (2018).

Le premier intérêt du cadre conceptuel *land-use* est la relativité de l'impact par rapport à un état de référence. En effet, la qualité d'un sol ou milieu, quelle que soit la variable x étudiée, est relative à un contexte donné. La « normalisation » par rapport à un état de référence contextuel permet de comparer et additionner les indicateurs.

Le deuxième intérêt est l'harmonisation de l'intégration des échelles spatiales (axe z) et temporelles (axe y), notamment avec le paramétrage du temps de retour à l'état de qualité originelle, ou dit « régénération », qui dépend du contexte et des variables de qualité. Ce temps de régénération où l'intégration d'autres dimensions temporelles pourraient être pertinentes pour modéliser la dépendance de certaines EBV à des dynamiques temporelles contrastées.

La principale limite de ce cadre conceptuel est le manque de données pour calibrer les différents niveaux de qualité en étant à la fois globalement exhaustif et localement pertinent. D'un point de vue qualité des sols, par exemple, quand les niveaux de qualité sont estimés par le taux de carbone organique, il est encore difficile de paramétrer des valeurs les plus sensibles possibles aux pratiques agricoles (De Laurentiis *et al.*, 2024). Par ailleurs, les résultats sont particulièrement sensibles à la calibration des états de référence et des temps de régénération (Bessou *et al.*, 2020). La caractérisation d'un état de référence est souvent liée à l'objectif d'une étude et potentiellement source d'incertitude et de manque de comparabilité entre études. Les temps de régénération sont également très incertains du fait du manque de mesures et de modèles pour les estimer et les étalonner localement.

Comme pour la fragmentation, il est théoriquement possible de paramétrer des effets indirects (effets de bordure, etc.), non spatialement ou temporellement localisés au sein des surfaces directement considérées (axe z « surface ») sous réserve de pouvoir les modéliser et les intégrer dans les valeurs de x (i.e. pondération positive ou négative d'un effet direct par un ou des effets indirects). Néanmoins, ces travaux nécessitent une connaissance et des données exhaustives difficilement accessibles aujourd'hui.

En théorie, il est également possible de discerner des impacts réversibles et non réversibles en fonction du paramétrage d'un ou plusieurs niveaux de référence. Les impacts irréversibles sont encore peu explorés (Préat *et al.*, 2021) mais pourraient être pertinents en matière de biodiversité patrimoniale pour accentuer les impacts dans des zones où les risques d'extinction majeurs sont prégnants.

Enfin, le double impact d'occupation et de transformation pose des difficultés d'interprétation des résultats et reste dépendant de choix de valeurs critiques, notamment l'état de référence ou le temps d'amortissement des impacts de transformation. Sur la base des connaissances et données actuelles, la précision des résultats et leur sensibilité face aux pratiques et mécanismes en jeu ne sont pas à la hauteur de la complexité de mise en œuvre.

1.3.3. Le cadre ACV pour la pêche et l'aquaculture

Analyses ACV existantes

A date de fin 2024, la base de données ACV sur l'impact environnemental (EF, *environmental footprint*) des produits alimentaires fournie par l'ADEME, Agribalyse²³, reste encore peu fournie concernant les produits issus de la pêche et de l'aquaculture.

Pour la pêche, le rapport méthodologique fourni par l'ADEME provient du projet ICV pêche (Cloâtre, 2018), documentant le travail de quantification effectué sur une quinzaine de cas d'études représentatifs de la diversité des pêcheries françaises. L'ICV (Inventaire du Cycle de Vie) a été réalisé uniquement sur la phase de capture en mer, jusqu'au retour à quai du navire. Les flux de consommations et d'émissions considérés incluent ainsi les opérations de construction et entretien du navire et des engins de pêche, de fonctionnement du navire (gazole, huiles, etc.), de stockage et de transformation à bord du poisson. Toutes les opérations de débarquement, de criée, de mareyage, de distribution et de consommation des produits de la pêche ont été exclues du périmètre d'étude. La période de référence choisie correspond aux années 2011 à 2015.

L'approche « produit » utilisée pour les produits de la mer relève de trois voies : un produit de la pêche est caractérisé *a minima* par son espèce, son origine (zone de pêche) et son mode de capture (engin de pêche). Ces trois caractéristiques sont des données réglementaires européennes, qui accompagnent obligatoirement tout produit de la mer commercialisé en frais ou réfrigéré sur le marché européen (Règlement sur l'Organisation Commune des Marchés (OCM) de la Politique Commune de la Pêche (PCP), Reg UE No 1379/2013). Les composantes « origine » et « mode de capture » peuvent être rapprochées de la famille de pratiques définie dans les sections précédentes pour l'agriculture et l'aquaculture.

L'unité fonctionnelle choisie est le kilogramme de produit débarqué sous une présentation donnée (frais, congelé, vidé etc.). Les résultats peuvent également être rapportés à la quantité de protéines consommables.

Plus récemment, un projet mondial de grande ampleur²⁴ a appliqué l'approche ACV à une très grande quantité de produits de la mer issus de la pêche et de l'aquaculture, pour pallier leur sous-représentation systématique dans les évaluations environnementales des systèmes alimentaires. A partir d'études représentant collectivement plus de 1 690 fermes aquacoles et 1 000 pêcheries, Gephart *et al.* (2021) présentent les résultats ACV pour 23 espèces ou groupes

²³ <https://agribalyse.ademe.fr/> [Consulté le 19 février 2025]

²⁴ Blue Food Assessment, <https://bluefood.earth/> [Consulté le 19 février 2025]

d'espèces, couvrant 70% de la production mondiale. Ces résultats ACV incluent des quantifications standardisées d'émissions de Gaz à effets de serre (GES), utilisation de l'eau, usage des terres, ainsi que les émissions de nitrates et de phosphates, rapportés à la tonne de poids consommable (pictogrammes cerclés en rose, Figure 1-11).

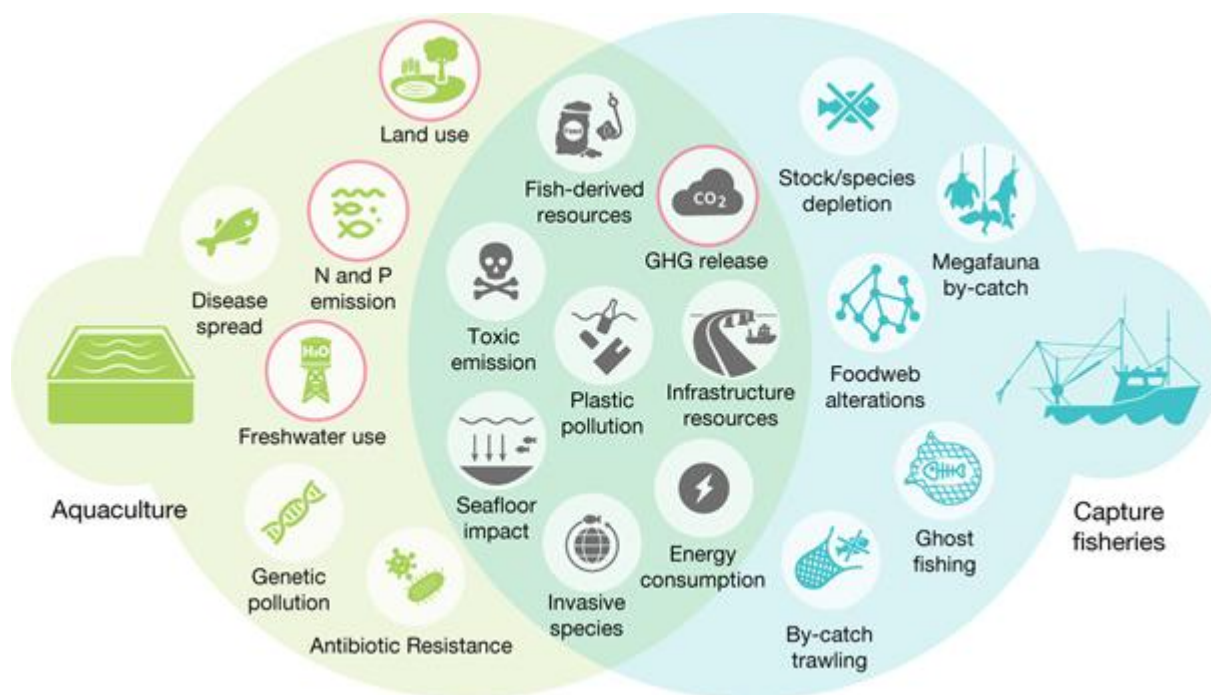


Figure 1-11. Principaux facteurs de stress liés à l'aquaculture et à la pêche. Les icônes entourées d'un cadre rose sont quantifiées dans cette étude, tandis que les autres sont discutées qualitativement. (Fig. 2 de ADDIN EN.CITE Gephart et al. (2021).

Adaptation du cadre ACV aux impacts sur la biodiversité aquatique

Comme la figure ci-dessus le montre bien, la majorité des impacts sur la biodiversité ne sont pas inclus dans le cadre ACV classique, et sont seulement abordés de manière qualitative et conceptuelle dans la discussion de l'article de Gephart *et al.* (2021), sans quantification (autres pictogrammes, Figure 1-11).

De nombreux efforts de recherche ont ainsi donné lieu, ces quinze dernières années, à des développements spécifiques pour l'adaptation de l'ACV. Ces développements concernent principalement deux objets d'évaluation plus ou moins intégrés ensemble dans les évaluations : soit la ou les populations affectées notamment en termes de stocks de poissons, soit l'espace marin touché en termes d'habitat ou de milieu perturbé. Le rapport ICV Pêche (Cloâtre, 2018), conscient des spécificités de la pêche, « activité de cueillette dans un environnement non maîtrisé », avait déjà consacré un chapitre dédié à l'analyse des impacts dits biotiques, à partir des méthodologies compatibles avec l'ACV émergentes à l'époque de ce travail, mais aucun indicateur permettant d'évaluer ces impacts de manière satisfaisante n'avait pu être identifié à l'époque dans la littérature.

Les travaux se focalisant sur les espaces marins perturbés (par exemple Langlois *et al.* (2014b) ; Woods *et al.* (2019) ; Préat *et al.* (2021)) ont adapté le cadre conceptuel du « land use » pour évaluer les impacts sur les fonds marins des activités de pêche en reprenant les deux sous-indicateurs d'occupation et de transformation (Figure 1-12). Malgré cette référence à un cadre existant, le développement de facteurs de caractérisation est complexe et les méthodes ne sont pas encore pleinement opérationnelles.

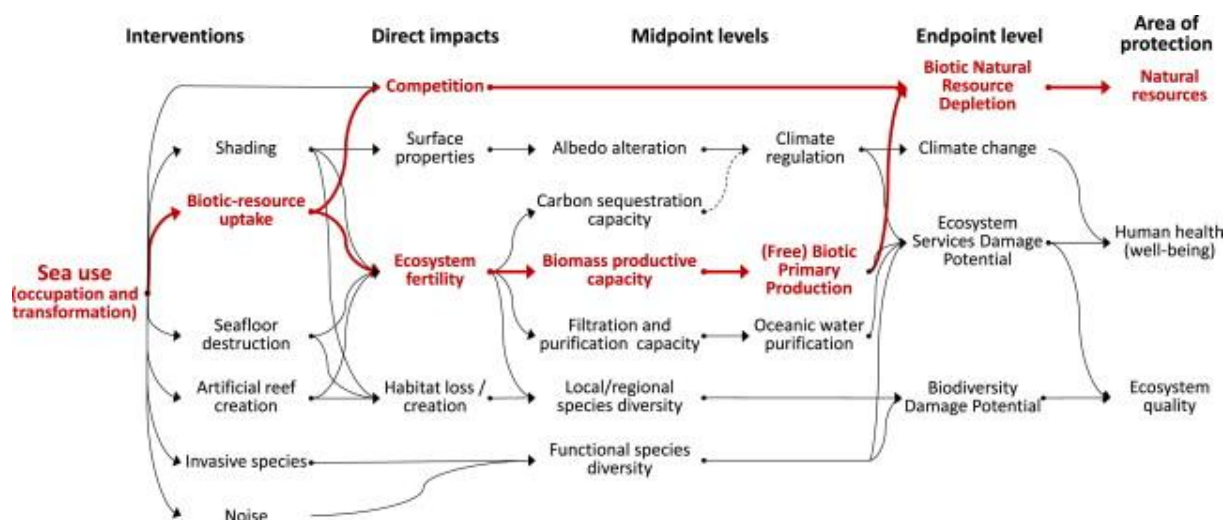


Figure 1-12. Chemins d'impact de l'épuisement des ressources biotiques naturelles dû au retrait de biomasse de la mer (en gras et rouge) et leur localisation dans la chaîne causale globale de l'usage de l'océan. Extrait de Langlois et al. (2014a).

Par ailleurs, les deux objets, espace et population, complexifient la mise en œuvre d'un cadre conceptuel global et l'articulation des déterminants et chemins d'impacts. Plusieurs approches sont donc utiles pour couvrir les deux objets et différents impacts. On citera par exemple Stanford-Clark et al. (2024) pour l'évaluation de l'impact sur les ressources halieutiques et Woods et al. (2019) pour l'évaluation des impacts sur les fonds marins.

De futurs développements restent nécessaires pour couvrir à la fois plus de milieux et contextes halieutiques (toutes les méthodes actuellement proposées n'ont pas la même couverture et résolution) et plus de chemins d'impact et d'EBV. Pour la pêche, ces développements sont décrits et discutés plus en détail dans le chapitre 4.

1.3.4. Comparaison de l'impact environnemental des modes de production alimentaires par l'ACV

Même si le cadre ACV actuel ne permet pas de couvrir suffisamment les impacts directs liés à la biodiversité, il permet tout de même une première comparaison entre divers systèmes de production alimentaire selon divers indicateurs. Le principe même de comparaison entre divers produits alimentaires nécessite cependant de définir des services similaires et comparables entre divers produits.

La revue de Hilborn et al. (2018), par exemple, compare les systèmes terrestres, aquacoles et marins pour la production de 40 g de protéines animales. Sur la base des trois indicateurs communs à toutes les études, réchauffement climatique (CO_2eq), eutrophisation (PO_4eq) et acidification (SO_2eq), la revue montre que la pêche a globalement l'impact le plus faible dans toutes les catégories, tandis que pour l'élevage et l'aquaculture, les résultats varient plus fortement d'une espèce à une autre. En particulier, les formes de protéines animales au plus faible impact proviennent d'espèces qui se nourrissent naturellement dans l'océan et qui peuvent être récoltées avec de faibles besoins en carburant. Dans la logique du cadre conceptuel de l'ACV, moins un système est anthropisé, moins il a d'impact sur l'environnement puisque, par définition, ces impacts sont le reflet des répercussions des activités humaines (technosphère) sur l'environnement (écosphère).

1.4. Les labels et leurs évolutions en lien avec la durabilité : une généalogie

On l'a vu, le label est un terme générique qui désigne un signe visible apposé sur un produit pour informer le consommateur de qualités spécifiques au regard d'exigences particulières, définies dans un cahier des charges. Le cahier des charges, lui-même, est une liste de conditions à respecter ou de procédures à suivre dans un processus de production ou de transformation (Loconto *et al.*, 2012). Souvent matérialisé sous la forme d'un système de gestion de qualité, le cahier des charges contient des catégories de pratiques, des critères et des indicateurs d'évaluation (Mutersbaugh, 2005 ; Ransom *et al.*, 2017). Les labels concernés par BiodivLabel, également connus sous le nom de Voluntary Sustainability Standards (VSS) en anglais, sont des instruments de régulation volontaire employés par divers acteurs pour valoriser des pratiques durables dans différents secteurs économiques, notamment l'agriculture, la foresterie et la pêche mais aussi dans les domaines des produits manufacturiers, de l'énergie, des bâtiments, etc. (Cashore *et al.*, 2004 ; Reinecke, 2010 ; Vogel, 2010).

Contrairement à une norme obligatoire, un standard volontaire, comme son nom l'indique, est un cahier des charges appliqué volontairement, utilisé uniquement par ceux qui choisissent de le suivre. Il peut être utile à un producteur cherchant à différencier ses produits aux yeux des consommateurs intermédiaires ou finaux en fournissant des informations sur la manière dont ils ont été fabriqués. Par exemple, un consommateur face à un étal de fruits et légumes peut en observer la taille, la couleur et l'aspect appétissant, mais pas la manière dont elles ont été cultivées. Un standard volontaire permet donc de donner des indications spécifiques sur ce point, facilitant ainsi la distinction entre les produits. On distingue souvent les standards volontaires « *B to C* » (*business to consumer*), associés à un label et destinés au consommateur final, et « *B to B* » (*business to business*), sans label spécifique et donc invisibles pour le consommateur final (comme c'est le cas des standards de sécurité sanitaire des aliments), conçus pour instaurer la confiance entre les différents opérateurs d'une filière. Ces outils de régulation peuvent être publics ou privés (Fouilleux, 2015).

Cette section du rapport propose une généalogie des labels. La démarche adoptée vise à analyser leurs origines et à les situer dans les débats théoriques et pratiques qui ont façonné leur création et leur diffusion. L'évolution des labels s'est déroulée en trois phases principales – appelés ici les 'saisons des standards' – qui se sont parfois chevauchées : 1) le développement des standards nationaux axés sur la sécurité sanitaire des aliments (*food safety* en anglais), l'agriculture biologique et les appellations d'origine contrôlée ; 2) l'émergence des standards multipartites privés porté souvent par les organisations non-gouvernementales (ONG) et les multinationales ; et 3) l'harmonisation et l'émergence des méta-normes, illustrées par l'Alliance ISEAL. L'analyse détaillée de chacune de ces saisons permet de comprendre leur apparition et leur évolution, fournissant ainsi le contexte nécessaire pour aborder les designs institutionnels qui seront examinés dans la section suivante de ce chapitre.

1.1.1. La première saison : les standards nationaux

Les préoccupations croissantes pour la santé publique et la sécurité sanitaire des aliments ont marqué le début de la première saison de développement des labels. Selon Stanziani (2003) les produits alimentaires posent des problèmes de qualité et de sécurité dont la solution passe par l'exercice d'une tutelle en matière de santé publique, par un contrôle de la concurrence et par l'aptitude à définir et à faire respecter des normes. L'origine est la loi du 1^{er} août 1905 « sur la répression des fraudes dans la vente des marchandises et des falsifications des denrées alimentaires et des produits agricoles ». Stanziani (2003) décrit combien cette loi a su poser les bases d'un dispositif réglementaire contre les fraudes et les falsifications trop fréquentes au XIX^e siècle. Elle est restée en vigueur jusqu'en 2019 après de nombreuses modifications et abrogations d'articles notamment en 1993, et ses dispositions s'appliquent aujourd'hui dans le cadre du droit de l'Union Européenne, lui-même inspiré par cette loi française de 1905 (Stanziani, 2005 ; van der Meulen *et al.*, 2008).

Dans cette première saison qui s'étend de l'après-guerre jusqu'au début des années 1980 ? En réaction à l'intensification des modèles de production agricole, des mouvements se sont engagés afin de singulariser les produits qui émanaient de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, ou garants d'une philosophie différente de production agricole, en lien avec la nature.

En effet, la qualité des aliments se déclinait en France selon quatre composantes principales : 1) qualité (ou sécurité) sanitaire, 2) qualité organoleptique, 3) qualité de service (la praticité du produit était devenue essentielle dans une société fortement urbanisée) et 4) qualité nutritionnelle (Birlouez, 2019). Cette vision de la qualité des aliments était partagée par la grande majorité des Français, lesquels formaient une « classe moyenne » en plein essor au cours des *Trente Glorieuses* et dont le pouvoir d'achat ne cessait de croître et pour laquelle l'alimentation devenait de plus en plus accessible financièrement. Cependant d'autres critères de qualité étaient recherchés, mais seule une minorité de Français y attachait une réelle importance (Birlouez, 2019). Les indications géographiques d'origine et de l'agriculture biologique sont les deux exemples des autres qualités qui font objet d'une réglementation nationale lors de cette première saison.

Les indications géographiques d'origine valorisent ainsi la transformation traditionnelle et le terroir. Historiquement, les Appellations d'Origine Contrôlée (AOC) trouvent également leur origine dans la loi de 1905 sur la protection des vins et des fromages et la Loi du 6 mai 1919 relative à la protection des appellations d'origine. L'origine du label officiel AOC concernait les vins et remonte à 1936 (Birlouez, 2019). Ces normes visaient à préserver la qualité et l'authenticité des produits régionaux en réglementant les méthodes de production et en garantissant l'origine géographique. Les AOC garantissent que les produits sont fabriqués selon des méthodes traditionnelles spécifiques à une région particulière, et contribuent à en préserver le patrimoine culturel et gastronomique (à travers par exemple les caractéristiques du produit labellisé et ses méthodes de fabrication). Ces normes incluent des critères concernant la localisation, les méthodes de production et les caractéristiques des produits : une description du produit, des ingrédients ou intrants et du processus de production, la définition de la zone de production, les règles d'étiquetage et le système de vérification. Les exigences se concentrent sur les éléments qui donnent au produit son caractère typique et qui justifient le lien entre le produit et le territoire. Avec l'Arrangement de Lisbonne de 1958, les AOC sont protégées par ce traité administré par l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle (OMPI). Il s'agit d'une désignation de l'origine du produit dont la qualité et les caractéristiques sont « dues exclusivement ou essentiellement au milieu géographique, comprenant les ressources naturelles et humaines » (Vandecandelaere, 2009), p. 35).

Ce modèle de protection par un label a rapidement été adoptée par d'autres pays européens et a conduit à la création d'un cadre juridique européen dès 1992 pour des produits labellisés sous le terme générique « indications géographiques » (IG) (Chazoule et Lambert, 2004). Une IG enregistrée est un standard volontaire concernant les méthodes de production d'un produit dans une région géographique spécifique, généralement élaborée par un groupement demandeur (par ex. association, syndicat professionnel, producteurs de matière première, transformateurs, élaborateurs), et enregistrée auprès d'un organisme national chargé de la protection de l'IG (Sylvander *et al.*, 2006). Les IG comprennent les appellations d'origine protégée (AOP), les indications géographiques protégées (IGP) et les spécialités traditionnelles garanties (STG), qui reflètent des degrés de lien décroissants avec le terroir (Fouilleux, 2015).

L'organisme national peut être le ministère (ou l'agence) chargé de la propriété intellectuelle (PI), de l'agriculture, ou du commerce selon le pays. L'enregistrement repose sur une évaluation de la conformité du lien entre le produit et l'origine géographique. Les indications géographiques sont définies et protégées par l'accord sur les aspects des droits de propriété intellectuelle qui touchent au commerce (ADPIC) de 1994 de l'Organisation mondiale du commerce. Elles sont « des indications qui servent à identifier un produit comme étant originaire du territoire d'un Membre, ou d'une région ou localité de ce territoire, dans les cas où une qualité, réputation ou autre caractéristique déterminée du produit peut être attribuée essentiellement à cette origine géographique (ADPIC/Partie II/Section 3/Article 22/Paragraphe 1) ».

En 2022, l'Institut national de l'origine et la qualité (INAO) comptait 148 IGP agroalimentaires enregistrées en France, dont 76 vins, 35 spiritueux et 2 cidres, créant 4,63 milliards d'euros en chiffre d'affaires pour l'ensemble des produits sous IGP. Pour les AOP, en 2022, l'INAO comptait 105 produits AOP agroalimentaires, dont 2 AOC forestières et 51 produits laitiers (principalement des fromages), 366 AOC/AOP viticoles, 17 AOC boissons spiritueuses, 5 cidres et poirés AOC/AOP, produisant 27,33 milliards d'euros de chiffre d'affaires pour l'ensemble des produits sous AOP²⁵. Les AOC et les IGP jouent un rôle crucial dans la valorisation des produits locaux et la protection contre la fraude et l'imitation (Barham, 2003), ainsi que dans la valorisation et la protection des produits régionaux (Chazoule et Lambert, 2004).

L'histoire de l'agriculture biologique illustre l'évolution et la consolidation des pratiques biologiques, d'abord entre producteurs qui se sont organisés en mouvements et ont gagné progressivement en crédibilité et en popularité avec des consommateurs de moins en moins engagés, culminant dans l'établissement de standards nationaux (Paull, 2011 ; Poméon *et al.*, 2017). Dans les années 1920 à 1940, les agriculteurs eux-mêmes ont développé des méthodes d'agriculture biologique et écologique sur la base d'un apprentissage par la pratique, en réaction à l'utilisation croissante d'intrants dans l'agriculture conventionnelle en Europe et en Amérique du Nord (Ollivier et Bellon, 2013)²⁶. Cette période voit l'émergence des courants de pensée fondateurs de l'agriculture biologique, autour notamment des figures de R. Steiner en Autriche et de A. Howard et Lady E. Belfour en Angleterre. D'autres figures pionnières vont participer à l'émergence d'une agriculture écologique, comme les époux Müller associés à H. P. Rusch en Suisse, J. I. Rodale aux Etats-Unis, M. Fukuoka au Japon ou encore B. Mollison et D. Holmgren à l'origine de la permaculture en Australie (Lampkin, 1994 ; Lockeretz W. (Ed), 2007 ; Besson, 2011). Tous ces approches s'accordent sur la préservation de la fertilité des sols et les effets néfastes des produits chimiques de synthèse (Pirou, 2002 ; Vankeerberghen, 2012). Ils remettent également en question le modèle agricole dominant, d'un point de vue technique et agronomique, mais aussi souvent en lien avec des dimensions économiques, sociales, politiques et philosophiques (Viel, 1979 ; Pirou, 2002 ; Besson, 2011 ; Cardona *et al.*, 2014). C'est en suivant cette tendance que l'agriculture biologique émerge en France dans une critique plurielle des transformations de l'agriculture entamées à la fin du XIX^e siècle : artificialisation, industrialisation, commodification, poids des agro-industries (fournisseurs d'intrants et de semences) et des grands groupes de la transformation et de la distribution (Leroux, 2015).

En 1952, le mouvement biologique français commence par s'organiser en Alsace dans son versant biodynamique par une douzaine de personnes, membres de l'AFRAN (Association Française pour le Recherche d'une Alimentation Normale), inspirées par l'anthroposophie de Steiner et les sciences de la nutrition (Pirou, 2002). En 1959, le Groupement des agriculteurs biologiques de l'Ouest (GABO) est créé en suivant les pratiques de Howard, et l'extension de cette approche au niveau national résulte, en 1962, en l'Association française de l'agriculture biologique (AFAB). Au fur et à mesure que le secteur biologique se développait dans les années 1960 et 1970, des associations d'agriculteurs biologiques se sont constituées et ont rédigé leurs propres normes, afin de communiquer aux autres agriculteurs et à leurs clients principalement locaux ce qu'ils faisaient. Précurseurs, Nature & Progrès, créée en 1964, a développé le premier cahier des charges national d'agriculture biologique en France en 1972.

Les contrôles sur place n'ont commencé qu'au milieu des années 1970, lorsque les associations d'agriculteurs ont commencé à mettre au point des systèmes de vérification pour leurs propres membres (producteurs et consommateurs engagés) (Lemeilleur et Allaire, 2018). Avec le temps, ces unités de vérification sont devenues des organismes de certification indépendants dotés de leurs propres labels biologiques, EcoCert par exemple, afin d'éviter les conflits d'intérêts et de renforcer la confiance du groupe croissant de consommateurs, qui se trouvaient également de plus en plus loin de l'exploitation et qui étaient contactés par l'intermédiaire de négociants (Poméon *et al.*, 2017).

Des scissions apparaissent progressivement entre une orientation commerciale et la défense de valeurs plutôt conservatrices d'une part, et de l'autre une résistance contre la marchandisation de l'agriculture biologique réunissant

²⁵https://www.inao.gouv.fr/content/download/5598/47071/version/2/file/INAO_CC2022_bd_page_a_page.pdf

²⁶ Ollivier, G.; Bellon, S., 2013. Dynamiques paradigmatiques des agricultures écologisées dans les communautés scientifiques internationales. *Natures Sciences Société*, 21 (2): 166-181. <https://doi.org/10.1051/nss/2013093>

agriculteurs, transformateurs, fournisseurs, distributeurs et surtout consommateurs (Viel, 1979 ; Leroux, 2015). Ce dernier ensemble s'est consolidé dans l'association Nature & Progrès et c'est donc sa posture, ses critères et son cahier des charges qui vont servir de référence principale dans le processus d'institutionnalisation réglementaire décrit par Piriou (2002), qui débute en 1980 avec la Loi d'Orientation Agricole (Niederle *et al.*, 2020). Ce processus aboutira à la reconnaissance officielle et la régulation, en France puis en Europe, de l'agriculture biologique. De onze cahiers des charges privés reconnus pour l'attribution de la mention AB en 1989 en France, on passe à un standard et un label unique, porté par l'Union Européenne à partir de 1991. C'est en 2007 et 2018 que des réformes majeures sont mises en place, notamment la réforme du système de contrôle en 2007, obligeant la certification par tierce partie accréditée (Fouilleux et Loconto, 2017 ; Loconto, 2017). Cette réforme a sérieusement limité la capacité des producteurs membres de Nature & Progrès à utiliser leur système de certification participative pour certifier leurs produits dans le marché Européen (Poméon *et al.*, 2017 ; Niederle *et al.*, 2020).

À la différence des IG, l'agriculture biologique n'a pu bénéficier de soutien de la part ni de l'État, ni du syndicalisme agricole d'opposition ni des mouvements politiques écologistes jusqu'aux années 1980-1990 (Leroux, 2015). À la fin du XX^e siècle, la demande croissante des consommateurs pour des produits biologiques, leur scepticisme à l'égard des pratiques agricoles conventionnelles et la mise en place de structures de soutien financier et politique pour les agriculteurs biologiques ont conduit les différents pays Européens à définir et à homogénéiser les normes de production biologique, à mettre en œuvre des réglementations applicables et à créer des procédures de certification et des labels nationaux (Leroux, 2006). En effet, la reconnaissance politique de l'agriculture biologique est considérée comme l'un des principaux facteurs de son succès (Michelsen *et al.*, 1999 ; 2001 ; Padel et Lampkin, 2007).

C'est dans ce contexte de succès de l'agriculture biologique, en tant que développement d'un marché spécifique (Allaire, 2016.) et de débats autour de l'affaiblissement de sa portée critique qu'est apparu le concept de conventionnalisation (Buck *et al.*, 1997 ; Rosset et Altieri, 1997 ; Coombes et Campbell, 1998 ; Guthman, 2000 ; Lamine et Bellon, 2009 ; Stassart et Jamar, 2009 ; Darnhofer *et al.*, 2010 ; Jaffee et Howard, 2010). La conventionnalisation renvoie simultanément aux changements opérés par les acteurs historiques de la bio et aux caractéristiques des nouveaux entrants, certains respectant les normes réglementaires de l'agriculture biologique mais pas ses principes et valeurs historiques. La capacité des standards à prendre en compte ces principes et valeurs et à les faire vivre par un dessin institutionnel très bureaucratique et marchand met en question l'efficacité des normes nationales (De Wit et Verhoog, 2007 ; Darnhofer *et al.*, 2010 ; Fouilleux et Loconto, 2012), surtout en face à la compétition croissante entre labels publics et privés (Reinecke, 2010).

Le Label Rouge a été conçu par la première démarche historique de la filière avicole, certifiée en 1965 (Westgren, 1999). La démarche s'appuie sur la promotion d'attributs de qualité supérieure organoleptiques et de valeur d'image. Bien que le Label Rouge soit accessible à tout type de produit alimentaire, son histoire a conduit à une prédominance des aliments d'origine animale.

1.4.2. La deuxième saison : des standards multipartites privés

La deuxième vague de développement des VSS est marquée par l'émergence des standards multipartites privés, portés conjointement par des ONG et des multinationales (Islam, 2008) qui sont apparues sur la scène internationale après la création des trois « Conventions de Rio sœurs » (les COP pour le changement climatique, la désertification et la perte de biodiversité) lors du Sommet de la Terre de 1992 à Rio de Janeiro, au Brésil. Alors que la mondialisation des chaînes d'approvisionnement a entraîné des préoccupations croissantes concernant les impacts sociaux et environnementaux de la production, cette saison a été alimentée par une préoccupation croissante pour diverses questions sociales et une plus grande segmentation de la demande des marchés de consommation (Wolf *et al.*, 2001). Une nouvelle « économie des qualités » (Callon *et al.*, 2002) a vu le jour grâce à l'étiquetage des produits, qui revendique la façon dont les produits alimentaires sont fabriqués et transformés (Laurent et Mallard, 2020). Plus généralement, l'apparition de nouveaux labels va de pair avec l'apparition de nouvelles formes d'évaluation et de nouveaux liens commerciaux qui remettent

en question la convention du marché industriel (Ponte, 2016). Cependant, au lieu de bouleverser le système alimentaire industriel, la prolifération des VSS visant à couvrir ce large éventail de qualités a plutôt conduit à l'hybridation et à la généralisation du « tournant qualitatif » (Goodman, 2003) parmi les acteurs industriels, où de nouvelles revendications telles que « sans OGM » ou « sans antibiotiques » brouillent la ligne de démarcation entre les formes conventionnelles et alternatives de l'agriculture (Billows *et al.*, 2024 ; Fortané *et al.*, 2024). La prise de conscience des consommateurs et la pression des ONG ont également joué un rôle crucial dans la création de ces standards.

Des organisations comme Fairtrade International, Forest Stewardship Council (FSC), Rainforest Alliance et Marine Stewardship Council (MSC) ont été pionnières dans l'établissement de normes multipartites, intégrant des parties prenantes variées telles que les producteurs, les commerçants, les ONG et les consommateurs (Cheyns et Riisgaard, 2014).

Les initiatives de commerce équitable visent à une plus grande équité dans le commerce international, en offrant de meilleures conditions commerciales aux producteurs défavorisés et en garantissant les droits des travailleurs (Blanchet et Carimentrand, 2012). Le commerce équitable promeut depuis près d'un siècle (depuis les années 1940) des pratiques « de commerce et non d'aide » fondées sur des relations plus directes entre les petits producteurs et les consommateurs des pays développés (Balineau et Dufeu, 2012). Au début des années 1980, les prix de nombreux produits agricoles de base, et le café en particulier, se sont effondrés (Jaffee, 2007). En réaction, une initiative de commerce équitable aux Pays-Bas (ONG Solidaridad) a collaboré avec des coopératives de café au Mexique pour mettre au point un système de certification associé à un label de commerce équitable (i.e., Max Havelaar). Des initiatives similaires ont suivi dans d'autres pays et, en 1997, ils ont créé ensemble la *Fairtrade Labelling Organizations International* (FLO), renommé *Fairtrade International* en 2011, dont le siège se trouve à Bonn, en Allemagne. Depuis, trois types de labels concurrents au label « Fairtrade - Max Havelaar » (aussi connu sous le nom de label Transfair dans certains pays, comme en Allemagne et aux Etats-Unis) se sont développés (Carimentrand *et al.*, 2011). Le premier type de label a été créé par des entrepreneurs du secteur de l'agroalimentaire biologique, par exemple le label « Bio Equitable » de l'association française Bio Partenaire ou le label « Main dans la Main » de l'entreprise Rapunzel. Le deuxième type de label a été conçu par des organismes certificateurs spécialistes de l'agriculture biologique, par exemple le label « Ecocert Fair Trade » en France ou encore le label « *Fair for life* » d'IMO en Suisse. En 2016-2017, ces deux standards ont fusionné et ils sont ainsi devenus la nouvelle certification « *Fair for Life* » pour le commerce équitable et des chaînes d'approvisionnement responsables, gérée par Ecocert SA (Arnold *et al.*, 2019). Enfin, le troisième type de label a été promu par des ONG en concertation avec des multinationales de l'agroalimentaire et de la distribution, par exemple le label anglais *Ethical Trading Initiative* ou *Union for Ethical BioTrade* (UEBT) qui a été créé en lien avec l'ONU environnement (Arnold *et al.*, 2019). L'objectif était de permettre la vente de produits issus du commerce équitable dans les supermarchés et d'accroître l'impact de cette initiative (VanderHoff Boersma, 2009). Afin de promouvoir l'économie sociale et solidaire, la France a réglementé le concept de commerce équitable dans le II de l'article 60 de la loi n° 2005-882 du 2 août 2005²⁷ en faveur des petites et moyennes entreprises : « *Le commerce équitable a pour objet d'assurer le progrès économique et social des travailleurs en situation de désavantage économique du fait de leur précarité, de leur rémunération et de leur qualification, organisés au sein de structures à la gouvernance démocratique, au moyen de relations commerciales avec un acheteur* ». Cette clarification a aussi pour effet de protéger les consommateurs contre certaines formes de compétition déloyale.

Fairtrade International a établi un cadre de normes génériques, différenciées pour les petites exploitations et les plantations, complétées le cas échéant par des critères spécifiques aux produits. Les normes commerciales stipulent que les négociants doivent payer le prix plancher établi par Fairtrade International plus la prime sociale (qui est aussi fixé à Bonn pour chaque produit), qu'ils doivent accepter un préfinancement partiel pour certains produits si les producteurs le demandent et qu'ils doivent s'engager dans une relation commerciale à long terme. Les critères

²⁷ <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexteArticle.do?cidTexte=JORFTEXT000000452052&idArticle=LEGIARTI000006522875&dateTexte=&categorieLien=cid>

environnementaux sont inclus dans les normes spécifiques aux produits. La certification est effectuée par FLO-Cert, un certificateur accrédité ISO 17065. Les membres de Fairtrade International, c'est-à-dire les initiatives nationales d'étiquetage du commerce équitable (par ex. Max Havelaar France), accordent des droits de licence aux négociants de produits étiquetés « commerce équitable », moyennant une redevance.

L'initiative la plus récente au sein du mouvement du commerce équitable est l'émergence d'un nouveau label : le Symbole des petits producteurs (*Símbolo de los Pequeños Productores*, SPP) (Renard et Loconto, 2013). En 2006, la Coordination latino-américaine et caribéenne des petits producteurs du commerce équitable, composée de 300 organisations dans vingt-et-un pays d'Amérique latine, a décidé de créer son propre label. Le SPP se veut une initiative par et pour les petits producteurs et sous leur contrôle. L'objectif est de redéfinir le commerce équitable sur la base de l'équité sociale et de l'économie locale. Le système utilise la certification locale par une tierce partie et il existe un label consommateur pour les produits certifiés : en France c'est la marque Ethiquable qui les commercialise. Seuls les petits producteurs peuvent être certifiés et le SPP est l'un des rares labels qui encouragent autant que possible et accordent de l'importance à l'achat de produits dans un état achevé ou presque : l'achat de produits finaux provenant directement des organisations de producteurs certifiés ou transformés dans le pays d'origine est sujet à des rabais dans les frais d'utilisateurs SPP (Arnold *et al.*, 2019)

Le Forest Stewardship Council (FSC) est une ONG internationale créée en 1993 par des écologistes, des chercheurs, des producteurs de bois, des syndicalistes, des négociants en produits forestiers et des représentants des populations autochtones. Le FSC a créé le premier dispositif de gouvernance multipartite pour l'élaboration de ses normes, avec trois chambres représentant les intérêts économiques, sociaux et environnementaux de l'organisation (Cashore *et al.*, 2004). Ces chambres sont subdivisées en membres des pays développés et membres des pays en voie de développement. Ce système de chambres permet d'assurer l'équité dans les processus de prise de décision. Les principes et critères FSC pour la gestion forestière consistent en dix principes et il existe trois types de certification au sein du système FSC : 1) la certification de la gestion forestière pour les pratiques de gestion qui répondent aux exigences des principes et critères FSC ; 2) la certification de la chaîne de contrôle qui vérifie l'utilisation de matériaux certifiés FSC tout au long de la chaîne de valeur ; et 3) le bois contrôlé. Les opérateurs individuels des secteurs du commerce, de la transformation et de la vente au détail qui manipulent des produits provenant de forêts certifiées peuvent demander la certification de la chaîne de contrôle et l'utilisation du logo FSC. Le logo est différent en fonction du pourcentage de bois certifié FSC dans le produit. La certification est effectuée par des organismes de certification tiers accrédités par Accreditation Services International (ASI), qui est également l'organisme d'accréditation du MSC (voir ci-dessous) et de l'Aquaculture Stewardship Council (ASC).

Le Marine Stewardship Council (MSC) a vu le jour en 1996 lorsque le WWF (World Wildlife Fund, ONG indépendante de protection de l'environnement, aujourd'hui World Wide Fund for Nature) s'est associé à la multinationale Unilever en réponse à l'effondrement du stock de cabillaud des Grands Bancs (Constance et Bonanno, 2000 ; Arton *et al.*, 2020), avec la vision que « les océans du monde regorgent de vie et que l'approvisionnement en produits de la mer est préservé pour la génération actuelle et les générations futures » (Burns *et al.*, 2024). Le standard MSC pour les pêcheries a été établi pour la première fois en 1998 afin de fixer des exigences de captures qui doivent être évaluées volontairement en matière de durabilité, puis certifiées si elles se conforment aux cahiers des charges. L'idée du MSC est d'attribuer aux pêcheries gérées de manière durable une certification et un label offrant au consommateur une option de choix informé. La certification est accordée collectivement à une pêcherie, et non à des opérateurs individuels.

Le Rainforest Alliance est une ONG internationale de protection de la nature dont les origines remontent aux États-Unis en 1987. Avec des ONG des Amériques axées sur la conservation, elle a formé le Réseau d'agriculture durable (SAN), qui a élaboré les premiers cahiers des charges en 1993 pour les produits tropicaux destinés à l'export (par exemple les bananes, le cacao, le café et le thé) (Ochieng *et al.*, 2013 ; Loconto, 2014 ; Lemeilleur *et al.*, 2015). L'harmonisation de leurs cahiers des charges en une norme technique unique pour l'agriculture durable a eu lieu en 2017, grâce à une consultation large entre producteurs, entreprises, experts scientifiques et ONG. Leur cahier des charges comprend des

exigences relatives au système de gestion, à la conservation des écosystèmes, à la protection de la faune et de la flore, à la conservation de l'eau, aux conditions de travail, à la santé et à la sécurité au travail, aux relations avec les communautés, à la gestion intégrée des cultures, à la conservation des sols et à la gestion intégrée des déchets. Les producteurs de petite taille peuvent mettre en place un système de gestion interne et demander la certification en tant que groupe, ce qui permet de réduire les coûts administratifs et d'audit. Les produits qui contiennent au moins 30% de produits certifiés par Rainforest Alliance peuvent porter le label, mais si le contenu certifié est inférieur à 90%, la quantité de contenu certifié doit être précisée sur l'emballage. Pour utiliser le label, les entreprises doivent signer un accord de licence et se conformer à des exigences de traçabilité. Toutefois, certaines entreprises préfèrent utiliser le label uniquement dans le cadre de campagnes publicitaires et non directement sur le produit.

Avant 2012, la certification est effectuée par les membres du SAN ou, dans certains pays, par l'organisme de certification Sustainable Farm Certification International Ltd, une filiale de Rainforest Alliance. En 2012, le SAN a commencé par utiliser des certificateurs tiers (par exemple, Africert) accrédités par l'International Organic Accreditation Service (IOAS) (Loconto, 2017). En 2018, Rainforest Alliance a fusionné avec UTZ Certified (à l'origine UTZ Kapeh), initialement lancé pour le café en 1997 par le supermarché néerlandais Ahold avec des producteurs guatémaltèques. La norme met l'accent sur la transparence et la durabilité tout au long de la chaîne d'approvisionnement. En 2002, UTZ est devenu une organisation indépendante et inclut désormais d'autres produits (cacao, thé, huile de palme). Les critères originaux d'UTZ Kapeh étaient basés sur une version élargie des critères de GlobalGAP²⁸ et l'accent est mis sur la gestion responsable des exploitations agricoles. UTZ fournit des services de traçabilité pour l'huile de palme durable certifiée par la Table ronde sur l'huile de palme durable (RSPO) et la Better Cotton Initiative (BCI), deux tables rondes multipartites qui élaborent des normes spécifiques à chaque produit. Bien que les primes ne soient pas obligatoires, les négociants sont tenus de fournir des informations sur les primes qui ont été payées pour les produits certifiés par UTZ, qui sont ensuite regroupées et mises à la disposition des producteurs sous forme de moyennes. UTZ fait appel à des organismes de certification tiers accrédités selon la norme ISO 17065. UTZ a collaboré avec un certain nombre de ses entreprises partenaires pour préparer les petits exploitants à la certification, notamment dans le secteur du cacao avec Mars et Solidaridad, ONG néerlandaise déjà évoquée ci-dessus à propos du café Max Havelaar. Après la fusion avec Rainforest Alliance, le cahier des charges s'est organisé en deux composantes : la production agricole d'une part et la chaîne d'approvisionnement d'autre part. En 2023, le SAN est sorti de la famille Rainforest Alliance et la certification par tierce partie accréditée ISO 17065 est devenue obligatoire.

Les standards qui faisaient partie de cette deuxième saison de labels visaient à garantir des pratiques équitables et durables dans des chaînes d'approvisionnement globales complexes. Fairtrade, par exemple, se concentre sur l'amélioration des conditions de vie et de travail des producteurs dans les pays en développement, tandis que Rainforest Alliance met l'accent sur la conservation de la biodiversité et les moyens de subsistance durables (Raynolds *et al.*, 2007). Les certifications offertes par ces organisations sont devenues des outils puissants pour influencer les pratiques de production. Par exemple, la certification Fairtrade assure des conditions de travail équitables et un prix minimum garanti aux producteurs, tandis que la certification FSC promeut une gestion forestière responsable. Ces certifications sont basées sur des critères multiples et sont vérifiées par des audits indépendants pour garantir la conformité (Loconto et Fouilleux, 2014).

²⁸ Les principales chaînes de supermarchés en Europe ont formé l'Euro-retailer Produce Association (EUREP) qui, en 1999, a élaboré la norme EUREP Good Agriculture Practices (EurepGAP) pour les fruits et légumes dans le but d'accroître la confiance des consommateurs dans la sécurité des aliments. La norme comprend des exigences relatives à un système de gestion, aux semences et aux pousses, à la gestion du sol et de l'eau, aux engrais, aux pesticides, à la récolte et aux traitements post-récolte, y compris les pratiques hygiéniques, à la gestion des déchets, à la sécurité des travailleurs et à la gestion de l'environnement. En 2007, le nom du standard devient GlobalGAP et l'extension de son utilisation couvre le monde entier. Voir : Bain, C., 2010. Governing the global value chain: GLOBALGAP and the Chilean fresh fruit industry. *The International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 17 (1): 1-23. <http://dx.doi.org/10.48416/ijisaf.v17i1.265> ; de Raymond, A.B.; Bonnaud, L., 2014. Beyond the public-private divide: GLOBALGAP as a regulation repository for farmers. *International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 21 (2): 227-246. <http://dx.doi.org/10.48416/ijisaf.v21i2.150> ; Henson, S.; Humphrey, J., 2010. Understanding the Complexities of Private Standards in Global Agri-Food Chains as They Impact Developing Countries. *Journal of Development Studies*, 46 (9): 1628-1646. <http://dx.doi.org/10.1080/00220381003706494>

Bien que certains de ces standards, surtout le commerce équitable et le FSC, aient eu un impact positif significatif sur la durabilité (Auld *et al.*, 2008 ; Loconto, 2024 ; Raynolds *et al.*, 2007), ils ont également été critiqués pour diverses raisons, notamment la certification de monocultures, les coûts de certification élevés, les difficultés d'accès pour les petits producteurs et la multiplication des cahiers des charges (Loconto et Dankers, 2014 ; Arnold et Loconto, 2021). De plus, la prolifération de différents standards a parfois conduit à la confusion des consommateurs et à une forme de « fatigue des labels » (Fransen et Kolk, 2007). Enfin, les études critiques sur la fragmentation des normes de durabilité ont mis en lumière les défis posés par la multiplicité des standards et l'importance de leur harmonisation (Ponte, 2012 ; Loconto et Fouilleux, 2014).

1.4.3. La troisième saison : méta-normes et innovations

Avec l'importance croissante de la durabilité pour les activités commerciales et la réalisation des objectifs sociétaux mondiaux, face à l'incapacité perçue des gouvernements à atteindre les objectifs du Millénaire pour le développement (OMD), on a assisté à une explosion des standards privés sur la scène du commerce international. L'outil Standards Map du Centre du Commerce International en compte 353 en ce début 2025²⁹ (Figure 1-13).

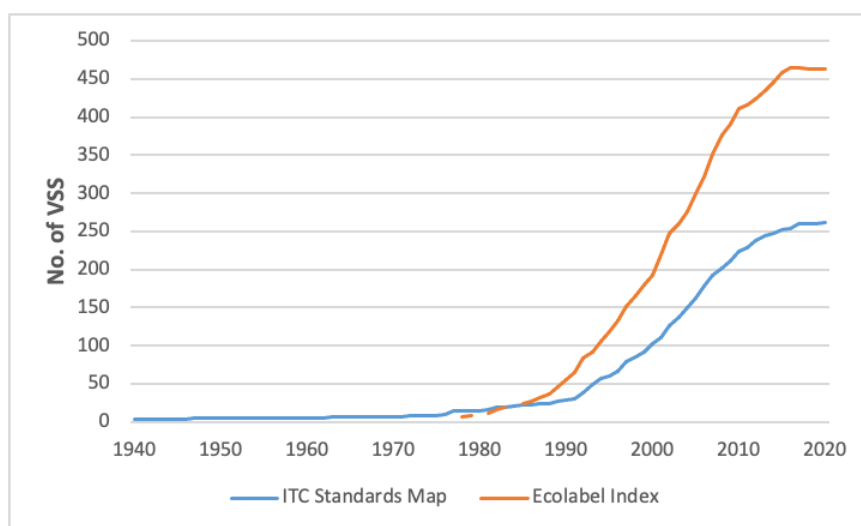


Figure 1-13. Évolution mondiale du nombre de standards volontaires de durabilité (Voluntary Sustainability Standards - VSS) entre 1940 et 2020. Source : Axel Marx et Santiago Fernandez de Cordoba, 2020. *Voluntary Sustainability Standards and Market Transformation towards Sustainability. Trends and Challenges* : https://www.globe-project.eu/en/voluntary-sustainability-standards-and-market-transformation-towards-sustainability-trends-and-challenges_10603#_ftn2, d'après ITC Standards Map³⁰ et Ecolabel Index³¹

Après les pionnières de la deuxième saison, on a vu une explosion des « tables rondes » focalisées par un produit seul au début des années 2000, à savoir : la Table ronde sur l'huile de palme durable (RSPO, 2004), la Table ronde sur le soja responsable (RTRS, 2006), la Table ronde sur les biocarburants durables (RSB, 2009), l'Aquaculture Stewardship Council (ASC, 2010) et la Sustainable Beef Roundtable (SBR, 2013). D'autres initiatives multipartites qui adoptent la nomenclature « Better » et des architectures institutionnelles similaires sont Bonsucro (anciennement *Better Sugar Cane Initiative*, 2008) et *Better Cotton Initiative* (BCI, 2009). Il existe des différences significatives entre les conseils de « stewardship » et les tables rondes, tant sur le plan conceptuel que sur celui de la manière dont leurs activités ont été menées à bien sur le plan historique (Ponte, 2014). Le concept de « *stewardship* » signale la responsabilité collective à l'égard d'une ressource ou d'un processus ; il indique une préoccupation « table ronde », du moins dans sa définition,

²⁹ <https://www.standardsmap.org/> [Consulté le 11 janvier 2025]

³⁰ International Trade Centre (ITC) (n.d.). *ITC Standards Map*. Available at: <https://sustainabilitymap.org/standards?q=eyJzZWxlY3RIZENsaWVudCI6lk5PIEFGRklMSUFUSU90In0%3D>

³¹ Ecolabel Index (n.d.). *Ecolabel Index*. Available at: <http://www.ecolabelindex.com/ecolabels/>

s'éloigne des questions de responsabilité et met l'accent sur la qualité de la procédure (Ponte, 2014), c'est-à-dire la possibilité élargie pour les parties prenantes de s'exprimer davantage dans la discussion, bien que dans la plupart des cas existants, les petits producteurs et les gouvernements soient exclus ou ne siègent qu'en tant qu'observateurs (Cheyns et Riisgaard, 2014).

En raison de la multiplication de ces labels, les systèmes concurrents provoquent une duplication inutile des efforts, entament parfois la rigueur des standards et peuvent exacerber les préoccupations des tiers concernant la crédibilité et la légitimité des organisations qui les développent (Derkx et Glasbergen, 2014). Tant les acteurs que les chercheurs ont souligné les préoccupations concernant la légitimité de normes spécifiques et individuelles liées à leur auteur (Constance et Bonanno, 2000 ; Bartley, 2003 ; O'Rourke, 2005) et à la manière dont les multiples parties prenantes sont incluses (Fransen et Kolk, 2007 ; Cheyns et Riisgaard, 2014). L'existence de conflits d'intérêts dans les pratiques de certification est critiquée (Lytton, 2014), de même que la manière dont les standards sont utilisés par les entreprises multinationales ou la façon dont divers types de connaissances sont mobilisés à différents moments du processus de normalisation pour justifier une définition spécifique de la durabilité (Auld et Bull, 2003 ; Loconto et Hatanaka, 2018). La légitimité des standards privés et multipartites en tant que moyen d'obtenir un impact positif sur la durabilité de l'agriculture est remise en question dès les années 2000, une tendance qui se renforce dans les années 2010 en raison de l'utilisation de logiques différentes dans la manière dont elles développent leurs systèmes (Renard et Loconto, 2013 ; Auld *et al.*, 2015 ; Lockie, 2019) et de la capacité des acteurs à demander aux organismes de normalisation et aux entreprises de rendre compte de leurs affirmations (Marx, 2013). Les attaques contre la légitimité de ces standards sont en même temps des attaques contre les visions de la durabilité et de la responsabilité qu'elles sont en mesure d'offrir, ce qui explique pourquoi des efforts concrets ont été déployés pour réduire ces contestations.

Cependant, ces normes évoluent également en raison de la participation accrue des utilisateurs et d'autres parties prenantes à leur formulation (Cheyns, 2011 ; Ponte et Cheyns, 2013 ; Renard et Loconto, 2013). Par conséquent, des méta-normes, ou des standards pour les standards, doivent être recherchées afin de rétablir la relation avec les valeurs et principes que le standard est censé représenter (Dendler, 2014 ; Fransen, 2015). Elles sont augmentées par la création de nouvelles structures organisationnelles et institutionnelles hiérarchiques d'une part, et d'autre part par des investissements dans des structures internes modulaires facilitant un certain niveau de flexibilité réglementaire (Bartley, 2007 ; 2011 ; Reinecke *et al.*, 2012 ; Manning et Reinecke, 2016). Ces institutions permettent de continuer à utiliser les standards dans le temps et dans des contextes qui vont au-delà des interactions qui les ont créées (Callon et Latour, 1981 ; Bingen et Busch, 2006 ; Thévenot, 2009 ; Loconto et Busch, 2010 ; Loconto et Demortain, 2017).

En réponse à la nature concurrentielle des multiples normes de durabilité et aux menaces pesant sur leur légitimité, une organisation internationale, l'Alliance ISEAL³² a vu le jour en 2002 pour créer des méta-normes qui régissent la « crédibilité » des standards volontaires, afin de permettre à leurs créateurs et à leurs utilisateurs de revendiquer leur responsabilité sociale et environnementale. Les membres de l'ISEAL s'engagent à respecter des codes de bonnes pratiques rigoureux en matière de normalisation, de certification et d'accréditation (Loconto et Foulleux, 2014). Créée par les ONG de la deuxième saison, ISEAL a joué un rôle majeur dans la structuration des tables rondes de la troisième saison qui devait se conformer aux normes ISEAL dans les premières versions de leurs cahiers des charges. Bernstein (2011) affirme que la méta-normalisation mise en place par l'ISEAL répond aux exigences de légitimité des apports, modèle désormais standard pour les labels de la troisième saison, telles que l'accès des parties prenantes, la transparence ou la délibération et l'équité Nord-Sud. L'ISEAL a eu également une influence sur les types de critères inclus dans les cahiers des charges (Renard et Loconto, 2013).

Par exemple, la théorie du changement pour beaucoup des premiers standards était que les cahiers des charges définiraient la compréhension actuelle des bonnes pratiques pour leur champ d'application respectif et que le respect des normes entraînerait une amélioration de la performance en matière de durabilité. Les normes étaient

³² L'International Social and Environmental Accreditation and Labelling Alliance (Alliance internationale pour l'accréditation et l'étiquetage en matière sociale et environnementale).

principalement structurées autour de ces pratiques et exigeaient que les entreprises certifiées disposent de systèmes de gestion leur permettant de mettre en œuvre ces pratiques de manière cohérente au fil du temps (Loconto et Barbier, 2014). À l'époque, l'intérêt d'une approche fondée sur les pratiques résidait en partie dans le fait que les normes pouvaient également servir d'outils de renforcement des capacités, en fournissant un cadre et un ensemble de pratiques que les entreprises pouvaient adopter ou vers lesquelles elles pouvaient tendre. Les normes étant définies par les parties prenantes et les experts, la théorie voulait que les pratiques conduisent naturellement aux résultats escomptés (Mallet, 2024).

Dans les premières années, il s'agissait d'une hypothèse de travail qui n'était pas étayée par des données fiables. Au fur et à mesure que les normes de durabilité gagnaient en importance, la recherche dans certains secteurs, en particulier l'agriculture, a commencé à révéler les résultats mitigés de la certification, avec des performances inégales en matière de durabilité. Comme nous l'avons vu, cela est souvent dû aux conditions favorables ou défavorables qui ont influencé le succès de l'intervention. Lorsque l'objectif du système de durabilité est de reconnaître et de récompenser les entreprises performantes, cette variabilité des résultats n'est pas si problématique, mais elle le devient si l'objectif est de maximiser l'amélioration des performances en matière de durabilité (Fransen, 2015). Cet objectif d'amélioration est devenu de plus en plus important depuis les années 2010, notamment parce que les entreprises de la chaîne de production et d'approvisionnement cherchent à communiquer sur les résultats qu'elles obtiennent en matière de développement durable. Sans une compréhension claire de l'endroit et des conditions dans lesquels ces systèmes seraient les plus efficaces, il est difficile de réconcilier les pratiques avec les résultats. Certains standards ont donc commencé à introduire des mesures de performance dans leurs normes. Des normes telles que Bonsucro et Field to Market sont apparues, qui étaient principalement axées sur la mesure des performances ou des paramètres (Konefal *et al.*, 2023 ; Hatanaka et Konefal, 2024). Souvent, les normes continuent d'intégrer les bonnes pratiques, mais les performances d'une entreprise sont mesurées par rapport à l'atteinte d'un certain niveau de performance en matière de durabilité.

L'harmonisation des normes de durabilité présente de nombreux avantages, notamment une clarification pour les consommateurs et une simplification (donc une réduction des coûts de conformité) pour les producteurs. Cependant, elle pose également des défis, tels que la nécessité de concilier des intérêts divers et parfois divergents entre les parties prenantes (Loconto et Foulleux, 2014). L'établissement de méta-normes nécessite des négociations complexes et un engagement significatif de toutes les parties impliquées (Marx et Wouters, 2015). En effet, les standards volontaires n'ont jamais été conçus comme des solutions globales, du moins pour l'ISEAL ou ses membres. Ils jouent un rôle spécifique d'incitation, de reconnaissance et de récompense des meilleures pratiques de production au niveau de l'entreprise. Ce modèle a bien fonctionné pour reconnaître les performances des entreprises qui sont bien organisées et qui prennent déjà des mesures pour assurer la durabilité de leurs pratiques. Cependant, pour la plus grande partie de la base d'approvisionnement qui est moins engagée dans le développement durable, les labels n'ont pas fourni une incitation suffisante à s'engager et on voit un lent désengagement des grandes multinationales dans l'utilisation des labels privés (Loconto *et al.*, 2022 ; 2024). Selon ISEAL, ce sont des solutions plus systémiques ou holistiques qui peuvent être appliquées à grande échelle qui vont créer une quatrième saison des standards (Mallet, 2024). C'est dans cette ligne de logique que les acteurs dans ce secteur se préparent pour travailler au niveau paysager (*landscape*) ou du territoire. Depuis 2019, plusieurs membres de ISEAL démarrent des collaborations locales et sectorielles, en passant par l'alignement des entreprises et des secteurs sur des questions précises (déforestation, salaire décent, revenu décent, etc.). Il s'agit d'une évolution significative de l'approche des efforts de durabilité basés sur le marché. Les grandes entreprises multinationales, en particulier, reconnaissent que pour relever de manière significative certains des défis structurels complexes en matière de durabilité, tels que la déforestation ou le travail des enfants, elles devront s'engager dans des collaborations qui vont au-delà des simples labels ou partenariats public-privés (Partiti, 2019). À l'avenir, le cadre d'une grande partie du travail de ISEAL et ses membres, ces collaborations sera le changement des systèmes, en rassemblant les parties prenantes nécessaires, y compris les gouvernements locaux, les peuples autochtones et les communautés locales, pour s'assurer que tout changement qui améliore les performances est intégré dans le paysage et que les personnes les plus touchées se l'approprient (Mallet, 2024).

Cette évolution des labels et des VSS en trois saisons distinctes reflète une progression vers une plus grande sophistication et une meilleure coordination des efforts de durabilité. La première saison, centrée sur les normes nationales, a établi les bases de la sécurité sanitaire des aliments, de la protection des produits régionaux et d'une « écologisation » de l'agriculture. La deuxième saison a vu l'émergence de standards multipartites privés, qui ont introduit des pratiques équitables et durables dans les chaînes d'approvisionnement mondiales. Enfin, la troisième saison, marquée par l'harmonisation et l'émergence des méta-normes, représente un effort concerté pour améliorer la cohérence et l'efficacité des normes de durabilité. En retraçant cette généalogie, nous comprenons mieux les dynamiques et les défis qui ont façonné le paysage actuel, et le contenu, des labels de durabilité qui sont étudiés par BiodivLabel.

1.5. Présentation des labels choisis

1.5.1. Sélection des labels

L'idée des commanditaires de l'étude BiodivLabel de s'appuyer sur un échantillon de labels résulte de la phase expérimentale du dispositif d'affichage environnemental français. Le choix des labels présentés et examinés dans cette étude s'inscrit directement dans les conclusions tirées de la première phase du processus d'expérimentation sur l'affichage environnemental piloté par l'ADEME (Ademe *et al.*, 2022). Constatant les limites de la méthode ACV pour « appréhender l'ensemble des impacts de la production agricole *et* alimentaire sur la biodiversité » la proposition méthodologique consiste alors à corriger cette insuffisance par un système de bonus-malus fondé en partie sur « l'existence ou non d'un mode officiel de valorisation : signes officiels de qualité ou d'origine (SIQO), mention valorisante (HVE) ou labels privés » (ADEME, Annexe1 – Annexe Technique)³³. Le présent travail reprend la suggestion d'instruire en priorité les labels « transversaux multi-filières avec une notoriété importante et des volumes conséquents » sur le marché français, ainsi que « les modes de valorisation officiels ». L'intégration de labels privés est également proposée si leur cahier des charges est public/accessible et vérifié par une tierce partie.

L'ensemble de ces propositions fait donc référence à différentes formes volontaires d'engagement dans des démarches de spécification d'un produit sur la base de propriétés ou de qualités particulières, fixées par un cahier des charges (la « promesse » du label), garanties par un système de contrôle et annoncées sur le produit par un signe visible à l'étiquetage.

- **Ils portent sur des produits alimentaires, marins ou terrestres**, même si le périmètre de certains labels dépasse le cadre strictement agricole ou alimentaire pour inclure également des produits hors alimentation tels que les cosmétiques ou le textile.
- **Ils concernent l'échelle de production** : sont donc exclus de la sélection, les labels n'incluant aucune provision sur les méthodes de production et portant uniquement sur des aspects de transformation ou de distribution.
- **Ils sont associés à un référentiel ou à un cahier des charges rendu public et validé par un système de contrôle indépendant**. Cette caractéristique garantit la conformité aux normes établies mais exclut de l'étude toute démarche de labellisation sur la base de benchmarks, ou sur la référence à des meilleures pratiques. Elle exclut également les labels de marque tels que les marques distributeur (MDD) pour lesquels le cadre de certification n'est pas disponible publiquement. En revanche, il convient de noter que la sélection recouvre, au-delà des labels de durabilité, des labels de qualité et d'origine, très présents en France, comme les Labels Rouges, garants d'une qualité organoleptique/gustative, ou les indications géographiques protégées (IGP) et les appellations d'origine protégée (AOP) indiquant des processus (de production ou de transformation) spécifiques ou une réputation liée à une origine géographique déterminée.

³³ ADEME, Annexe1 – Annexe Technique de la saisine

Ces critères permettent de couvrir un large spectre de produits agricoles et alimentaires concernés par des labels de nature différentes : produits d'origine végétale et animale, produits tropicaux, poissons et fruits de mer issus de la pêche ou de l'élevage, mais aussi une diversité d'autres produits (miel, boissons, etc.).

1.5.2. Un échantillon de 13 labels

Différents formats d'engagement volontaire permettent de différencier les produits agroalimentaires sur les marchés et auprès des consommateurs. Nous avons distingué trois « familles » pour classer les labels étudiés (Tableau 1-3).

Les labels publics et privés multi-sectoriels de durabilité

La référence institutionnelle aujourd'hui est le label public **Agriculture biologique** et plus précisément, la certification française AB (Code rural, art. L. 641-13) qui s'inscrit depuis 2009 dans le cadre Européen commun pour la bio. La marque AB s'emploie de manière complémentaire au label Bio EU (dit « l'Eurofeuille ») qui est obligatoire, et qui atteste du respect du cadre européen tel que défini par le Règlement (UE) 2018/848³⁴. Cette intégration du cadre national français au socle commun européen a suscité un repositionnement des labels privés bio, ou la création de nouveaux. Certains se conçoivent comme complémentaires au « socle commun minimal » bio (type **Demeter**, BioCohérence, BioEquitable France), d'autres s'envisagent comme une certification indépendante (par exemple **Nature & Progrès** dont 40% des mentions ne sont pas associées au label AB).

A ces initiatives volontaires autour de la bio, on peut également ajouter deux écolabels publics développés à la suite du Grenelle Environnement (2007) : la certification Haute valeur environnementale (HVE) et l'écolabel Pêche durable.

HVE est une mention valorisante, portée conjointement par le ministère de l'Agriculture et celui de l'Environnement et encadrée par le Code rural et de la pêche maritime (art. L. 611-6). Depuis 2012, ce label vise à valoriser les exploitations dont les pratiques agricoles « *préservent l'écosystème naturel et réduisent au minimum la pression sur l'environnement* ». Dans le cadre de cette étude n'est considérée que la certification de troisième niveau, conférée à l'exploitation sur la base d'indicateurs de résultats.

Dans le cadre de la pêche maritime, l'État français a également développé l'**écolabel Pêche durable** conjointement avec les opérateurs de la filière, organisés en une Commission de l'écolabel des produits de la pêche maritime placée auprès du directeur général de FranceAgriMer³⁵.

Bleu-Blanc-Cœur se distingue car c'est un label privé. Sa démarche se veut à la fois agricole et alimentaire visant à améliorer la qualité nutritionnelle et environnementale de l'alimentation, en diversifiant et équilibrant l'alimentation des animaux avec des fourrages et des graines d'intérêts nutritionnels naturellement riches en Omega 3 (herbe, luzerne, lin, féverole...) et produit, autant que possible, en France.

Les labels publics de qualité et d'origine

On l'a vu, les labels publics de qualité et d'origine, AOC/AOP, IGP d'un côté et Label Rouge, de l'autre, sont les labels alimentaires les plus anciens. Ces certifications sont gérées par l'INAO qui valide les cahiers des charges avant leur homologation par arrêté interministériel publié au Journal officiel de la République française.

La protection d'un **produit AOP/IGP** porte sur les caractéristiques spécifiques liées à un « terroir » ou procédé unique. Cette logique a essaimé à l'ensemble des produits agricoles et alimentaires. Depuis les années 1990 l'Union Européenne a harmonisé, pour l'ensemble des États Membres, les règles nationales concernant les systèmes de qualité applicable aux produits agricoles et aux denrées alimentaires (Union européenne, 2012). Il faut noter que certains pays

³⁴ Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex:32018R0848> [Consulté le 5 juillet 2024]

³⁵ <https://www.franceagrimer.fr/FAQ/Peche-Aquaculture/Peche-Aquaculture-Ecolabel-Peche-durable> (consulté le 11 janvier 2025)

hors UE désignent des AOP selon un processus qui leur est propre ; l'harmonisation internationale est l'objet de l'Arrangement de Lisbonne³⁶. La France a ensuite aligné sur ce cadre désormais européen son propre cadre national de protection des Appellations d'Origines Contrôlées/Protégées (AOC/AOP) et Indications Géographiques Protégées (IGP), dont la gestion est confiée à l'Institut national de l'origine et de la qualité (INAO) (Code rural et de la pêche maritime, Art. R.641-1 à R.641-10). En 2020, 101 produits agroalimentaires sont protégés en AOP et 222 en IGP³⁷. Dans le cadre de l'étude Biodivlabel, l'exemple de l'AOP Comté a été choisie.

De manière un peu différente, **le Label Rouge** distingue les produits pour leur qualité organoleptique ou gustative, attestée par des conditions de production ou de fabrication plus exigeantes par rapport aux produits similaires. Cette démarche a été portée initialement par les aviculteurs, dans les années 1960, pour faire valoir des modes de fabrication traditionnels, en réponse à la standardisation des méthodes de production agroalimentaires. Ce label s'est ensuite étendu à de nombreuses filières et produits. C'était la démarche de qualité la plus reconnue en France par les consommateurs en 2016, 2021 et encore en 2024, malgré la baisse de consommation qui a commencé dès 2022³⁸. En 2020, 436 produits sont labellisés Label Rouge en France³⁹. Le Label Rouge s'affirme comme le garant d'un référentiel de qualité supérieure (Raynaud et Sauvée, 2000). Un cahier des charges certifié la différencie des circuits dominants de transformation des produits standards. Chaque produit Label Rouge doit respecter les conditions de production et de transformation énoncées dans le cahier des charges publié. Le succès de la volaille Label Rouge a été lié à des attributs de qualité visiblement supérieurs et à des méthodes de production proches des pratiques agricoles traditionnelles, « en réaction contre les produits de base standard que les consommateurs trouvaient insipides » (Sauveur, 1997 ; Westgren, 1999).

Les labels privés internationaux sectoriels de durabilité

L'augmentation du nombre de ces labels est tirée par l'internalisation des enjeux de durabilité dans les échanges commerciaux mondiaux. L'objectif est de produire des règles dont le champ d'application dépasse les frontières des états-nations, pour répondre aux problèmes environnementaux posés depuis le développement de chaînes de valeur mondialisées. Une seconde caractéristique propre à ces labels sectoriels de durabilité concerne leur dimension participative et inclusive afin d'asseoir la légitimité du standard. La plupart de ces initiatives volontaires sont suscitées par des ONG environnementales comme le Fonds mondial pour la Nature (WWF) en alliance avec des acteurs majeurs des filières agroalimentaires concernées. Enfin, ces labels fonctionnent exclusivement sur le principe d'offre et demande en produits certifiés, dans des chaînes de valeur très longues : d'où l'importance également apportée aux composants de traçabilité, contrôle et certification. Pour l'étude BiodivLabel, plusieurs labels sectoriels marins et terrestres ont été sélectionnés :

Rainforest Alliance (multi-produits) Fondée en 1987 par Daniel Katz, l'ONG internationale était dédiée à la protection des forêts. En 1990, elle a délivré ses premières certifications dans le domaine forestier, puis a élargi son champ d'action en certifiant des produits tels que les bananes en 1992, le café en 1995 et le cacao en 1997. Cette expansion a conduit à la création en 1998 du Sustainable Agriculture Network (SAN), un réseau d'acteurs garantissant les standards de certification. L'objectif principal de la Rainforest Alliance était de préserver la biodiversité à la fois dans les forêts et dans

³⁶ Organisation Mondiale de la Propriété Intellectuelle, 2015. Acte de Genève de l'Arrangement de Lisbonne sur les appellations d'origine et les indications géographiques. Genève, CH, 58pp. <https://doi.org/10.34667/tind.30233>

³⁷ Institut national de l'origine et de la qualité : Les signes officiels de la qualité et de l'origine, SIQO. <https://www.inao.gouv.fr/Les-signes-officiels-de-la-qualite-et-de-l-origine-SIQO> (consulté le 23 mai 2024).

³⁸ Que choisir : Vous et les labels, 2016 : <https://www.quechoisir.org/actualite-labels-alimentaires-infographie-vous-et-les-labels-alimentaires-n22229/> [Consulté le 10 janvier 2025]

Blog AGRECO, 27 mars 2024 : Produits sous mentions ou signes de qualité : quel bilan après deux années d'inflation ? https://www.cofooders.fr/articles/comprendre-les-labels-alimentaires_26 [Consulté le 10 janvier 2025]

CoFooders : Comprendre les labels alimentaires : <https://blog-eco-bzh.chambres-agriculture.fr/marches/produits-sous-mentions-ou-signes-de-qualite-quel-bilan-apres-deux-annees-dinflation/> https://www.cofooders.fr/articles/comprendre-les-labels-alimentaires_26 [Consulté le 10 janvier 2025]

³⁹ Ibid.

l'agriculture. En 2018, la Rainforest Alliance a fusionné avec le label UTZ, originaire des Pays-Bas, pour créer une nouvelle norme de certification en 2020.

Marine Stewardship Council (pêche) Le Marine Stewardship Council (MSC) a été fondé à partir d'une réflexion conjointe entre le Fonds mondial pour la Nature (WWF) et Unilever. Le MSC a un statut d'ONG indépendante, dont le siège est au Royaume-Uni. En 1999, le MSC a lancé son programme d'écotiquetage et de certification des pratiques de pêche en s'alignant sur les standards internationaux de pêche responsable définis par la FAO (1995). Environ 20% des captures annuelles de poisson sont issues de pêcheries certifiées MSC⁴⁰.

Aquaculture Stewardship Council (aquaculture) Le WWF a ouvert la voie à l'Aquaculture Stewardship Council (ASC) en orchestrant les Dialogues sur l'aquaculture sur un format de tables rondes rassemblant diverses parties prenantes. Formalisés en 2004, les Dialogues sur l'aquaculture ont abouti à des référentiels portant sur douze espèces : saumons, crevettes, tilapias, pangasius, truites, ormeaux, bivalves (huîtres, moules, palourdes et pétoncles) et lichés/cobias. L'IDH (Sustainable Trade Initiative), basée aux Pays-Bas, a prêté main-forte au WWF Pays Bas pour créer l'ASC (Aquaculture Stewardship Council) en 2010. L'ASC est un organisme pleinement indépendant et sans but lucratif, gestionnaire des normes élaborées pour chaque espèce et habilité à créer de futurs référentiels en fonction des besoins et de la demande du marché.

La **Rountable on Sustainable Palm Oil** (huile de palme) (RSPO) est une initiative multipartite visant à promouvoir la production et l'utilisation d'huile de palme durable en encourageant le respect de normes mondiales strictes. Cette initiative a été lancée par la collaboration du WWF, d'Unilever, de la Société financière internationale de la Banque mondiale (IFC - International Finance Corporation) et de Rabobank, banque d'investissement néerlandaise. En 2005, l'ONG « RSPO » dont le siège est en Suisse, a adopté son premier cahier des charges, et la première livraison certifiée RSPO a été réalisée en 2008.

La **Round Table on Responsible Soy** (soja) (RTRS) est une initiative multipartite lancée par le WWF dès 2004, rassemblant des acteurs clés tels que le *Grupo Amaggi* (producteur de soja brésilien), *Cordaid Solidaridad* (ONG néerlandaise), Coop (distributeur suisse), WWF, *Fetrauf-sul* (syndicat brésilien d'agriculture familiale) et Unilever. En 2007, les statuts ont été déposés, officialisant ainsi la RTRS en tant qu'ONG à but lucratif, basée à Zurich en Suisse. La finalisation du cahier des charges a eu lieu en 2009, suivi par le lancement du programme de certification associé en 2010, après une phase de test sur le terrain. L'objectif principal de la RTRS est de prévenir la déforestation de la forêt amazonienne due à la culture du soja et à son expansion, tout en promouvant la croissance de la production, du commerce et de l'utilisation du soja responsable.

⁴⁰ Voir <https://www.msc.org/> [Consulté le 9 juillet 2024]

Tableau 1-3. Liste récapitulative des labels sélectionnés pour l'étude BiodivLabel.

Logo	Label	Année de création	Type	Titulaire du Label	Remarques
	Agriculture Biologique EU	2010	public	Commission européenne	Encadré par le Règlement (UE) 2018/848 ⁴¹
	Agriculture Biologique FR	1985	public	République française	Marque de certification, gérée pour le ministère chargé de l'agriculture par le GIP Agence bio, encadrée par le Code rural en cohérence avec le Règlement (UE) 2018/848 ⁴²
	Nature & Progrès	1972 (marque déposée en 1993)	privé	Fédération Nature & Progrès	Marque collective privée depuis 1993 (marque créée en 1972). Boycott depuis 1995 du 1 ^{er} règlement européen de l'Agriculture Biologique (CEE 2092/91) ⁴³
	Demeter	1928	privé	Fédération Demeter	Complémentaire à la certification Agriculture Biologique EU, pré-requise ⁴⁴
	Bleu-Blanc-Cœur	2000	privé	Association Bleu-Blanc-Cœur	Géré par l'association loi 1901 éponyme, vise une agriculture saine et durable par le levier de l'alimentation animale ⁴⁵
	Label Rouge	1965	public	République française	Encadré par le Code Rural ⁴⁶
	Appellation d'Origine Contrôlée (AOC) / Protégée (AOP)	1936 (cadre FR) 1992 (cadre EU)	public	République française	Encadré par le Règlement UE 2024/1143 et le Code rural ⁴⁷
	Haute Valeur Environnementale (HVE) - niveau 3	2012	public	République française	Mention valorisante, Gérée par le Ministère de l'Agriculture. Encadré par le Code rural ⁴⁸
	Pêche durable	2014	public	République française	Gérée par France AgriMer pour le Ministère de l'Agriculture. Encadré par le Code rural ⁴⁹ et de la pêche maritime, Art. L644-15
	Rainforest Alliance (RA)	1990	privé	Rainforest Alliance	Géré par l'organisation internationale sans but lucratif éponyme, promeut une agriculture durable environnementalement, socialement et économiquement ⁵⁰

⁴¹ Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/848/2023-02-21> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴² Code rural et de la pêche maritime, Art. R.641-13 https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031282373 [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴³ Voir <https://www.natureetprogres-auvergne.org/nature-et-progres/historique> [consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁴ Voir <https://www.demeter.fr/notre-approche/> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁵ Voir <https://bleu-blanc-coeur.org/> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁶ Code rural et de la pêche maritime, Art. R.641-1 à R.641-4

https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006071367/LEGISCTA000006183114 [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁷ Règlement (UE) 2024/1143 du Parlement européen et du Conseil <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/1143/oj>

Code rural et de la pêche maritime, Art. R.641-5 à R.641-10

https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006071367/LEGISCTA000006183154 [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁸ Code rural et de la pêche maritime, Art. R.611-6 https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000037556749 [Consulté le 9 juillet 2024]

⁴⁹ Code rural et de la pêche maritime, Art. R.644-15 https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000022495201 [Consulté le 9 juillet 2024]

⁵⁰ Voir <https://www.rainforest-alliance.org/fr/connaissances/que-signifie-certifie-rainforest-alliance/> [Consulté le 9 juillet 2024]

	Marine Stewardship Council (MSC)	1997 ; le référentiel pêcheries 3.0 publié en 2022 devrait être mis en œuvre en 2026	privé	Marine Stewardship Council	Géré par l'organisation internationale sans but lucratif éponyme, encourage les pratiques de pêche durable et sensibilise à l'impact environnemental de la surpêche ⁵¹
	Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO)	2005	privé	Table ronde sur l'huile de palme durable	Géré par une organisation internationale sans but lucratif regroupant ONG, producteurs, industriels et distributeurs, pour transformer l'industrie de l'huile de palme pour la rendre durable ⁵²
	Round Table on Responsible Soy (RTRS)	2009	privé	Table ronde sur la production responsable de soja	Géré par une organisation internationale sans but lucratif regroupant ONG, producteurs, industriels et distributeurs, pour promouvoir une production, un commerce et un usage responsable du soja ⁵³
	Aquaculture Stewardship Council (ASC)	2010	privé	Aquaculture Stewardship Council	Géré par l'organisation internationale sans but lucratif éponyme pour promouvoir une aquaculture marine durable ⁵⁴

Références bibliographiques

- Ademe; Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire; Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation; Ministère de l'Economie et des Finances, 2022. *Affichage environnemental des produits alimentaires: Bilan de l'expérimentation et enseignements. Synthèse*. Paris: Ademe, (N° NOR: TRED2207795X), 16 p. <https://librairie.ademe.fr/consommer-autrement/5465-affichage-environnemental-des-produits-alimentaires.html>
- Agüero, J.I.; Rollin, O.; Torretta, J.P.; Aizen, M.A.; Requier, F.; Garibaldi, L.A., 2018. Honey bee impact on plants and wild bees in natural habitats. *Ecosistemas*, 27 (2): 60-69. <http://dx.doi.org/10.7818/ecos.1365>
- Allaire, G., 2016. Que signifie le « développement » de l'Agriculture Biologique (AB) ? *Innovations Agronomiques*, 51 (2016): 1-17. <http://dx.doi.org/10.15454/1.4721166448309985E12>
- Arnold, N.; Bennett, E.; Blendin, M.; Brochard, M.; Carimentrand, A.; Coulibaly, M.; De Ferran, F.; Durochat, E.; Gautrey, G.; Geffner, D.; Leyssene, C.; Lorenz, J.; Maisonhaute, J.; Paulsen, O.; Ripoll, J.; Sirey, N.; Stoll, J., 2019. *Guide International des Labels de Commerce Équitable*. Paris: Commerce Équitable France, 122 p. <https://base.socioeco.org/docs/guide-label-2019-francais-web.pdf>
- Arnold, N.; Loconto, A., 2021. Serving Magically Perfect Fruit Globally: Local nesting in translating multiple standards. *Organization Studies*, 42 (2): 327-349. <http://dx.doi.org/10.1177/0170840620935858>
- Arton, A.; Leiman, A.; Petrokofsky, G.; Toonen, H.; Longo, C.S., 2020. What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map. *Environmental Evidence*, 9 (1): 20. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-020-0188-9>
- Auld, G.; Bull, G.Q., 2003. The institutional design of forest certification standards initiatives and its influence on the role of science: the case of forest genetic resources. *Journal of Environmental Management*, 69 (1): 47-62. [http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797\(03\)00118-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0301-4797(03)00118-x)
- Auld, G.; Gulbrandsen, L.H.; McDermott, C.L., 2008. Certification Schemes and the Impacts on Forests and Forestry. *Annual Review of Environment and Resources*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Environment and Resources), 187-211. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.enviro.33.013007.103754>
- Auld, G.; Renckens, S.; Cashore, B., 2015. Transnational private governance between the logics of empowerment and control. *Regulation & Governance*, 9 (2): 108-124. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12075>
- Bachman, S.P.; Field, R.; Reader, T.; Raimondo, D.; Donaldson, J.; Schatz, G.E.; Lughadha, E.N., 2019. Progress, challenges and opportunities for Red Listing. *Biological Conservation*, 234: 45-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.002>
- Bain, C., 2010. Governing the global value chain: GLOBALGAP and the Chilean fresh fruit industry. *The International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 17 (1): 1-23. <http://dx.doi.org/10.48416/ijisaf.v17i1.265>

⁵¹ Voir <https://www.msc.org/fr/a-propos-du-msc/notre-ambition> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁵² Voir <https://rspo.org/fr/qui-sommes-nous%3F/> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁵³ Voir <https://responsiblesoy.org/?lang=en> [Consulté le 9 juillet 2024]

⁵⁴ Voir <https://asc-aqua.org/about-asc/governance/> [Consulté le 9 juillet 2024]

- Balineau, G.; Dufeu, I., 2012. Le système Fairtrade: une garantie pour les consommateurs? *Mondes en développement*, 160 (4): 11-26. <http://dx.doi.org/10.3917/med.160.0011>
- Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Cord, A.F.; Drakou, E.G.; Geijzenborffer, I.R.; Karp, D.S.; Martín-López, B.; Mwampamba, T.H.; Schröter, M., 2022. Essential ecosystem service variables for monitoring progress towards sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 54: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2022.101152>
- Barham, E., 2003. Translating terroir: the global challenge of French AOC labeling. *Journal of Rural Studies*, 19 (1): 127-138. [http://dx.doi.org/10.1016/S0743-0167\(02\)00052-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0743-0167(02)00052-9)
- Barthell, J.F.; Randall, J.M.; Thorp, R.W.; Wenner, A.M., 2001. Promotion of seed set in yellow star-thistle by honey bees: Evidence of an invasive mutualism. *Ecological Applications*, 11 (6): 1870-1883. <http://dx.doi.org/10.2307/3061102>
- Bartley, T., 2003. Certifying forests and factories: States, social movements, and the rise of private regulation in the apparel and forest products fields. *Politics & Society*, 31 (3): 433-464. <http://dx.doi.org/10.1177/0032329203254>
- Bartley, T., 2007. Institutional emergence in an era of globalization: The rise of transnational private regulation of labor and environmental conditions. *American Journal of Sociology*, 113 (2): 297-351. <http://dx.doi.org/10.1086/518871>
- Bartley, T., 2011. *Certification as a mode of social regulation*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd (*Handbook on the Politics of Regulation*), 441-452.
- Benoist, A.; Bessou, C.; Ademe, 2018. *Prise en compte en analyse de cycle de vie (ACV) du lien usage des sols - changement climatique : revue critique des méthodologies existantes*. Angers: ADEME, (Projet SOCLE, soil organic carbon changes in LCA, which evaluations to improve environmental assessments? - N° de contrat : 1360C0097), 101 p. <https://agritrop.cirad.fr/595558/2/Benoist%202018%20-%20SOCLE%20-%20Rapport%20biblio.pdf>
- Bernstein, S., 2011. Legitimacy in intergovernmental and non-state global governance. *Review of International Political Economy*, 18 (1): 17-51. <http://dx.doi.org/10.1080/09692290903173087>
- Besson, Y., 2011. *Les fondateurs de l'agriculture biologique*. Albert Howard, Rudolf Steiner, Maria & Hans Müller, Hans Peter Rush, Masanobu Fukuoka. Paris, : Le Sang de la Terre, 775 p.
- Bessou, C.; Tailleur, A.; Godard, C.; Gac, A.; de la Cour, J.L.; Boissy, J.; Mischler, P.; Caldeira-Pires, A.; Benoist, A., 2020. Accounting for soil organic carbon role in land use contribution to climate change in agricultural LCA: which methods? Which impacts? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (7): 1217-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01713-8>
- Billows, S.; Carter, E.; Déplaud, M.-O.; Mazenc, L.; Nguyen, G.; Purseigle, F.; Royer, A.; Loconto, A.M., 2024. Reconquer and Divide: Comparative Standard-Setting Strategies among Producer Organizations. *Agriculture and Human Values*, (online first). <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-024-10671-3>
- Bingen, J.; Busch, L., 2006. Agricultural standards the shape of the global food and fiber system preface. In: Bingen, J.; Busch, L., eds. *Agricultural Standards: The Shape of the Global Food and Fiber System*. Dordrecht: Springer (International Library of Environmental Agricultural and Food Ethics), XV-XVII.
- Birlouez, E., 2019. L'évolution de la perception de la qualité alimentaire au cours des âges. *Inra Productions Animales*, 32 (1): 25-35. <http://dx.doi.org/10.20870/productions-animales.2019.32.1.2419>
- Blanchet, V.; Carimentrand, A., 2012. *Dictionnaire du commerce équitable*. Paris: Éditions Quae, 264 p.
- Bodiguel, L.; Langlais, A.; Ménard, Anne, 2017. Trames vertes : les (in)certitudes du droit. *Droit de l'environnement*, n° 261 nov: 362-369.
- Bojinski, S.; Verstraete, M.; Peterson, T.C.; Richter, C.; Simmons, A.; Zemp, M., 2014. The concept of essential climate variables in support of climate research, applications, and policy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 95 (9): 1431-1443. <http://dx.doi.org/10.1175/bams-d-13-00047.1>
- Brandao, M.; Canals, L.M.I., 2013. Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1243-1252. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0381-3>
- Brummitt, N.; Regan, E.C.; Weatherdon, L.V.; Martin, C.S.; Geijzenborffer, I.R.; Rocchini, D.; Gavish, Y.; Haase, P.; Marsh, C.J.; Schmeller, D.S., 2017. Taking stock of nature: Essential biodiversity variables explained. *Biological Conservation*, 213: 252-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.006>
- Buck, D.; Getz, C.; Guthman, J., 1997. From farm to table: The organic vegetable commodity chain of northern California. *Sociologia Ruralis*, 37 (1): 3-20. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-9523.00033>
- Burns, P.; Polidoro, B.; Jardim, E.; McElroy, D.; McGregor, E.; Wood, N., 2024. Defining Best Practice in Global Stakeholder Consultations: Lessons learned from the Marine Stewardship Council's Fishery Standard Review. *Marine Policy*, 167: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106238>
- Callon, M.; Latour, B., 1981. Unscrewing the big Leviathan: how actors macro-structure reality and how sociologists help them to do so. In: Knorr-Cetina, K.; Cicourel, A.V., eds. *Advances in social theory and methodology: Toward an integration of micro-and macro-sociologies*. Boston: Routledge and Kegan Paul, 277-303.
- Callon, M.; Méadel, C.; Rabeharisoa, V., 2002. The economy of qualities. *Economy and Society*, 31 (2): 194-217. <http://dx.doi.org/10.1080/03085140220123126>
- Canals, L.M.I.; Romanyà, J.; Cowell, S.J., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of 'fertile land' in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of cleaner production*, 15 (15): 1426-1440. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.05.005>
- Cardona, A.; Chrétien, F.; Leroux, B.; Ripoll, F.; Thivet, D., 2014. *Dynamiques des agricultures biologiques. Effets de contexte et appropriations*. Paris: Editions Quae (*Sciences en Partage*), 260 p.

- Carimentrand, A.; Ballet, J.; Renard, M.C., 2011. Governances, signs of quality and equity in equitable commerce patterns. *Canadian Journal of Development Studies-Revue Canadienne D Etudes Du Developpement*, 32 (3): 269-280. <http://dx.doi.org/10.1080/02255189.2011.622603>
- Cashore, B.W.; Auld, G.; Newsom, D., 2004. *Governing through markets: Forest certification and the emergence of non-state authority*. Yale University Press, 327 p.
- Chazoule, C.; Lambert, R., 2004. Une brève histoire de la notion de qualité des aliments en France: du consensus aux controverses. *Revue Organisations & territoires*, 13 (3): 43-50. <http://revues.ugac.ca/index.php/revueot/article/download/664/563>
- Cheyns, E., 2011. Multi-stakeholder Initiatives for Sustainable Agriculture: The Limits of the 'Inclusiveness' Paradigm. In: Ponte, S.; Gibbon, P.; Vestergaard, J., eds. *Governing Through Standards*. Houndmills, Basingstoke, Hampshire; New York: Palgrave Macmillan, 318-354.
- Cheyns, E.; Riisgaard, L., 2014. Introduction to the symposium. *Agriculture and Human Values*, 31 (3): 409-423. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-014-9508-4>
- Cloâtre, T., 2018. *Projet ICV pêche : Rapport méthodologique du projet ICV Pêche. Inventaires du Cycle de Vie de quelques produits de la pêche française*. Paris: Ademe, Expertises, 86 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation/les-donnees/documentation-complete#3.-les-rapports-methodologiques-specifiques-a-differents-produits-ou-etapes-du-cycle-de-vie>
- Constance, D.H.; Bonanno, A., 2000. Regulating the global fisheries: The World Wildlife Fund, Unilever, and the Marine Stewardship Council. *Agriculture and Human Values*, 17 (2): 125-139. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1007625606243>
- Coomes, B.; Campbell, H., 1998. Dependent reproduction of alternative modes of agriculture: Organic farming in New Zealand. *Sociologia Ruralis*, 38 (2): 127-145. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-9523.00068>
- Cowie, R.H.; Bouchet, P.; Fontaine, B., 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97 (2): 640-663. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12816>
- Crenna, E.; Marques, A.; La Notte, A.; Sala, S., 2020. Biodiversity Assessment of Value Chains: State of the Art and Emerging Challenges. *Environmental Science & Technology*, 54 (16): 9715-9728. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Daily, G.C., 1997. Introduction: what are ecosystem services. In: Daily, G.C., ed. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington DC: Island Press, 1-10. https://www.academia.edu/download/37236591/Daily_1.pdf
- Damiani, M.; Sinkko, T.; Caldeira, C.; Tosches, D.; Robuchon, M.; Sala, S., 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review*, 101: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Darnhofer, I.; Lindenthal, T.; Bartel-Kratochvil, R.; Zollitsch, W., 2010. Conventionalisation of organic farming practices: from structural criteria towards an assessment based on organic principles. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (1): 67-81. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009011>
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1216-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>
- de Baan, L.; Curran, M.; Rondinin, C.; Visconti, P.; Hellweg, S.; Koellner, T., 2015. High-Resolution Assessment of Land Use Impacts on Biodiversity in Life Cycle Assessment Using Species Habitat Suitability Models. *Environmental Science & Technology*, 49 (4): 2237-2244. <http://dx.doi.org/10.1021/es504380t>
- De Laurentiis, V.; Maier, S.; Horn, R.; Uusitalo, V.; Hiederer, R.; Chéron-Bessou, C.; Morais, T.; Grant, T.; Canals, L.M.I.; Sala, S., 2024. Soil organic carbon as an indicator of land use impacts in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*: 19. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-024-02307-9>
- de Raymond, A.B.; Bonnaud, L., 2014. Beyond the public-private divide: GLOBALGAP as a regulation repository for farmers. *International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 21 (2): 227-246. <http://dx.doi.org/10.48416/ijisaf.v21i2.150>
- De Wit, J.; Verhoog, H., 2007. Organic values and the conventionalization of organic agriculture. *Njas-Wageningen Journal of Life Sciences*, 54 (4): 449-462. [http://dx.doi.org/10.1016/s1573-5214\(07\)80015-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1573-5214(07)80015-7)
- Dendler, L., 2014. Sustainability Meta Labelling: an effective measure to facilitate more sustainable consumption and production? *Journal of cleaner production*, 63: 74-83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.037>
- Derkx, B.; Glasbergen, P., 2014. Elaborating global private meta-governance: An inventory in the realm of voluntary sustainability standards. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 27: 41-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.016>
- Fortané, N.; Hellec, F.; Beaugrand, F.; Joly, N.; Paul, M., 2024. Does Everything Have to Change for Nothing to Change? Reduced Antibiotic Use in Intensive and Industrial Livestock Farming. In: Loconto, A.M.; Constance, D.H., eds. *Agri-food Transitions in the Anthropocene: Challenges, Contested Knowledge and the Need for Change*. London: SAGE (Studies in International Sociology), 79-93.
- Fouilleux, E., 2015. *Agriculture, alimentation et mondialisation*. ANgers: Groupe ESA (Les leçons inaugurales de l'ESA), 75 p. <https://hal.science/hal-02909898>
- Fouilleux, E.; Loconto, A., 2017. Voluntary standards, certification, and accreditation in the global organic agriculture field: a tripartite model of techno-politics. *Agriculture and Human Values*, 34 (1): 1-14. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-016-9686-3>
- Fouilleux, E.; Loconto, A.M., 2012. L'Alliance ISEAL, ambassadeur des standards volontaires. Emergence et affirmation d'un acteur politique transnational privé. *Normaliser au nom du développement durable*. Versailles (France): Editions Quae, 39-59. <https://hal.inrae.fr/hal-02807569>
- Fransen, L., 2015. The politics of meta-governance in transnational private sustainability governance. *Policy Sciences*, 48 (3): 293-317. <http://dx.doi.org/10.1007/s11077-015-9219-8>

- Fransen, L.W.; Kolk, A., 2007. Global Rule-Setting for Business: A Critical Analysis of Multi-Stakeholder Standards. *Organization*, 14 (5): 667-684. <http://dx.doi.org/10.1177/1350508407080305>
- Gephart, J.A.; Henriksson, P.J.G.; Parker, R.W.R.; Shepon, A.; Gorospe, K.D.; Bergman, K.; Eshel, G.; Golden, C.D.; Halpern, B.S.; Hornborg, S.; Jonell, M.; Metian, M.; Mifflin, K.; Newton, R.; Tyedmers, P.; Zhang, W.B.; Ziegler, F.; Troell, M., 2021. Environmental performance of blue foods. *Nature*, 597 (7876): 360-+. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03889-2>
- Goodman, D., 2003. The quality 'turn' and alternative food practices: reflections and agenda. *Journal of Rural Studies*, 19 (1): 1-7. [http://dx.doi.org/10.1016/s0743-0167\(02\)00043-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0743-0167(02)00043-8)
- Guthman, J.H., 2000. *Agrarian dreams? The paradox of organic farming in California*. Doctor of Philosophy in Geography. University of California, Berkeley. 264 p.
- Guyomard, H.; Huyghe, C.; Peyraud, J.L.; Boiffin, J.; Coudurier, B.; Jeuland, F.; Urruty, N., 2013. *Vers des agricultures à hautes performances. Volume 2. Conception et évaluation de systèmes innovants en agriculture conventionnelle*. Paris: Inra, 234 p. <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/rapport-inra-pour-cgsp-volume-2-sommaireweb07102013.pdf>
- Hatanaka, M.; Konefal, J., 2024. Governing by data: metrics and sustainability in produce agriculture. *Agriculture and Human Values*: 13. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-024-10606-y>
- Hautereau-Boutonnet, M.; Truillhé, E., 2017. Quelle(s) valeur(s) pour la biodiversité?: Mare Martin (*Droit, sciences et environnement*), 325 p. <https://hal.science/hal-01829868/file/Version%20%20pour%20BAT%20ouvrage%20biodiversit%C3%A9.pdf>
- Henson, S.; Humphrey, J., 2010. Understanding the Complexities of Private Standards in Global Agri-Food Chains as They Impact Developing Countries. *Journal of Development Studies*, 46 (9): 1628-1646. <http://dx.doi.org/10.1080/00220381003706494>
- Hermite, M.-A., 1992. La convention sur la diversité biologique. *Annuaire français de droit international*, 38 (1): 844-870. https://www.persee.fr/doc/afdi_0066-3085_1992_num_38_1_3098
- Hermite, M.A., 1988. Le concept de biodiversité biologique et la création d'un statut de la nature. In: Edelman B. et Hermite M.A. (dir.), ed. *L'homme la nature et le droit*. Paris: Ed. Christian Bourgois, p.238.
- Hilborn, R.; Banobi, J.; Hall, S.; Pucylowski, T.; Walsworth, T., 2018. The environmental cost of animal source foods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16 (6): 329-335. <http://dx.doi.org/10.1002/fee.1822>
- IPBES; Brondizio, E.S.; Settele, J.; Diaz, S.; Ngo, H.T., 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>
- Islam, M.S., 2008. From pond to plate: Towards a twin-driven commodity chain in Bangladesh shrimp aquaculture. *Food Policy*, 33 (3): 209-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2007.10.002>
- Jackson, L.E.; Pascual, U.; Brussaard, L.; de Ruiter, P.; Bawa, K.S., 2007. Biodiversity in agricultural landscapes: Investing without losing interest. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121 (3): 193-195. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.011>
- Jaffee, D., 2007. *Brewing justice: Fair trade coffee, sustainability, and survival*. Berkley: University of California Press, 346 p.
- Jaffee, D.; Howard, P.H., 2010. Corporate cooptation of organic and fair trade standards. *Agriculture and Human Values*, 27 (4): 387-399. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-009-9231-8>
- Karsenty, A., 2011. La forêt tropicale, le mécanisme REDD et les paiements pour services environnementaux: un casse-tête écologique et socio-économique. https://agritrop.cirad.fr/559637/1/document_559637.pdf
- Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandao, M.; Civit, B.; Margni, M.; Canals, L.M.I.; Saad, R.; Souza, D.M.; Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1188-1202. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>
- Konefal, J.; de Olde, E.M.; Hatanaka, M.; Oosterveer, P.J.M., 2023. Signs of agricultural sustainability: A global assessment of sustainability governance initiatives and their indicators in crop farming. *Agricultural Systems*, 208: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2023.103658>
- Lamine, C.; Bellon, S., 2009. Conversion to organic farming: a multidimensional research object at the crossroads of agricultural and social sciences. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 97-112. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2008007>
- Lampkin, N.H., 1994. Organic farming: sustainable agriculture in practice. In: Lampkin, N.H.P., S., ed. *The Economics of Organic Farming*, CAB: Wallingford, UK. Wallingford UK: CABI, 3-9.
- Langlais, A., 2016. Les paiements pour services environnementaux comme réponse pertinente en faveur d'une agriculture durable ? In: (dir.), M.-L.D.e.V.M.s.l., ed. *Agriculture durable : contributions juridiques, scientifiques et économiques pour l'élaboration d'un cadre normatif*. Marseille: Presses universitaires d'Aix Marseille; Bruylant, 395-411.
- Langlais, A., 2019. *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux. Quels questionnements juridiques?* Rennes: Presses universitaires de Rennes, 447 p.
- Langlois, J.; Fréon, P.; Delgenes, J.; Steyer, J.; Hélias, A., 2014a. New methods for impact assessment of biotic-resource depletion in life cycle assessment of fisheries: theory and application. *Journal of cleaner production*, 73: 63-71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.087>
- Langlois, J.; Fréon, P.; Steyer, J.P.; Delgenes, J.P.; Hélias, A., 2014b. Sea-use impact category in life cycle assessment: state of the art and perspectives. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (5): 994-1006. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-014-0700-y>
- Larrey-Lassalle, P.; Loiseau, E.; Roux, P.; Lopez-Ferber, M.; Rosenbaum, R.K., 2018. Developing characterisation factors for land fragmentation impacts on biodiversity in LCA: key learnings from a sugarcane case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23 (11): 2126-2136. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-018-1449-5>

- Laurent, B.; Mallard, A., 2020. *Labelling the Economy: Qualities and Values in Contemporary Markets*. Singapore: Palgrave Macmillan 278 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-981-15-1498-2>
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, E.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perche, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongruel, R.; Morin, S.; Mougin, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournebize, J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE - IFREMER, 136 p. <http://dx.doi.org/10.17180/gfkj-e861>
- Lemeilleur, S.; Allaire, G., 2018. Système participatif de garantie dans les labels du mouvement de l'agriculture biologique. Une réappropriation des communs intellectuels. *Économie rurale*, 365 (3): 7-27. <http://dx.doi.org/10.4000/economierurale.5813>
- Lemeilleur, S.; N'Dao, Y.; Ruf, F., 2015. The productivist rationality behind a sustainable certification process: evidence from the Rainforest Alliance in the Ivorian cocoa sector. *International Journal of Sustainable Development*, 18 (4): 310-328. <http://dx.doi.org/10.1504/ijisd.2015.072661>
- Leroux, B., 2006. Entre la bio et le bio... Quelles normes alimentaires?. Le projet transversal de l'agrobiologie française depuis l'après-guerre. *Journal des anthropologues. Association française des anthropologues*, (106-107): 43-60. <http://dx.doi.org/10.4000/jda.1248>
- Leroux, B., 2015. L'émergence de l'agriculture biologique en France: 1950-1990. *Pour*, 3: 59-66. <https://doi.org/10.3917/pour.227.0059>
- Lockeretz W. (Ed), 2007. *Organic farming: an international history*. CABI, 282 p. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851998336.0000>
- Lockie, S., 2019. *Failure or reform?: market-based policy instruments for sustainable agriculture and resource management*. London: Routledge, 168 p. <http://dx.doi.org/10.4324/9781315404943>
- Loconto, A., 2014. Sustaining an Enterprise, Enacting Sustainability. *Science Technology & Human Values*, 39 (6): 819-843. <http://dx.doi.org/10.1177/0162243914531989>
- Loconto, A., 2024. State of the art: The impact of sustainability standards. *Journal of Fair Trade*, 5 (2): 127-140. <http://dx.doi.org/10.13169/jfairtrade.5.2.0127>
- Loconto, A.; Barbier, M., 2014. Transitioning Sustainability: Performing 'governing by standards'. In: Borrás, S.; Edler, J., eds. *The Governance of Socio-Technical Systems*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing (Social And Political Science 2014), Chapter 4, 70-95. <http://dx.doi.org/10.4337/9781784710194.00013>
- Loconto, A.; Busch, L., 2010. Standards, techno-economic networks, and playing fields: Performing the global market economy. *Review of International Political Economy*, 17 (3): 507-536. <http://dx.doi.org/10.1080/09692290903319870>
- Loconto, A.; Dankers, C., 2014. *Impact of international voluntary standards on smallholder market participation in developing countries: a review of the literature*. Rome: FAO (Agribusiness and Food Industries Series, n°3). <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/f79293dc-c6b4-4825-9f3c-3794a3bafc32/content>
- Loconto, A.; Fouilleux, E., 2014. Politics of private regulation: ISEAL and the shaping of transnational sustainability governance. *Regulation & Governance*, 8 (2): 166-185. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12028>
- Loconto, A.; Hatanaka, M., 2018. Participatory Guarantee Systems: Alternative Ways of Defining, Measuring, and Assessing 'Sustainability'. *Sociologia Ruralis*, 58 (2): 412-432. <http://dx.doi.org/10.1111/soru.12187>
- Loconto, A.; Stone, J.V.; Busch, L., 2012. Tripartite standards regime. In: Ritze, G., ed. *The Wiley-Blackwell Encyclopedia of Globalization*. Malden (MA): Blackwell Publishing Ltd, 2044-2051.
- Loconto, A.M., 2017. Models of Assurance: Diversity and Standardization of Modes of Intermediation. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 112-132. <http://dx.doi.org/10.1177/0002716217692517>
- Loconto, A.M.; Arnold, N.; Widmer, J.; Anderson, M.; Carimentrand, A.; Jimenez, A., 2022. *The Value of Fairtrade: Business Engagement in Banana, Cocoa and Coffee Value Chains*, (Working Papers).
- Loconto, A.M.; Demortain, D., 2017. Standardization as spaces of diversity. *Engaging Science, Technology, and Society*, 3: 382-392. <http://dx.doi.org/10.17351/ests2017.155>
- Lytton, T.D., 2014. Competitive third-party regulation: How private certification can overcome constraints that frustrate government regulation. *Theoretical Inquiries in Law*, 15 (2): 539-572. <http://dx.doi.org/10.1515/til-2014-0211>
- Mallet, P., 2024. *Lessons Learned from Voluntary Standards and Certification Programmes*: ISEAL Alliance and WWF, Codex Planetarius - Research, 11 p. https://codexplanetarius.org/pdfs/Codex%20Planetarius_Lessons%20Learned%20from%20Voluntary%20Standards%20and%20Certification%20Programs.pdf
- Manning, P.; van der Plas, F.; Soliveres, S.; Allan, E.; Maestre, F.T.; Mace, G.; Whittingham, M.J.; Fischer, M., 2018. Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature Ecology & Evolution*, 2 (3): 427-436. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0461-7>
- Manning, S.; Reinecke, J., 2016. A modular governance architecture in-the-making: How transnational standard-setters govern sustainability transitions. *Research Policy*, 45 (3): 618-633. <http://dx.doi.org/10.1016/j.respol.2015.11.007>
- Martin, G.J., 2015. Les « biens-environnements ». Une approche par les catégories juridiques. *Revue internationale de droit économique*, t. XXIX (2): 139-149. <https://www.cairn.info/revue-internationale-de-droit-economique-2015-2-page-139.htm>
https://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=RIDE_292_0139
- Marx, A., 2013. Varieties of legitimacy: a configurational institutional design analysis of eco-labels. *Innovation-the European Journal of Social Science Research*, 26 (3): 268-287. <http://dx.doi.org/10.1080/13511610.2013.771892>

- Marx, A.; Wouters, J., 2015. Is Everybody on Board? Voluntary Sustainability Standards and Green Restructuring. *Development*, 58 (4): 511-520. <http://dx.doi.org/10.1057/s41301-016-0051-z>
- Michelsen, J.; Hamm, U.; Wynen, E.; Roth, E., 1999. *The European market for organic products: Growth and development*. Stuttgart Hohenheim: Universität Hohenheim (*Organic Farming In Europe: Economics and Policy*, Vol. 7), 199 p. [https://orgprints.org/id/eprint/8486/1/Organic Farming in Europe Volume07 The European Market for Organic Products Growth and Development.pdf](https://orgprints.org/id/eprint/8486/1/Organic_Farming_in_Europe_Volume07_The_European_Market_for_Organic_Products_Growth_and_Development.pdf)
- Michelsen, J.; Lynggaard, K.; Padel, S.; Foster, C., 2001. *Organic farming development and agricultural institutions in Europe: a study of six countries*. Stuttgart-Hohenheim: Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim (*Organic Farming in Europe: Economics and Policy*, vol. 9), 179 p. [https://orgprints.org/id/eprint/8488/1/Organic Farming in Europe Volume09 Organic Farming Development and Agricultural Institutions in Europe A Study of Six Countries.pdf](https://orgprints.org/id/eprint/8488/1/Organic_Farming_in_Europe_Volume09_Organic_Farming_Development_and_Agricultural_Institutions_in_Europe_A_Study_of_Six_Countries.pdf)
- Miloslavich, P.; Bax, N.J.; Simmons, S.E.; Klein, E.; Appeltans, W.; Aburto-Oropeza, O.; Garcia, M.A.; Batten, S.D.; Benedetti-Cecchi, L.; Checkley, D.M.; Chiba, S.; Duffy, J.E.; Dunn, D.C.; Fischer, A.; Gunn, J.; Kudela, R.; Marsac, F.; Muller-Karger, F.E.; Obura, D.; Shin, Y.J., 2018. Essential ocean variables for global sustained observations of biodiversity and ecosystem changes. *Global Change Biology*, 24 (6): 2416-2433. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14108>
- Muller-Karger, F.E.; Miloslavich, P.; Bax, N.J.; Simmons, S.; Costello, M.J.; Pinto, I.S.; Canonico, G.; Turner, W.; Gill, M.; Montes, E.; Best, B.D.; Pearlman, J.; Halpin, P.; Dunn, D.; Benson, A.; Martin, C.S.; Weatherdon, L.V.; Appeltans, W.; Provoost, P.; Klein, E.; Kelble, C.R.; Miller, R.J.; Chavez, F.P.; Iken, K.; Chiba, S.; Obura, D.; Navarro, L.M.; Pereira, H.M.; Allain, V.; Batten, S.; Benedetti-Cecchi, L.; Duffy, J.E.; Kudela, R.M.; Rebelo, L.M.; Shin, Y.; Geller, G., 2018. Advancing Marine Biological Observations and Data Requirements of the Complementary Essential Ocean Variables (EOVs) and Essential Biodiversity Variables (EBVs) Frameworks. *Frontiers in Marine Science*, 5: 15. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2018.00211>
- Müller-Wenk, R.; Brandao, M., 2010. Climatic impact of land use in LCA-carbon transfers between vegetation/soil and air. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (2): 172-182. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s11367-009-0144-y>
- Mutersbaugh, T., 2005. Just-in-space: Certified rural products, labor of quality, and regulatory spaces. *Journal of Rural Studies*, 21 (4): 389-402. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2005.08.003>
- Naidoo, R.; Balmford, A.; Costanza, R.; Fisher, B.; Green, R.E.; Lehner, B.; Malcolm, T.R.; Ricketts, T.H., 2008. Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (28): 9495-9500. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0707823105>
- National Academy of Sciences, 1988. *Biodiversity*. Washington, DC: The National Academies Press, 538 p. <http://dx.doi.org/10.17226/989>
- Navarro, L.M.; Fernández, N.; Guerra, C.; Guralnick, R.; Kissling, W.D.; Londoño, M.C.; Muller-Karger, F.; Turak, E.; Balvanera, P.; Costello, M.J.; Delavaud, A.; El Serafy, G.Y.; Ferrier, S.; Geijzendorffer, I.; Geller, G.N.; Jetz, W.; Kim, E.S.; Kim, H.; Martin, C.S.; McGeoch, M.A.; Mwampamba, T.H.; Nel, J.L.; Nicholson, E.; Pettorelli, N.; Schaepman, M.E.; Skidmore, A.; Pinto, I.S.; Vergara, S.; Vihervaara, P.; Xu, H.G.; Yahara, T.; Gill, M.; Pereira, H.M., 2017. Monitoring biodiversity change through effective global coordination. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29: 158-169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2018.02.005>
- Niederle, P.; Loconto, A.; Lemeilleur, S.; Dorville, C., 2020. Social movements and institutional change in organic food markets: Evidence from participatory guarantee systems in Brazil and France. *Journal of Rural Studies*, 78: 282-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.06.011>
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity - A hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 (4): 355-364. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Notre affaire à tous, 2022. *Les Droits de la nature. Vers un nouveau paradigme de protection du vivant*. Paris: Le Pommier, 468 p.
- O'Rourke, D., 2005. Market movements - Nongovernmental organization strategies to influence global production and consumption. *Journal of Industrial Ecology*, 9 (1-2): 115-128. <http://dx.doi.org/10.1162/1088198054084608>
- Ochieng, B.O.; Hughey, K.F.; Bigsby, H., 2013. Rainforest Alliance Certification of Kenyan tea farms: a contribution to sustainability or tokenism? *Journal of cleaner production*, 39: 285-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.048>
- Ollivier, G.; Bellon, S., 2013. Dynamiques paradigmatiques des agricultures écologisées dans les communautés scientifiques internationales. *Natures Sciences Société*, 21 (2): 166-181. <https://doi.org/10.1051/nss/2013093>
- Padel, S.; Lampkin, N., 2007. The development of governmental support for organic farming in Europe. In: Lockeretz W. (Ed), ed. *Organic farming: An international history*. Wallingford UK: CABI, 93-122.
- Partiti, E., 2019. Orchestration as a form of public action: The EU engagement with voluntary sustainability standards. *European Law Journal*, 25 (1): 94-117. <http://dx.doi.org/10.1111/eulj.12299>
- Paull, J., 2011. The making of an agricultural classic: Farmers of Forty Centuries or Permanent Agriculture in China, Korea and Japan, 1911-2011. *Agricultural Sciences*, 2 (03): 175. <http://dx.doi.org/10.4236/as.2011.23024>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; de Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du rapport d'étude*. Paris: INRA, 92 p. <http://dx.doi.org/10.15454/rgfm-wh23>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Launay, C.; Martin, R.; Schiavo, M.; Angers, D.; Augusto, L.; Balesdent, J.; Basile-Doelsch, I.; Bellassen, V.; Cardinael, R.; Cécillon, L.; Ceschia, E.; Chenu, C.; Constantin, J.; Daroussin, J.; Delacote, P.; Delame, N.; Gastal, F.; Gilbert, D.; Graux, A.-I.; Guenet, B.; Houot, S.; Klumpp, K.; Letort, E.; Litrico, I.; Martin, M.; Menasseri-Aubry, S.; Meziere, D.; Morvan, T.; Mosnier, C.;

- Roger-Estrade, J.; Saint-André, L.; Sierra, J.; Therond, O.; Viaud, V.; Grateau, R.; Le Perchec, S.; Savini, I.; Rechauchère, O., 2020. *Stocker du carbone dans les sols français, quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ? Synthèse du rapport d'étude*: Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 114 p. <http://dx.doi.org/10.15454/1.5433098269609653e12>
- Pereira, H.M.; Ferrier, S.; Walters, M.; Geller, G.N.; Jongman, R.H.G.; Scholes, R.J.; Bruford, M.W.; Brummitt, N.; Butchart, S.H.M.; Cardoso, A.C.; Coops, N.C.; Dulloo, E.; Faith, D.P.; Freyhof, J.; Gregory, R.D.; Heip, C.; Höft, R.; Hurtt, G.; Jetz, W.; Karp, D.S.; McGeoch, M.A.; Obura, D.; Onoda, Y.; Pettorelli, N.; Reyers, B.; Sayre, R.; Scharlemann, J.P.W.; Stuart, S.N.; Turak, E.; Walpole, M.; Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117): 277-278. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1229931>
- Pettenella, D.; Bottaro, G., 2019. I pagamenti per i servizi ecosistemici. In: di), N.F.a.c., ed. *Commentario al Testo unico in materia di foreste e filiere forestali (d.lgs. 3 aprile 2018, n. 34)*. Milano: Wolters Kluwer, p. 241.
- Piriou, S., 2002. *L'institutionnalisation de l'agriculture biologique (1980-2000)*. Thèse de doctorant (Economie de l'agriculture et des ressources). Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes. 437 p. + annexes. <https://theses.hal.science/tel-00910272/document>
- Pomade, A., 2016. Les paiements pour services environnementaux contribuent-ils à l'émergence d'un «gradient de juridicité»? [Vertigo] *La revue électronique en sciences de l'environnement*, 16 (1): 1-14. <https://www.erudit.org/en/journals/vertigo/1900-v1-n1-vertigo02678/1037573ar.pdf>
- Poméon, T.; Fouilleux, É.; Lemeilleur, S.; Loconto, A.M., 2017. Chapitre 10 - L'agriculture biologique en France, entre projet critique et conventionnalisation. In: Allaire, G., & Daviron, B. (Eds.), ed. *Transformations agricoles et agroalimentaires : Entre écologie et capitalisme*. Versailles: Éditions Quæ, 181-198. <https://books.openedition.org/quæ/21767?lang=fr>
- Ponte, S., 2012. The Marine Stewardship Council (MSC) and the Making of a Market for 'Sustainable Fish'. *Journal of Agrarian Change*, 12 (2-3): 300-315. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1471-0366.2011.00345.x>
- Ponte, S., 2014. 'Roundtabling' sustainability: Lessons from the biofuel industry. *Geoforum*, 54: 261-271. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2013.07.008>
- Ponte, S., 2016. Convention theory in the Anglophone agro-food literature: Past, present and future. *Journal of Rural Studies*, 44: 12-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2015.12.019>
- Ponte, S.; Cheyns, E., 2013. Voluntary standards, expert knowledge and the governance of sustainability networks. *Global Networks-a Journal of Transnational Affairs*, 13 (4): 459-477. <http://dx.doi.org/10.1111/glob.12011>
- Préat, N.; Lefaible, N.; Alvarenga, R.A.F.; Taelman, S.E.; Dewulf, J., 2021. Development of a life cycle impact assessment framework accounting for biodiversity in deep seafloor ecosystems: A case study on the Clarion Clipperton Fracture Zone. *Science of the Total Environment*, 770: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144747>
- Ransom, E.; Hatanaka, M.; Konefal, J.; Loconto, A., 2017. Science and standards. In: Tyfield, D.; Lave, R.; Randalls, S.; Thorpe, C., eds. *The Routledge handbook of the political economy of science*. London: Routledge, 329-340.
- Raynaud, E.; Sauvé, L., 2000. Signes collectifs de qualité et structures de gouvernance. *Économie rurale*, 258 (1): 101-112.
- Raynolds, L.; Murray, D.; Wilkinson, J., 2007. *Fair Trade: The challenges of transforming globalization*. London and New York: Routledge, 256 p.
- Reinecke, J., 2010. Beyond a subjective theory of value and towards a 'fair price': an organizational perspective on Fairtrade minimum price setting. *Organization*, 17 (5): 563-581. <http://dx.doi.org/10.1177/1350508410372622>
- Reinecke, J.; Manning, S.; von Hagen, O., 2012. The Emergence of a Standards Market: Multiplicity of Sustainability Standards in the Global Coffee Industry. *Organization Studies*, 33 (5-6): 791-814. <http://dx.doi.org/10.1177/0170840612443629>
- Renard, M.-C.; Loconto, A., 2013. Competing logics in the further standardization of fair trade: ISEAL and the Símbolo de Pequeños Productores. *The International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 20 (1): 51-68. <http://dx.doi.org/10.48416/ijisaf.v20i1.201>
- Riva, F.; Koper, N.; Fahrig, L., 2024. Overcoming confusion and stigma in habitat fragmentation research. *Biological Reviews*: 14. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.13073>
- Rosset, P.M.; Altieri, M.A., 1997. Agroecology versus input substitution: A fundamental contradiction of sustainable agriculture. *Society & Natural Resources*, 10 (3): 283-295. <http://dx.doi.org/10.1080/08941929709381027>
- Sauveur, B., 1997. Les critères et facteurs de la qualité des poulets Label Rouge *Inra Productions Animales*, 10 (3): 219-226. <http://dx.doi.org/10.20870/productions-animales.1997.10.3.3996>
- Stanford-Clark, C.; Loiseau, E.; Helias, A., 2024. Fisheries Impact Pathway: Making Global and Regionalised Impacts on Marine Ecosystem Quality Accessible in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 16 (9): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/su16093870>
- Stanziani, A., 2003. La falsification du vin en France, 1880-1905: un cas de fraude agro-alimentaire. *Revue d'histoire moderne et contemporaine*, 50 (2): 154-186. <http://dx.doi.org/10.3917/rhmc.502.0154>
- Stanziani, A., 2005. *Histoire de la qualité alimentaire, XIXe-XXe siècle*. Le Seuil (Collection Liber), 444 p.
- Stassart, P.M.; Jamar, D., 2009. Agriculture biologique et verrouillage des systèmes de connaissances. *Innovations Agronomiques*, 4: 313-328. <http://dx.doi.org/10.17180/dn6c-3k64>
- Stokes, A.; Bocquého, G.; Carrere, P.; Salazar, R.C.; Deconchat, M.; Garcia, L.; Gardarin, A.; Gary, C.; Gaucherel, C.; Gueye, M.; Hedde, M.; Lescourret, F.; Mao, Z.; Quérou, N.; Rudi, G.; Salles, J.M.; Soubeyran, R.; Subervie, J.; Vialatte, A.; Vinatier, F.; Thomas, M., 2023. Services provided by multifunctional agroecosystems: Questions, obstacles and solutions. *Ecological Engineering*, 191: 18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106949>
- Sylvander, B.; Allaire, G.G.; Belletti, G.; Marescotti, A.; Barjolle, D.; Thévenod-Mottet, E.; Tregear, A., 2006. Qualité, origine et globalisation: Justifications générales et contextes nationaux, le cas des Indications Géographiques. *Canadian Journal of Regional Science/Revue canadienne des sciences régionales*, 29 (1): 43-54. <https://idjs.ca/images/rcsr/archives/V29N1-Sylvander-et-al.pdf>

- Thévenot, L., 2009. Governing Life by Standards: A View from Engagements. *Social Studies of Science*, 39 (5): 793-813. <http://dx.doi.org/10.1177/0306312709338767>
- UNEP, 2013. *Convention on Biological Diversity: Essential Biodiversity Variables. Rapport du Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice*, (UNEP/CBD/SBSTTA/17/INF/7), 11 p. <https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-17/information/sbstta-17-inf-07-en.pdf>
- Union européenne, 2012. Règlement (UE) n°1151/2012 du Parlement européen et du Conseil du 21 novembre 2012 relatif aux systèmes de qualité applicables aux produits agricoles et aux denrées alimentaires, JO L 343 du 14.12.2012, p. 1-29 . Voir aussi Règlement délégué (UE) n° 664/2014 de la Commission, du 18 décembre 2013 complétant le règlement (UE) n° 1151/2012 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'établissement des symboles de l'Union pour les appellations d'origine protégées, les indications géographiques protégées et les spécialités traditionnelles garanties et en ce qui concerne certaines règles relatives à la provenance, certaines règles procédurales et certaines règles transitoires supplémentaires. JO L 179, 19.6.2014, p. 17-22.
- van der Meulen, B.M.J.; Van der Velde, M.; Szajkowska, A.; Verbruggen, R., 2008. *European food law handbook*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers (*European Institute for Food Law series*, n°2), 632 p.
- Van Lang, A., 2016a. La loi Biodiversité du 8 août 2016 : une ambivalence assumée. Le droit nouveau : la course à l'armement (1re Partie). *Actualité juridique Droit administratif*, n°42 p.2381.
- Van Lang, A., 2016b. La loi Biodiversité du 8 août 2016 : une ambivalence assumée ; Le droit renouvelé : la reprise des procédés efficaces (2e Partie) *Actualité juridique Droit administratif*, n° 44: p. 2492.
- Vandecandelaere, E.A., F. ; Belletti, G.; Marescotti, A., 2009. *Territoires, produits et acteurs locaux: des liens de qualité*. Roma: FAO, 194 p. <http://www.fao.org/4/i1057f/i1057f.pdf>
- VanderHoff Boersma, F., 2009. The Urgency and Necessity of a Different Type of Market: The Perspective of Producers Organized Within the Fair Trade Market. *Journal of Business Ethics*, 86 (1): 51-61. <http://dx.doi.org/10.1007/s10551-008-9766-4>
- Vankeerberghen, A., 2012. Agriculteurs bio": de l'institutionnalisation d'un groupe à une diversité de parcours professionnels. *Uzance*, 2: 1-13. https://orbi.uliege.be/bitstream/2268/174825/1/Vankeerberghen_Uzance%202012-1.pdf
- Vanuxem, S., 2020. *Des choses de la nature et de leurs droits*. éditions Quae (*Sciences en questions*), 115 p. <https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/46134/1/9782759232376.pdf>
- Viel, J.-M., 1979. *L'agriculture biologique, une réponse ?* Paris: Editions Entente, 96 p.
- Vogel, D., 2010. The Private Regulation of Global Corporate Conduct Achievements and Limitations. *Business & Society*, 49 (1): 68-87. <http://dx.doi.org/10.1177/0007650309343407>
- Westgren, R.E., 1999. Delivering food safety, food quality, and sustainable production practices: The Label Rouge poultry system in France. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (5): 1107-1111. <http://dx.doi.org/10.2307/1244092>
- Wolf, S.; Hueth, B.; Ligon, E., 2001. Policing mechanisms in agricultural contracts. *Rural Sociology*, 66 (3): 359-381. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1549-0831.2001.tb00072.x>
- Woods, J.S.; Rodder, G.; Verones, F., 2019. An effect factor approach for quantifying the entanglement impact on marine species of macroplastic debris within life cycle impact assessment. *Ecological Indicators*, 99: 61-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.018>
- Wunder, S., 2015. Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117: 234-243. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>

Chapitre 2. Revue de la littérature sur l'impact des labels sur la biodiversité

Coordination : Christian Bockstaller, Guillaume Fried, Emmanuelle Porcher, Clara Ulrich

Contributions : Valentin Bellassen, Cécile Chéron-Bessou, Colin Fontaine, Didier Gascuel, Sarah Huet, Thierry Laugier, Olivier Le Gall, Françoise Lescourret, Harold Levrel, Allison Loconto, Pierre-Alain Maron, Anne Mérot, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Fabrice Vinatier, José-Luis Zambonino-Infante

Relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction	75
2.1. Approche générale	75
2.1.1. Approche PICO et grille d'analyse.....	75
2.1.2. Extraction et sélection des corpus.....	76
2.2. Revue de la littérature académique sur l'effet des labels sur la biodiversité terrestre	76
2.2.1. Construction et description du corpus	76
2.2.2. Résultats pour l'agriculture biologique	82
2.2.3. Résultats pour les autres labels terrestres.....	88
2.2.4. Résultats pour le corpus « Analyse du cycle de vie » (ACV).....	89
2.3. Revue de la littérature "grise" sur les effets des labels sur la biodiversité terrestre	94
2.3.1. Construction et description du corpus	94
2.3.2. Résultats	96

2.4. Discussion sur les labels agricoles.....	105
2.4.1. La délimitation des labels dans la littérature.....	105
2.4.2. L'échelle d'évaluation de l'impact des labels.....	106
2.4.3. Le choix de l'unité de référence ou unité fonctionnelle (UF).....	107
2.4.4. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité en dehors des parcelles	108
2.4.5. Les lacunes de la littérature	109
2.5. Revue de la littérature sur l'effet des labels de pêche et d'aquaculture sur la biodiversité.....	109
2.5.1. Construction et description du corpus.....	109
2.5.2. Résultats pour le corpus pêche.....	113
2.5.3. Discussion des résultats pour le corpus pêche.....	122
2.5.4. Résultats pour le corpus aquaculture.....	128
2.6. Synthèse du chapitre 2	129
2.6.1. Deux labels très majoritairement traités.....	129
2.6.2. Les autres labels.....	131
2.6.3. Limites de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité	131
2.6.4. Conclusion.....	131
Références bibliographiques.....	133
Annexes	146

Introduction

Ce chapitre porte un regard critique sur la littérature académique et grise qui aborde les effets des labels sur la biodiversité. Premier chapitre élaboré au cours de la chronologie BiodivLabel, il cherche à savoir si l'on dispose d'une documentation fiable et pertinente, i.e. issue d'analyses réalisées en dehors de BiodivLabel (études antérieures ou parallèles) qui permettrait de distinguer les labels quant à leurs impacts sur la biodiversité. L'exploration bibliographique de la littérature scientifique a distingué trois corpus : les labels en agriculture, aquaculture et pêche. L'exploration a été complétée par la lecture de rapports, études et autres documents relevant de la littérature grise (rapports d'institutions publiques nationales et internationales, rapports d'ONG et de porteurs de labels, littérature scientifique non publiée, etc.). Le plan de ce chapitre est *de facto* déséquilibré entre les trois modes de production, mais il reflète l'hétérogénéité des sources d'information, en quantité et en qualité, et par là-même la différence de profondeur d'analyse qu'il a été possible de faire.

La section 2.2 décrit le travail d'analyse de la littérature scientifique appliquée aux labels agricoles (ici appelés « terrestres » en opposition à la section « aquatique » combinée ci-dessous) avec une section spécifique sur les résultats obtenus avec l'ACV (analyse de cycle de vie) ; la section 2.3 décrit la littérature grise disponible pour ces mêmes labels terrestres. Nous avons choisi de garder une séparation entre ces deux analyses du fait du grand nombre et de la diversité des corpus étudiés, et de les faire suivre par une discussion commune (section 2.4).

A l'inverse, la section 2.5 regroupe les labels dits « aquatiques », c'est-à-dire que pêche et aquaculture sont traitées dans cette unique section, du fait du nombre limité de publications scientifiques trouvées dans la littérature aquacole, ne justifiant pas une section en soi. La partie pêche ne traite que du label marin MSC puisqu'il n'existe pas de littérature scientifique, ni publiée ni grise, sur le label marin français Pêche Durable de FranceAgriMer du fait de son déploiement très limité. La littérature grise est traitée à part de la littérature scientifique, mais en restant groupée dans cette même section, qui se conclut par une discussion générale.

Enfin la section 2.6 fournit une synthèse des résultats qui vise à souligner les grands axes en lien avec les pratiques et à identifier les lacunes de connaissances sur les relations – causales ou corrélatives – entre pratiques et biodiversité, aspects qui seront ensuite traités en détail au chapitre 3.

NB. Il est à souligner ici que les résultats présentés dans cette section sont, par construction, tirés de la littérature existante, et font donc référence aux versions des labels en cours au moment où les analyses contenues dans les articles et rapports cités ici ont été conduites. Différents labels de notre étude ont procédé à des mises à jour récentes de leurs cahiers des charges (par exemple HVE en 2024, MSC en 2022), parfois même directement en réponse à ces analyses. Ainsi, dans ce présent chapitre dédié à l'analyse de la littérature, il faut garder à l'esprit que certains des résultats présentés pourraient s'avérer partiellement obsolètes. En revanche, l'analyse des cahiers des charges eux-mêmes, décrite dans le chapitre 3, est bien réalisée sur la version la plus à jour du cahier des charges.

2.1. Approche générale

2.1.1. Approche PICO et grille d'analyse

L'analyse de la littérature a été faite de manière similaire sur les différents corpus, centrée sur la démarche PICO (« *Population, Intervention, Comparator, Outcomes* ») qui vient du cadre méthodologique des revues systématiques et méta-analyses en recherche médicale (Methley *et al.*, 2014 ; Moher *et al.*, 2015). Cette démarche est aussi utilisée dans l'évaluation des risques par l'Anses, l'EFSA et par certains auteurs dans les domaines marin et agricole (e.g. Arton *et al.*, 2018, 2020). Dans la démarche PICO :

- La *population* décrit le groupe sur lequel le test est effectué et les sources de données (nombre d'exploitations enquêtées, type de pêcheries...).
- Les *interventions* correspondent au type de label étudié (Agriculture biologique, RSPO...).
- Les *comparaisons* peuvent être de type BA (« Before / After » ; comparateur diachronique) et/ou CI (« Contrôle / Impact », i.e. dans notre cas, non certifié / certifié ; comparateur synchronique).

Les résultats (*outcomes*) sont renseignés selon les classes des variables essentielles de la biodiversité (EBV ; Pereira *et al.*, 2013) et les grandes catégories de déterminants du déclin de la biodiversité définis par l'IPBES (2019).

Cependant, il est notoire que dans la recherche en sciences environnementales, il reste difficile de définir un comparateur pertinent : Arton *et al.* (2018) discutent par exemple la difficulté à appliquer l'approche BACI en contexte marin. Ainsi, l'approche PICO a été adaptée pour BiodivLabel, notamment en milieu marin, en incluant aussi certains articles de type « PIO », c'est-à-dire analysant des effets d'un label, mais sans comparateur à proprement parler.

Nous avons adjoint à cette grille d'analyse des critères des ESCo (expertise scientifique collective ; Donnars *et al.*, 2021) qui qualifient les résultats selon leur fiabilité et pertinence : incertitude, controverses, lacunes et des commentaires libres (Tableau 2-1).

2.1.2. Extraction et sélection des corpus

Pour la littérature académique, les corpus proviennent essentiellement d'extractions par mots-clés des bases de données bibliographiques Web of Science (WoS) et Scopus, et marginalement complétés par d'autres références fournies par les experts ou issues des listes de références des articles lus. Le criblage et la sélection des articles à retenir selon la démarche PICO ont été effectués de manière manuelle et collaborative via le logiciel Rayyan (Ouzzani *et al.*, 2016) implémenté en Software as a Service (SaaS) sur <https://rayyan.ai/> (version en usage en 2023-2024).

En plus de cette étude générale, un focus a été fait sur les études évaluant l'impact des labels à l'aide du cadre méthodologique de l'analyse du cycle de vie (ACV) qui a fait l'objet d'une normalisation ISO et est porté par différences instances dont l'ADEME, notamment pour les travaux sur l'affichage environnemental (Helias *et al.*, 2022).

Pour la littérature grise, le corpus a été constitué par des rapports fournis par le comité de suivi, par des experts de l'étude et par une recherche sur mots-clés sur Google et Google Scholar.

Pour chacun des trois corpus, les méthodes sont détaillées dans la section dédiée.

2.2. Revue de la littérature académique sur l'effet des labels sur la biodiversité terrestre

2.2.1. Construction et description du corpus

L'exploration bibliographique s'est faite sur le diptyque des mots-clés relatifs à la biodiversité terrestre et aux labels, sans ciblage particulier sur les types de labels, afin de produire une vision exhaustive des articles qui traitent conjointement de labellisation et de biodiversité.

Les mots-clés sur les labels visaient une première approche large des éco-certifications et labels cités dans la saisine BiodivLabel. Nous avons dû ignorer certains sigles (IGP, AOC, UTZ...) qui se trouvaient utilisés dans d'autres contextes et amenaient une grande quantité de références hors cadre (par exemple pour AOC : « *assimilable organic carbon* », « *atmospheric oxidation capacity* », « *area of concern* », « *Aerospace Operations Center* »).

Tableau 2-1. Grille d'analyse du corpus bibliographique.

Approche	Critères rang 1	Critères rang 2	Critères rang 3
Analyse PICO	Population (P)	Type et représentativité de l'article	Revue de littérature
			Méta-analyse
			« Broad study » (> 100 sites)
		Type d'exploitations / de pêche	
		Type de production	
		Classe(s) d'EBV concernée(s)*	Composition génétique
			Populations d'espèce
			Caractéristique de l'espèce
			Composition de la communauté
			Fonction écosystémique
			Structure de l'écosystème
		Groupe(s) taxonomique(s) concerné(s)	
		Echelle géographique, nb de sites	
		Echelle temporelle	
	Intervention (I)	Nom du/des label(s)	
	Comparaison (C)	Description de la méthode	Ad hoc
			Suivi standardisé
			Ex-ante (basé sur un cahier des charges)
			Ex post (basé sur des observations de biodiversité)
			Modélisation (basé sur des observations de pratiques -quantité d'azote, de produits phytosanitaires, dont l'impact sur la biodiversité est estimé)
		Comparaison	Synchronique
			Diachronique
			Absence de comparaison
		Type de contrôle	
	Résultats (O / outcomes)	Effet global sur la biodiversité et quantification décrits dans la publication	oui
			non
		Effets par classe(s) d'EBV concernée(s)	Composition phylogénétique
			Richesse spécifique
			Indice de Shannon
			Abondance
			Fonctions de l'écosystème
			Equitabilité
			(...)
		Effets par groupes taxonomiques concernés	
		Processus d'impact identifiés	
		Explications du résultat par les pratiques	Quelle(s) pratique(s) ?
Approche ESCo	Originalité de l'article		
	Robustesse méthode, incertitude résultats, qualité de la preuve		
	Controverses abordées		
	Lacunes identifiées		
Autres commentaires	Destination de la production, marché		
	Autre		

Requête Labels : (("certified food*" OR eco-score OR Ecocertification OR "Eco certification" OR Ecolabel* OR "Eco labelling" OR "ecologic* label*" OR "environ* label*" OR "environmental display system*" OR "food label*" OR "food product* label*" OR "Geographical Indication*" OR "Participatory Guarantee System*" OR "sustainability label*" OR "sustainability standard*" OR "traffic?light label*" OR "voluntary standard*" OR "organic farm*" OR "organic food" OR "organic agriculture" OR "organic certification" OR "organic products" OR "Label rouge" OR "Round Table on Responsible Soy" OR "Roundtable on Sustainable Palm Oil" OR RSPO OR "Haute valeur environnementale" OR "Rainforest alliance" OR "UTZ certified" OR "Protected Designation of Origin" OR "Protected Geographical Indication" OR "Geographical indication" OR "AOC Comte" OR (PDO NEAR certification) OR "International sustainability and carbon certification" OR "Indonesian Sustainable Palm Oil" OR "Malaysian Sustainable Palm Oil" OR "Round table on responsible soy" OR ProTerra OR "Pro Terra" OR "UTZ certifi*" OR Fairtrade OR "Max Havelaar" OR "Sustainable Beef Production Standard" OR "Global Roundtable for Sustainable Beef" OR "Better Sugarcane Initiative" OR "4C Coffee Association" OR (ISCC OR ISPO OR MSPO OR RTRS) AND (certif* OR label*) OR (GRSB AND beef) OR (BSI AND sugarcane)))

Les mots-clés sur la biodiversité correspondent aux Variables essentielles de biodiversité (EBV) décrites au chapitre 1. Nous avons testé un volet complémentaire en intégrant certaines fonctions écosystémiques (en particulier fonctionnement des sols, dont stockage de carbone, et contrôle des ravageurs), qui n'a pas apporté de nouvelles références pertinentes.

Requête Biodiversité : (biodiversity OR "bio diversity" OR "biological diversity" OR "ecological diversit*" OR "genetic diversit*" OR "genetic composition" OR "ecosystem service*" OR "functional diversit*" OR "habitat diversity" OR "sensitive specie*" OR "specie* diversit*" OR "specie* richness" OR "taxonomic diversity" OR "wildlife protection" OR "nature conservation" OR "Genetic differentiation" OR "allelic diversity" OR "Effective population size" OR Inbreeding OR "Species populations" OR "Species distribution" OR "Species abundance" OR (abundance NEAR population) OR "Species trait" OR "Community composition" OR "Community abundance" OR "Trait diversity" OR "Interaction diversity" OR "Ecosystem function*" OR "ecosystem phenology" OR "Ecosystem disturbance" OR "Ecosystem structure" OR "Ecosystem distribution" OR "Ecosystem Vertical Profile" OR "habitat structure" OR "habitat composition" OR "ecosystem heterogeneity")

Le corpus final a été extrait de la base de données du WoS et de Scopus (dernière extraction en septembre 2023) et a porté sur 2 405 références. Les mots-clés ont été recherchés dans les titres, les mots-clés fournis par les auteurs et les résumés. A cette extraction ont été ajoutés 12 articles non identifiés lors du filtrage initial (car aucun mot-clé label) mais issus du corpus cité par Bonfanti *et al.* (2023), qui examine les méta-analyses étudiant les effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans le cadre du label bio.

La sélection experte des articles a été faite au sein de ce corpus à l'aide du logiciel Rayyan. La première étape a éliminé des articles hors sujet, notamment de nombreuses publications où le terme de biodiversité et ceux relatifs aux labels et écocertifications sont employés comme éléments du contexte ou éléments de perspective dans les résumés sans pour autant que ni les impacts sur la biodiversité, ni des labels ne soient eux-mêmes étudiés.

En parallèle, une requête supplémentaire a croisé les requêtes « labels » et « biodiversité » ci-dessus avec une requête « ACV » : l'équation de recherche a visé à identifier des articles utilisant l'ACV pour évaluer les impacts sur la biodiversité dans le cadre de comparaisons de systèmes de production certifiés. Le corpus ACV, 53 articles issus du Web of Science (11 août 2023) a été complété à la marge par une veille documentaire.

Représentativité du corpus biodiversité terrestre et labels

La répartition entre les labels est déséquilibrée. Plus des trois quarts du corpus (environ 2 000 références) traite d'agriculture biologique (Tableau 2-2). Le choix a donc été fait d'analyser pour l'agriculture biologique uniquement les articles de synthèse, les méta-analyses et les études à grande échelle portant sur au moins 100 parcelles ou sites, gage de robustesse des résultats. Ainsi, 56 références sur les impacts du label « agriculture biologique » sur la biodiversité (hors analyses ACV), dont les 12 références du corpus de Bonfanti *et al.* (2023), ont été analysées en détail (voir la liste en Annexe 2-1). Parmi les autres labels, seuls ceux du commerce équitable abordent régulièrement les impacts sur la biodiversité et notamment leur lien avec la déforestation. Cela représente cependant un nombre restreint de références et d'échelles d'étude – surtout locale – : 8 articles en tout sur les labels, RSPO (Roundtable on Sustainable Palm) (5) et

Rainforest-Alliance (3). Aucun article sur les indications géographiques n'abordait suffisamment les impacts sur la biodiversité pour être retenu, et aucun ne traitait du label HVE (Haute Valeur Environnementale).

Tableau 2-2. Part des labels dans le corpus « biodiversité + labels agricoles ».

Labels	% corpus biodiversité terrestre (nombre)	Nb articles retenus pour lecture	Principaux motifs de rejets
Agriculture biologique dont Demeter	78% (1334 → 1060)	56	Nombre de sites trop faible
Commerce équitable dont RSPO	10% (140)	5	Pas de biodiversité, pas de comparaison
dont Rainforest Alliance-UTZ	2% (33) 1% (15)	3	
Indications géographiques (dont AOC Comté = 1)	5% (96->90)	0	Pas de biodiversité, pas de comparaison
HVE	0	0	
Label Rouge	0	0	

Corpus ACV

Dans le corpus spécifique ACV, 12 études présentent des résultats originaux comparant des systèmes agricoles certifiés, bien que neuf seulement définissent précisément les certifications étudiées, notamment en détaillant les labels ou pratiques. Onze de ces études comparent les systèmes de production biologiques par rapport aux systèmes conventionnels ou intégrés, et une analyse compare des systèmes de production d'huile de palme certifiée selon la certification RSPO.

Représentativité des types de production dans le corpus biodiversité terrestre et labels

Le corpus couvre principalement cinq types de production que sont les grandes cultures, l'horticulture — regroupant le maraîchage et les vergers —, l'élevage, les prairies et la viticulture (Figure 2-1). D'un point de vue quantitatif, les grandes cultures sont les plus étudiées, avec 37% des publications référencées. Viennent ensuite l'horticulture (25%), puis l'élevage et les prairies (15%). La viticulture n'est prise en compte que dans 7% des articles du corpus. En dépit de cette grande disparité en termes de représentativité des types de productions au sein du corpus, il convient de noter que le plus petit effectif d'études, 88 articles recensés pour la seule viticulture, reste suffisamment important pour apporter potentiellement des conclusions robustes quant à l'effet du mode de production sur la biodiversité pour cette production. L'absence de référence, ou un nombre très faible, sur les cultures tropicales telles que les palmiers à huile, l'hévéa, le café, le cacao, etc. en lien avec des labels est à noter, bien que ces cultures soient associées à un enjeu majeur en lien avec la biodiversité : la déforestation.

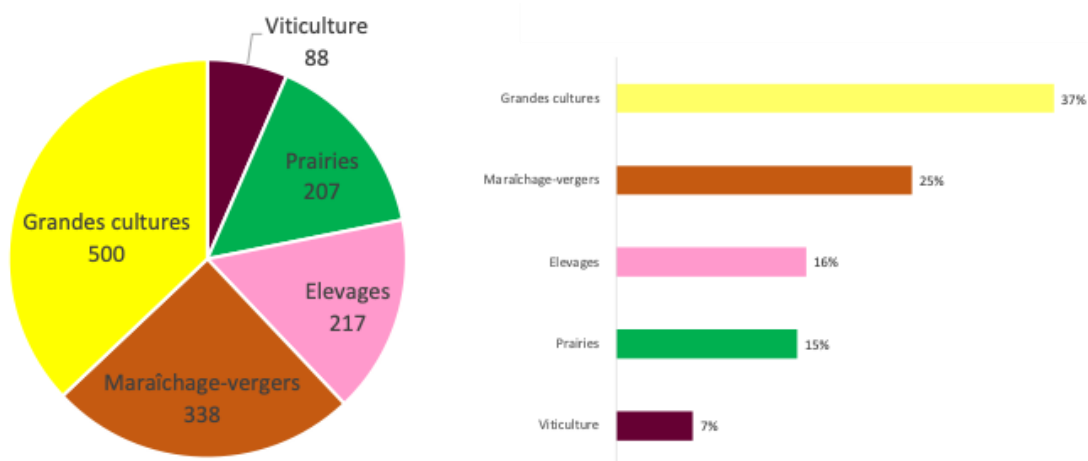


Figure 2-1. Proportion en nombre de publications des principaux types de production au sein du corpus terrestre

Comme le montre la Figure 2-2, la publication d'articles sur l'effet des modes de production sur la biodiversité est restée faible jusqu'au début des années 2000 (141 articles recensés de 1993 à 2002, soit 8 articles par an en moyenne). À partir de 2003, elle a connu une progression forte et constante (1 784 articles recensés de 2003 à 2023, soit 85 articles par an en moyenne). Au-delà des phénomènes de croissance générale de la production scientifique, on peut émettre l'hypothèse que l'intégration croissante de la composante environnementale au sein des politiques publiques et des enjeux de la recherche a contribué à expliquer cette dynamique. La période 2000-2020 est en effet jalonnée de marqueurs de la prise en compte de l'importance de la biodiversité des sols et des services écosystémiques au niveau mondial (e.g. rapport *Millennium Ecosystem Assessment* (2005), rapport IPBES (2019), etc.) ou national (e.g. Loi sur la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (République française, 2016), Stratégie nationale pour la biodiversité 2004 et 2011, etc.). L'évolution des outils de la recherche, notamment en écologie moléculaire, pourrait aussi expliquer l'augmentation du nombre de publications sur le sujet.

Le nombre d'articles publiés sur l'agriculture biologique a fortement progressé depuis 2003. Durant cette période, la viticulture, bien que restant largement minoritaire aujourd'hui, a progressé, passant de 1% pour la période 2003-2007 à 7% des travaux référencés pour la période 2018-2023. Cela s'est fait au détriment de la part relative des grandes cultures, passée dans le même temps de 33% à 25%.

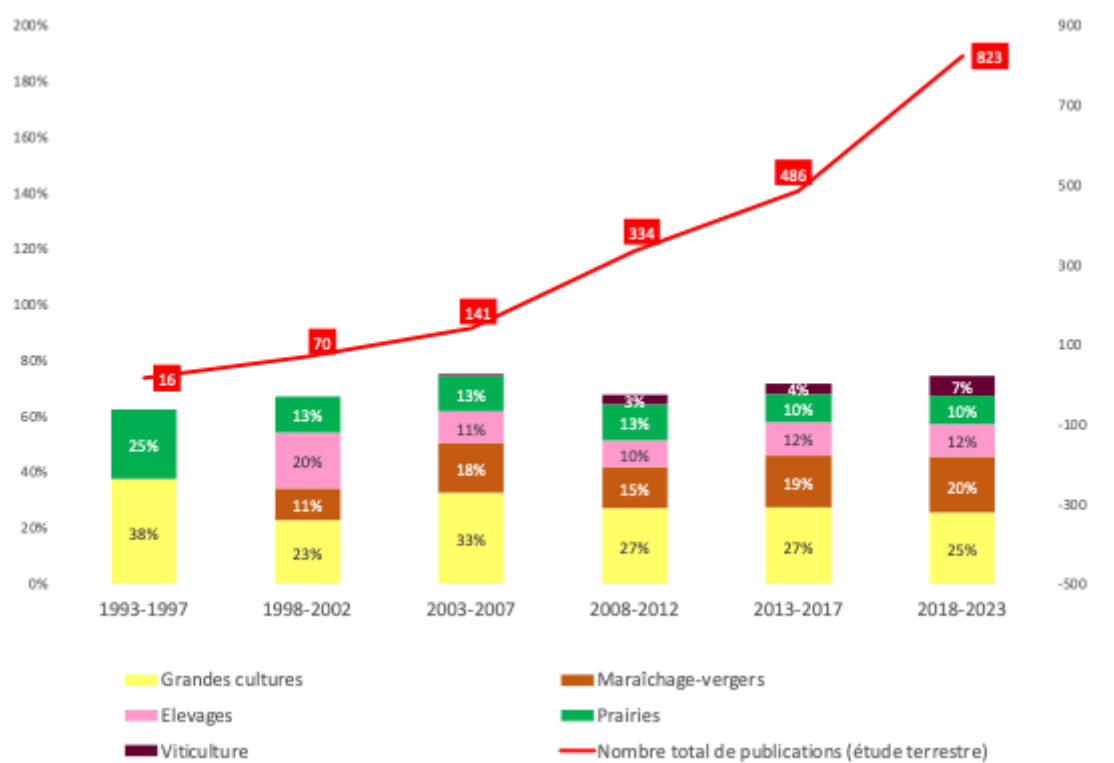


Figure 2-2. Évolution du nombre d'articles référencés au sein du corpus terrestre (courbe rouge) et de la représentativité des principaux types de production (graphiques en barres) dans les articles publiés sur la période 1993-2023.

Sur l'ensemble des publications du corpus étudié, la plupart des recherches sont menées en Amérique du Nord et en Europe (Figures 2-3 et 2-4). Les États-Unis comptent le plus grand nombre de travaux (285). Ce biais vers les pays industrialisés est assez général, quelle que soit la problématique abordée, avec un moteur probable lié aux ressources dédiées à la recherche qui s'applique également pour les effets du label bio sur la biodiversité. Cela a été montré par exemple dans le corpus utilisé dans la méta-analyse de Tuck *et al.* (2014), en comparant l'origine géographique des études incluses dans la méta-analyse aux surfaces cultivées sous label bio dans les différentes régions du monde (Figure 2-3). Il en résulte que les résultats obtenus ciblent très souvent des systèmes agricoles intensifs à très intensifs, et que ces résultats sont difficilement extrapolables à d'autres régions du monde avec des climats et/ou des systèmes agricoles parfois très différents.

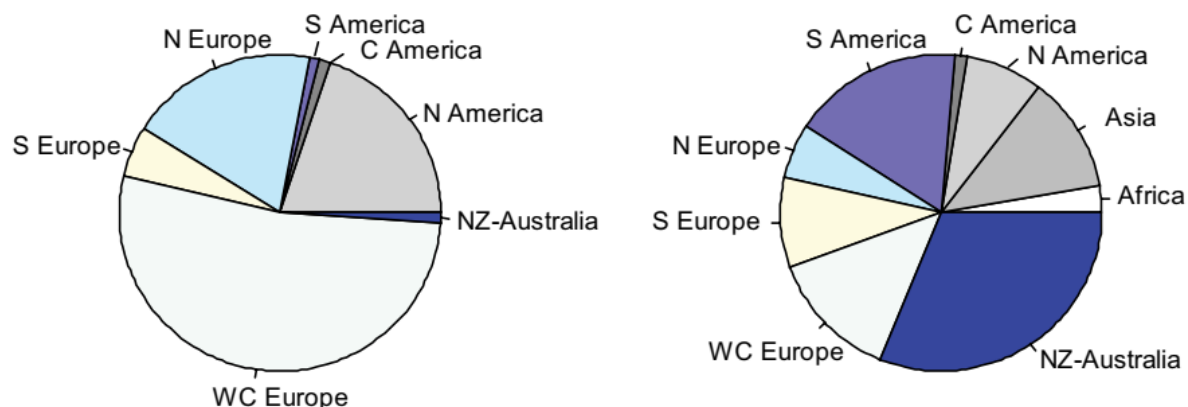


Figure 2-3. Origine géographique des études figurant dans l'ensemble de données de la méta-analyse de Tuck et al. (2014), (à gauche), par rapport à la superficie consacrée à la production biologique dans différentes régions du monde (données FAO), (à droite). Figure tirée de Tuck et al. (2014).

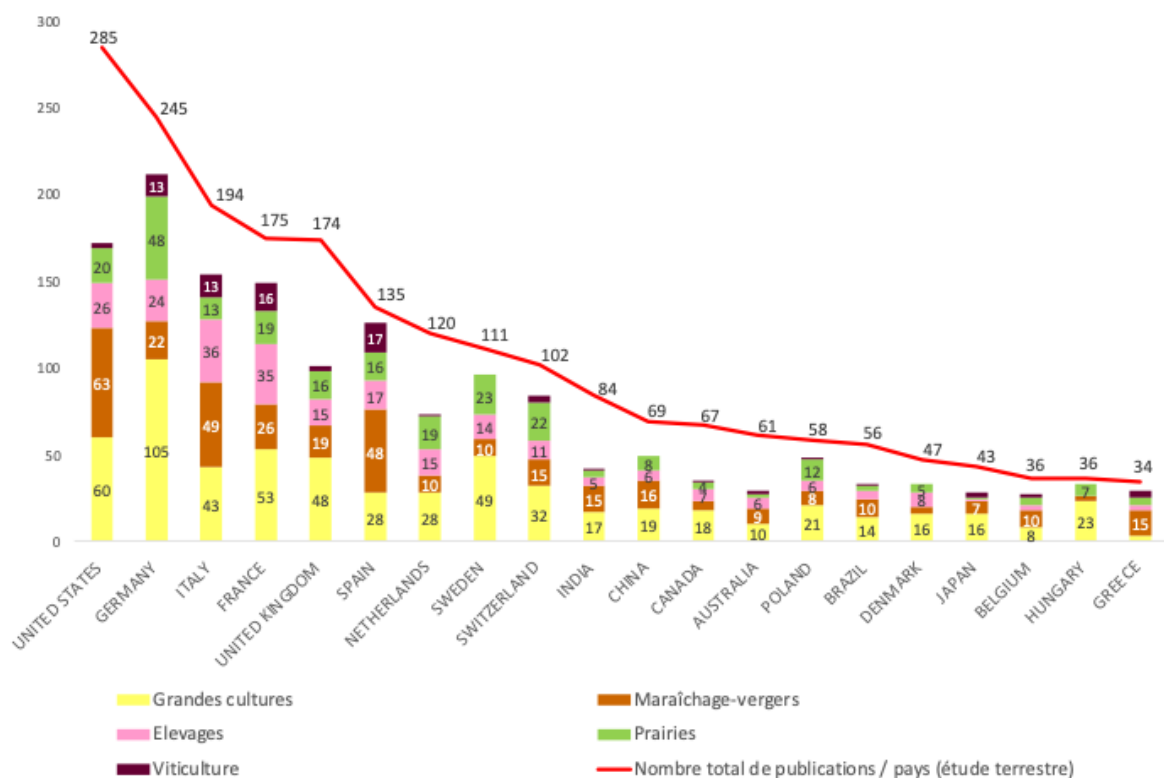


Figure 2-4. Nombre d'articles publiés par pays au sein du corpus terrestre (hors ACV) et représentativité des types de production pour chaque pays (seuls les 20 principaux pays publiant sur la période ont été représentés)

Pour le corpus « ACV », toutes les études, sauf une, ont été publiées récemment (2010-2022). Elles concernent des systèmes d'élevage ($n = 5$ études), de culture ($n = 6$ études), ou un ensemble de produits de grande consommation ($n = 1$ étude). Les systèmes étudiés sont majoritairement en Europe, sauf pour deux études incluant des produits importés et l'étude sur l'huile de palme produite en Indonésie et en Malaisie, pays qui représentent 90% de la production mondiale. Une étude récente analysant les impacts d'un système de production de poissons certifiés MSC (Wermeille et al., 2024) n'a pas été incluse dans le corpus car le système certifié n'est pas comparé à un autre système. Cela ne permettait donc pas de répondre à l'objectif de la revue d'établir le rôle potentiel de l'ACV pour différencier les impacts sur la biodiversité de systèmes certifiés ou non.

2.2.2. Résultats pour l'agriculture biologique

2.2.2.1. Contenu du corpus

D'un point de vue quantitatif, comme on l'a vu au Tableau 2-1, seul le label bio a suscité suffisamment d'études scientifiques pour qu'il soit possible d'évaluer ses effets sur la biodiversité avec un large recul temporel et/ou une couverture spatiale importante ; sans doute du fait à la fois de la non-spécificité de ce label par rapport à un type de production en particulier, de son ancienneté et de sa répartition mondiale, qui en font un point de référence *de facto* partagée pour les travaux scientifiques dans de nombreux contextes et de nombreux pays. La très large majorité des synthèses et méta-analyses retenues se fondent sur une approche comparative synchronique, de type « Control/Impact », avec des parcelles ou exploitations sous label agriculture biologique comparées à leur équivalent en agriculture conventionnelle, considérée comme situation « contrôle ». Les approches de type « Before/After » sont beaucoup plus rares, et ne sont donc pas incluses dans les méta-analyses. Une vision diachronique peut cependant être fournie indirectement par une analyse de l'effet de la durée depuis la conversion sous label (par exemple Jonason *et al.*, 2011). Enfin toutes ces études sont des études *a posteriori*, évaluant l'impact des pratiques mises en œuvre d'après un cahier des charges. Le corpus ne contient aucune étude *a priori* qui évalue l'impact de pratiques potentielles déduites du cahier des charges (cf. chapitre 4).

La biodiversité analysée dans le corpus couvre un large éventail de groupes taxonomiques, des micro-organismes (archées, bactéries, protozoaires, champignons) aux vertébrés, en passant par les plantes, les arthropodes, les nématodes, les annélides (vers de terre), entre autres. Il est cependant essentiel de souligner que la représentativité des différents groupes taxonomiques n'est pas uniforme. Certains groupes sont bien documentés : par exemple, 34% des études incluent des vertébrés, 34% des insectes, souvent représentés par les abeilles (12%), et 40% des plantes vasculaires. En revanche, les champignons (10%), les nématodes (10%) et les taxons de l'embranchement des arthropodes autres que les insectes et les araignées (qui représentent à eux seuls 88% des arthropodes étudiés) ont fait l'objet d'une moindre attention. Les oiseaux (22%) et les micro-organismes pris dans leur ensemble (22%) bénéficient d'une représentation intermédiaire. Il est à noter enfin que très peu d'études proposent une analyse large sur un grand nombre de groupes taxonomiques : seulement 20% du corpus se focalise sur trois groupes taxonomiques ou plus.

Dans les synthèses et méta-analyses, les EBV choisies pour décrire la biodiversité dans les études analysées se concentrent très majoritairement sur l'abondance totale et la richesse spécifique des guildes étudiées (92% des études) et plus rarement sur d'autres indices de diversité spécifique (indices de Shannon/Simpson, indice d'équitabilité) ou sur la composition des communautés. Quelques rares travaux quantifient l'effet de l'agriculture biologique sur la distribution spatiale de la diversité (Katayama *et al.*, 2019) ou encore sur la distribution (fréquence d'occurrence) et l'abondance d'espèces rares (Kolarova *et al.*, 2013), soit la classe EBV « population d'espèce », ou distinguent la richesse spécifique entre espèces agro-tolérantes et espèces à valeur naturelle (Aavik et Liira, 2010). Il y a donc de très nombreux aspects de la biodiversité, comme la diversité fonctionnelle ou génétique, qui n'ont pas (ou peu) été évalués au travers de synthèses ou méta-analyses. Cependant, une analyse rapide du corpus dans son ensemble (Figure 2-5), incluant toutes les études « ponctuelles », montre qu'il existe un nombre non négligeable d'études portant sur d'autres mesures de la biodiversité, par exemple sur la diversité génétique (>100). La diversité est parfois analysée par grands groupes fonctionnels (détritivores, herbivores, prédateurs, pollinisateurs ; e.g. Lichtenberg *et al.*, 2017) mais l'évaluation de la diversité fonctionnelle basée sur la mesure de traits reste peu abordée dans les synthèses et méta-analyses, malgré 75 études mentionnant ce mot-clé. Enfin, l'EBV « fonction écosystémique » est abordée par des études qui se focalisent surtout sur une estimation du potentiel de régulation biologique (ravageurs ou adventices), ou qui incluent des mesures de biomasse ou de rendement, et dans une moindre mesure qui traitent de la pollinisation ou de la décomposition de la matière organique.

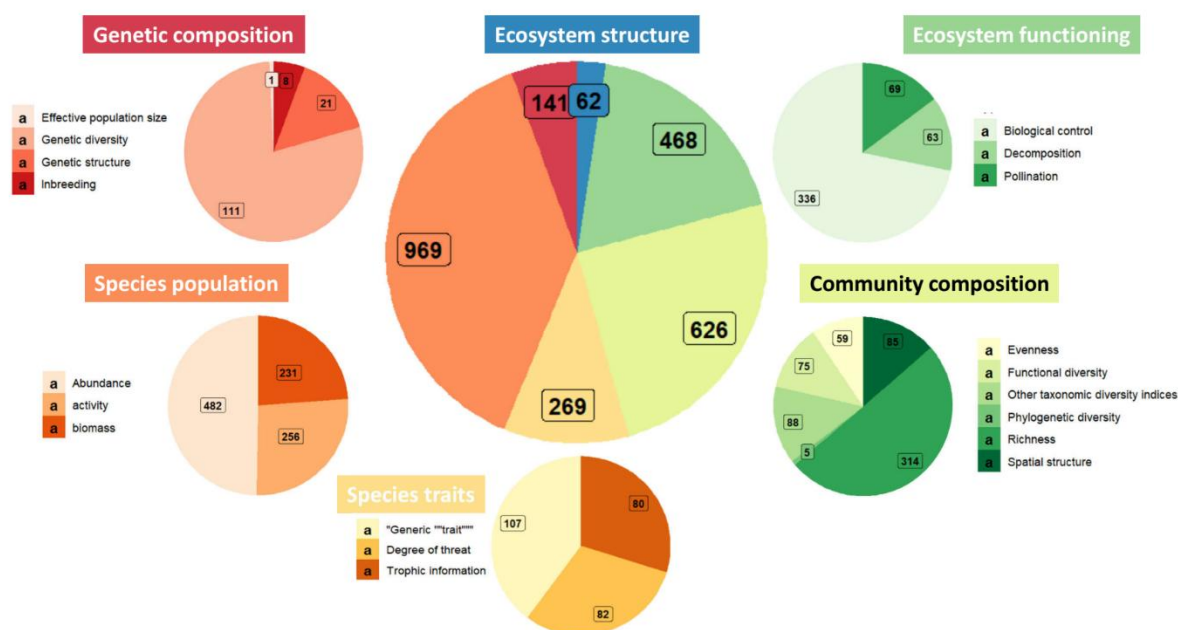


Figure 2-5. Distribution des mots-clés concernant les différentes classes d'EBV dans le corpus terrestre (hors ACV) reliant biodiversité et label bio.

2.2.2.2. Analyse des résultats

Différences observées

Aucune méta-analyse récente n'a été identifiée avec un degré de couverture tel que celle de Tuck *et al.* (2014), focalisée sur la biodiversité et couvrant tous les groupes taxonomiques et toutes les régions du monde. A partir de l'analyse de 94 études et 184 observations, cette méta-analyse a montré qu'en moyenne la richesse spécifique était 34% plus élevée sous label bio qu'en agriculture conventionnelle. Ce chiffre est retrouvé dans d'autres méta-analyses, soit plus anciennes (Bengtsson *et al.*, 2005 : +50% pour l'abondance et +30% pour la richesse spécifique) soit plus récentes mais avec un nombre d'études plus faible car abordant d'autres questions que les seuls effets du label bio sur la biodiversité (Smith *et al.*, 2019 : +38% et +26% ; Smith *et al.*, 2020 : +38% et +38%, pour l'abondance et la richesse spécifique respectivement).

Nous n'avons pas réalisé de méta-analyse de second ordre sur le corpus de 57 articles, mais à titre informatif 42 études montrent des effets uniquement positifs, les autres montrant des effets variables, qui incluent presque toujours des effets positifs sur au moins une partie des groupes taxonomiques ou des contextes environnementaux. Quelques rares études montrent une absence d'effet ou un effet négatif de l'agriculture biologique sur la biodiversité (e.g. 4% des cas analysés dans Stein-Bachinger *et al.* (2021) montrent un effet négatif). Outre une variabilité des effets de l'agriculture biologique entre taxons et contextes (voir ci-dessous), ces effets qui sortent de la tendance générale sont souvent expliqués par une grande hétérogénéité du groupe « agriculture conventionnelle », qui peut contenir des parcelles ou exploitations très extensives, et utilisant peu, voire pas, de pesticides et de fertilisation sans pour autant être labellisées en bio. C'est le cas par exemple des études de Petit *et al.* (2016) et Knudsen *et al.* (2017) sur la flore adventice.

Liens avec les pratiques

Les auteurs des études apportent des explications possibles pour justifier l'abondance et la richesse spécifique plus importantes en bio. Dans la très grande majorité des cas, ces causes sont supposées, c'est-à-dire évoquées dans la discussion des articles sans démonstration formelles à l'appui. Ceci est notamment dû au fait que les méta-analyses se focalisent par nature plus sur l'analyse de la convergence des résultats obtenus dans différentes études, que sur la

démonstration des facteurs explicatifs de ces résultats. C'est ce constat qui nous a poussés à analyser la littérature cherchant à mettre en évidence l'impact avéré des pratiques, comme causes possibles des impacts différenciés sur la biodiversité dans le chapitre 3.

Les spécificités des exigences du cahier des charges bio arrivent en tête des explications proposées. Selon les auteurs, l'absence de pesticides de synthèse y compris herbicides (respectivement 43% et 27% des articles analysés, Tableau 2-3) dans les exploitations biologiques est la principale raison avancée pour expliquer la plus grande richesse en espèces et la plus grande fréquence des espèces rares ou à valeur naturelle dans les parcelles biologiques (Aavik et Liira, 2010). Les molécules de synthèse sont invoquées comme ayant un effet néfaste direct sur les organismes (métabolisme, physiologie ; Tuck *et al.*, 2014). Le cahier des charges bio interdit par ailleurs l'usage d'engrais minéraux au profit de fertilisants organiques. La différence de nature des fertilisants est ainsi mise en avant dans 27% du corpus étudié (Montanez et Amarillo-Suarez, 2014 ; Tuck *et al.*, 2014 ; Caro *et al.*, 2016 ; Smith *et al.*, 2020 ; Bengtsson *et al.*, 2005 ; El Bilali, 2020 ; Christel *et al.*, 2021) pour tenter d'expliquer les effets positifs du cahier des charges bio sur la biodiversité.

La littérature scientifique étudiée cite aussi un ensemble de pratiques qui ne sont pas imposées strictement par le cahier des charges mais qui sont davantage présentes dans les exploitations labellisées en agriculture biologique (Christel *et al.*, 2021). Ainsi, ont été mis en avant l'allongement et la diversification des rotations (Tyser *et al.*, 2021), la gestion des abords de parcelles (Lichtenberg *et al.*, 2017), la diversification des productions en infra-parcellaire (Tyser *et al.*, 2021) et enfin l'introduction de couverts végétaux en inter-culture (dans l'espace ou le temps ; Mayer *et al.*, 2008 : respectivement 25%, 16%, 11%, 9%, 7% du corpus analysé, Tableau 2-3). Lorsque des précisions sont données sur les mécanismes, les articles expliquent que ces pratiques modifient les habitats des différents organismes étudiés ainsi que les ressources trophiques disponibles. Les amendements organiques, le travail du sol ainsi que les couverts végétaux améliorent principalement les propriétés du sol : limitation des tassements et amélioration de la structure du sol, augmentation de la quantité et qualité de la matière organique, etc. Les rotations culturales plus longues et les couverts végétaux sont aussi invoqués pour leur effet positif sur la préservation des ressources alimentaires (pollen...) et sur la variété des conditions écologiques et microclimatiques (Tuck *et al.*, 2014).

Tableau 2-3. Effectif d'articles évoquant les pratiques culturales pour expliquer les effets des labels sur la biodiversité parmi les 44 méta-analyses et broad-reviews étudiées (hors ACV) (Annexe 2-1).
Les pratiques marquées par un astérisque sont les pratiques directement imposées par le label bio.

Pratiques culturales	Effectif	%
Arrêt des pesticides de synthèse en général*	19	43%
Arrêt des herbicides*	12	27%
Arrêt des fertilisants minéraux et passage aux fertilisants organiques*	12	27%
Limitation du labour	11	25%
Modifications des rotations	7	16%
Limitation de l'entretien des bordures et des zones non cultivées	5	11%
Introduction de diversité infra-parcellaire	4	9%
Couverts végétaux naturels/semés	3	7%
TOTAL	44	

Variabilité des résultats observés

Les pratiques évoquées, qui font globalement consensus dans la littérature scientifique (voir chapitre 3), couvrent cependant une variabilité de réponses entre groupes d'espèces (1), entre contextes (2), entre types de production (3), entre types de paysages (4) et dans le temps (5), comme décrit ci-dessous. Toutefois, la mise en évidence des effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité peut être compliquée par la variabilité de la disponibilité des données (forts biais taxonomiques ou sur les types de culture les plus étudiés par exemple, cf. ci-dessus et limites ci-dessous).

(1) **Les bénéfices de l'agriculture biologique sont variables entre groupes d'espèces**, avec par exemple des effets plus importants pour les plantes (et donc le groupe des producteurs primaires, Tuck *et al.* (2014) et Figure 2-6), les pollinisateurs ou les prédateurs. L'effet le plus important sur les plantes est souvent interprété comme un effet bénéfique de l'absence d'herbicides, qui peut se répercuter sur les pollinisateurs, lesquels trouvent dans les parcelles sous label bio un environnement moins contaminé en insecticides mais aussi avec plus de ressources florales grâce aux adventices présentes. Pour les organismes du sol, les résultats sont plus contrastés. Tuck *et al.* (2014) n'observent pas d'effets significatifs du label bio sur les décomposeurs, qui dans cette étude consistent majoritairement en de la faune du sol – les microorganismes (bactéries, archées et champignons) étant nommés à une moindre échelle. Ils interprètent cette absence d'effet en faisant l'hypothèse que le type et la structure des sols ont un effet plus structurant que le système de culture. Selon les auteurs, un travail du sol plus important pourrait également expliquer que l'agriculture biologique ne soit pas toujours favorable à la faune du sol. Une revue plus récente (Christel *et al.*, 2021) montre cependant que l'abondance de la faune et des microorganismes du sol est plus élevée en agriculture biologique qu'en conventionnel, avec 75% des mesures correspondantes montrant cette augmentation. De même, cette étude montre que la diversité des microorganismes totaux est plus élevée en agriculture biologique qu'en conventionnel, puisque 87% des mesures montrent un effet positif de l'agriculture biologique en comparaison avec le conventionnel. L'activité des microorganismes est elle aussi fortement stimulée en agriculture biologique, avec 83% des mesures montrant un effet positif de l'agriculture biologique en comparaison au conventionnel.

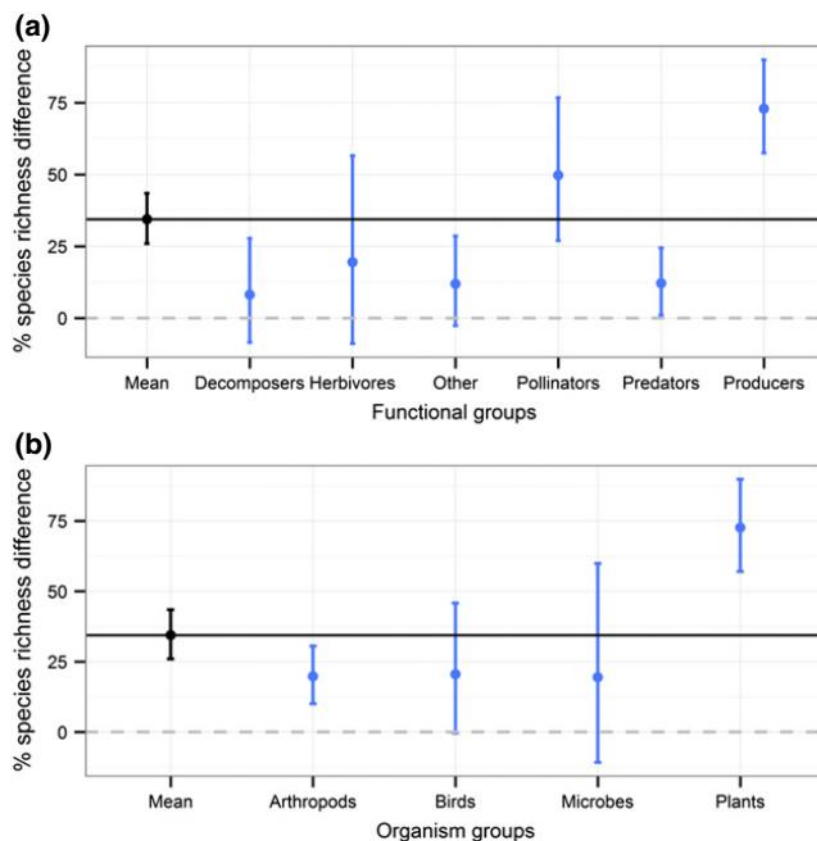


Figure 2-6. Différence de la richesse spécifique (%) dans les fermes certifiées en agriculture biologique, par rapport aux exploitations conventionnelles, classées : **(a)** par groupe fonctionnel (n : décomposeurs = 19, herbivores = 6, autres = 27, pollinisateurs = 21, prédateurs = 49, producteurs = 62); **(b)** par groupe d'organismes (n : arthropodes = 89, oiseaux = 17, microbes = 6, plantes = 62). La moyenne générale est en noir, rappelée par la ligne noire. La ligne en pointillé indique le zéro. Les intervalles de crédibilité à 95% sont calculés à partir des erreurs standard a posteriori. Figure tirée de Tuck *et al.* (2014).

(2) **Les effets positifs de l'agriculture biologique sont parfois dépendants de la localisation dans l'espace agricole** : pour la richesse en plantes vasculaires par exemple, les effets sont plus marqués à l'intérieur des parcelles (+55 à 78% ; Kolarova *et al.*, 2013 ; Tyser *et al.*, 2021) que dans les bordures de parcelles (+11% ; Aavik et Liira, 2010). Ces résultats sont cohérents avec la revue de synthèse de Stein-Bachinger *et al.* (2021), produisant des résultats quantitatifs, bien que ne suivant pas la méthodologie de la méta-analyse : effet du bio de +304% pour la médiane de la richesse spécifique dans la parcelle, plus important que sur le bord de la parcelle (+94%) ou dans la bordure (+25%). Ce phénomène est expliqué par le fait qu'en bordure de parcelle, la pression de traitement est moindre en parcelle conventionnelle du fait d'une certaine imprécision du placement des pulvérisateurs.

(3) **L'importance des effets positifs du label bio semble dépendante du type de production considéré**. Les effets les plus favorables sont dans les grandes cultures céréalières, et des effets modérés (maraîchage) voire absents en prairie ou arboriculture (Tuck *et al.*, 2014 ; Figure 2-7). L'effet plus marqué en cultures céréalières est expliqué par des pratiques très intensives dans ce type de production en conventionnel, contrairement par exemple aux prairies où le contraste de pratiques entre bio et conventionnel est probablement plus faible. Les effets modérés ou absents en arboriculture, viticulture ou en maraîchage pourraient être liés au faible nombre d'études sur ces types de production. Cette absence d'effet pourrait aussi être reliée à la forte biodiversité spatio-temporelle dans les parcelles de ces types de production. Ainsi les cultures pérennes en rang, comme c'est le cas en arboriculture ou viticulture, présentent régulièrement des espaces en inter-rangs et des bordures fortement herbacées qui peuvent abriter une riche biodiversité. *A contrario*, ces productions en bio peuvent faire l'objet d'un fort nombre de traitements au cuivre ou au soufre qui ne sont pas sans effets sur les organismes. Cependant, les grands types de production à l'échelle mondiale sont assez bien représentés dans ces études, avec toutefois une sous-représentation des oléagineux et des plantes à fibres (Tuck *et al.*, 2014), et une sous-représentation des cultures tropicales liée à la sous-représentation des tropiques (cf. Figure 2-3).

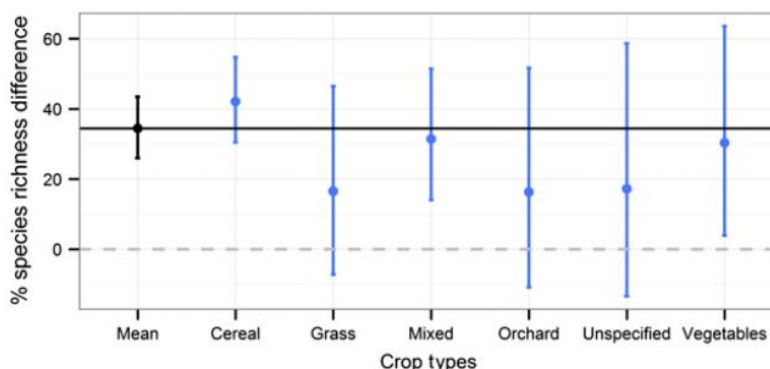


Figure 2-7. Différence de la richesse spécifique (%) dans les fermes biologiques certifiées en agriculture biologique, par rapport aux exploitations conventionnelles, classées par types de cultures (n : céréales = 100, prairies = 13, mixte = 40, verger = 9, non spécifié = 6, légumes = 16). La moyenne générale est en noir, rappelée par la ligne noire. La ligne en pointillé indique le zéro. Les intervalles de crédibilité à 95% sont calculés à partir des erreurs standard a posteriori. Figure tirée de Tuck *et al.* (2014).

(4) **Les effets sur la biodiversité dépendent de la diversité du paysage**. Il est en effet maintenant bien documenté que les assemblages d'espèces de nombreux groupes d'organismes dans les paysages agricoles dépendent de la quantité d'habitats semi-naturels comme les haies, les prairies permanentes ou les forêts et les zones humides. En effet, ces habitats servent généralement d'habitats sources¹ et façonnent le pool d'espèces à l'échelle du paysage via leur rôle clé dans la fourniture de refuges, de sites d'hivernation, de site de reproduction ou de ressources alimentaires (Tscharntke *et al.*, 2005, 2008 ; Landis *et al.*, 2000 ; Rusch *et al.*, 2010). Par ailleurs, les pratiques agricoles à l'échelle de la parcelle agissent bien souvent comme des filtres locaux permettant de révéler ou non les effets du contexte

¹ Lorsque le taux d'accroissement démographique local est supérieur à 1, on parle d'habitat-source.

paysager. Partant de ce constat, et d'effets *a priori* plutôt positifs des pratiques de l'agriculture biologique, il semble raisonnable de poser l'hypothèse d'une modulation par le contexte paysager des effets locaux du bio sur la biodiversité (Tscharntke *et al.*, 2005, 2021). Ce contexte paysager est évalué sous l'angle des métriques de composition (par exemple pourcentage d'éléments semi-naturels, ou au contraire de parcelles cultivées, dans le paysage environnant) ou de configuration (par exemple taille des parcelles) du paysage. Le sens de cette interaction entre agriculture biologique et paysage est cependant lui-même variable entre études. Dans les méta-analyses multi-groupes de Tuck *et al.* (2014) ainsi que de Smith *et al.* (2020), les bénéfices du label bio sur la biodiversité sont plus élevés dans un contexte paysager très simplifié, alors que dans celle de Lichtenberg *et al.* (2017), se focalisant sur les arthropodes, c'est au contraire dans les paysages les plus diversifiés que l'effet du label bio est le plus fort. Une telle variabilité des effets du paysage est classique, et a été expliquée par une hypothèse de complexité intermédiaire du paysage (« *intermediate landscape-complexity hypothesis* », Tscharntke *et al.*, 2021) qui stipule que les effets attendus d'une gestion en faveur de la biodiversité (dont le bio) sont maximum dans un paysage de complexité intermédiaire. En effet, dans des paysages très diversifiés, comprenant notamment beaucoup d'éléments semi-naturels stables qui sont des sources importantes d'organismes sauvages, la recolonisation/*spillover* est rapide y compris dans les parcelles très perturbées, et la différence attendue bio-conventionnel est faible. Au contraire, dans les paysages très simplifiés (uniformément cultivés, « *cleared* »), la quasi-absence de populations viables d'espèces sauvages fait que mêmes les parcelles en bio sont peu colonisées, malgré des pratiques favorables à la biodiversité. Cette hypothèse est plutôt validée sur le plan expérimental dans la littérature. En effet, plusieurs méta-analyses montrent que les effets locaux de l'agriculture biologique ont tendance à être plus élevés dans les paysages de complexité intermédiaire (dominés par les cultures ou avec de grandes parcelles cultivées) que dans des paysages extrêmement simplifiés ou très complexes (Batory *et al.*, 2011 ; Smith *et al.*, 2020 ; Tuck *et al.*, 2014). D'autres explications mobilisent la taille des parcelles, qui est souvent corrélée à l'intensification des pratiques agricoles (Smith *et al.*, 2020). Le plus grand bénéfice de l'agriculture biologique sur la biodiversité observée dans les grandes parcelles peut donc s'expliquer par un plus grand écart dans l'application de pesticides et de pratiques hors cahier des charges entre bio et agriculture conventionnelle dans ce contexte (Smith *et al.*, 2020).

(5) Enfin, les effets positifs du bio sur la biodiversité peuvent varier dans le temps : selon la durée de pratiques bio depuis la date de conversion. Cette variabilité dépend aussi des composantes de la biodiversité qui sont mesurées. Par exemple, Jonason *et al.* (2011) montrent sur 60 exploitations suédoises que les effets positifs de l'agriculture biologique sur la richesse spécifique en plantes et en oiseaux sont immédiats, mais que l'abondance des papillons augmente continûment pendant 25 ans. Tsutsui *et al.* (2018) montrent une saturation de l'augmentation d'abondance pour la plupart des espèces d'arthropodes dans des parcelles de riz après 10 ans. De plus, les changements au cours du temps peuvent n'être pas monotones, avec par exemple une diminution transitoire de l'activité de certains taxons, tels que les chauves-souris au moment de la conversion en bio (Fialas *et al.*, 2023), ou un pic d'abondance et de diversité des papillons de nuit après la conversion (Jonason *et al.*, 2013).

Effets spatiaux de la part d'agriculture biologique dans un paysage

Une écrasante majorité d'études sur les effets des pratiques de l'agriculture biologique sur la biodiversité est réalisée à l'échelle de la parcelle et dans un contexte où le bio est largement minoritaire. En raison de la dynamique spatiale et temporelle des méta-communautés, on peut attendre des effets non linéaires de l'augmentation des surfaces en bio à l'échelle du paysage. Dit autrement, les effets attendus du bio à l'échelle des paysages sur la biodiversité pourraient être supérieurs (par exemple via l'effet des pesticides au-delà des parcelles où ils sont appliqués), ou inférieurs (par exemple du fait de la saturation de la richesse spécifique à l'échelle du paysage), à la somme des effets estimés par unité de surface dans les études ne considérant que les modes de conduite à l'échelle parcellaire. Bien que centrale, l'estimation des effets du changement d'échelle de l'agriculture biologique a reçu relativement peu d'attention dans la littérature. Les quelques études sur la question (détaillées ci-dessous) concluent : (i) qu'il existe un effet plutôt positif de la proportion de bio dans le paysage sur la biodiversité mais que les effets sont variables entre les taxons ; (ii) les tailles d'effets du bio enregistrées à l'échelle des parcelles bio et celles à l'échelle des paysages sont équivalentes. Les

effets semblent plus que cumulatifs pour une partie des taxons étudiés (notamment pour les plantes) mais pas pour d'autres (notamment pour les arthropodes); (iii) les effets d'interactions entre échelles spatiales (i.e., parcelle, paysage, région) semblent être très présents et variables entre taxons.

Pour les plantes, nous avons dénombré cinq études (Gabriel *et al.*, 2010 ; Rundlof *et al.*, 2010 ; Henckel *et al.*, 2015 ; Gosme *et al.*, 2012 ; Petit *et al.*, 2016). Ces études rapportent en majorité un effet positif de la proportion d'agriculture biologique dans le paysage sur la diversité et/ou l'abondance des plantes, avec des tailles d'effets équivalentes entre l'effet à l'échelle de la parcelle cultivée en agriculture biologique et l'effet de la proportion d'agriculture biologique dans le paysage. Ainsi, Henckel *et al.* (2015) ou Rundlöf *et al.* (2010) montrent que les niveaux de diversité des plantes en bordures de parcelles conventionnelles situées dans des paysages comportant une surface significative (> 20%) en agriculture biologique sont équivalents aux niveaux de diversité retrouvés dans des parcelles conduites en bio situées dans des paysages dominés par l'agriculture non biologique. Par ailleurs, la diversité des plantes dans des parcelles bio localisées dans des paysages ayant un taux conséquent d'agriculture biologique est nettement supérieure à toutes les autres situations, suggérant des effets bénéfiques plus que cumulatifs de l'agriculture biologique à l'échelle du paysage.

Pour les arthropodes, nous avons dénombré neuf études ayant exploré les effets locaux et paysagers de l'agriculture biologique. Elles portent sur les arthropodes prédateurs ou pollinisateurs : Gabriel *et al.* (2010) ; Puech *et al.* (2015) ; Djoudi *et al.* (2018) ; Djoudi *et al.* (2019) ; Muneret *et al.* (2019a ; 2019b) ; Inclán *et al.* (2015) ; Lefebvre *et al.* (2016) mais aussi Wintermantel *et al.* (2019). Les résultats diffèrent un peu de ceux pour les plantes avec des résultats plus variables entre taxons. En effet, on recense parmi les études environ autant d'effets positifs que nuls de l'agriculture biologique dans le paysage sur la diversité ou l'abondance des différents groupes d'arthropodes. Ainsi, Gabriel *et al.* (2010) rapportent des effets positifs plus que cumulatifs à l'échelle du paysage sur l'abondance des bourdons, tandis que l'abondance des syrphes semble être défavorisée par l'agriculture biologique au niveau parcellaire mais favorisée par le bio dans le paysage. Les effets du bio ne se cumuleraient donc pas toujours à travers les échelles. Les études soulignent l'importance de considérer les traits écologiques des espèces pour comprendre les effets mesurés du bio dans le paysage. Quelques études s'étant intéressées à certaines fonctions écologiques suggèrent un effet positif important de la proportion de bio dans le paysage. C'est le cas de la production de miel grâce au maintien d'une ressource en fleurs qui est importante pour l'abeille domestique (Wintermantel *et al.*, 2019), ou de la régulation des bioagresseurs des cultures grâce au maintien de communautés de prédateurs riches et abondantes (Muneret *et al.*, 2019a).

2.2.3. Résultats pour les autres labels terrestres

Parmi les 80 articles traitant **d'appellations d'origine et d'indications géographiques (IGP, AOP, AOC, STG)** dans notre requête bibliographique, aucun n'aborde les impacts de ces labels sur la biodiversité sauvage. Ces signes de qualité labellisent des produits qui ont un lien étroit avec leur lieu géographique de production ou fabrication en respectant un savoir-faire particulier. L'appellation d'origine a été créée au début en 1905 pour lutter contre la fraude puis l'appellation d'origine contrôlée (AOC de vins) est apparue en 1935. Ces labels étant par nature locaux et spécifiques d'un produit, leur étude est moins générique que dans le cas du label bio. Ils sont notamment peu étudiés dans des méta-analyses. En revanche, on trouve souvent le terme biodiversité dans les articles, mais ce terme sert alors à désigner la microflore naturelle des vins ou des fromages, sujette à de nombreuses études, ou l'agrobiodiversité, avec un angle génétique important (variétés ou races locales par exemple).

Notre exploration de la littérature académique croisant label et biodiversité n'a pas fait ressortir d'articles (ou trop peu) nous permettant d'étudier le lien entre la biodiversité sauvage et les labels suivants : **Label rouge**, ProTerra, **Haute Valeur Environnementale**, Max Havelaar, Sustainable Beef Production Standard, Global Roundtable for Sustainable Beef, Better Sugarcane Initiative, 4C Coffee Association, Round Table on Responsible Soy, Fairtrade, International sustainability and carbon certification, Voluntary Sustainability Standard.

Un petit nombre d'articles issus de notre requête (8 au total, cf. Annexe 2-1) traitent de **Rainforest Alliance** (3 articles) et de **Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO)** (5 articles). Ces deux labels ne ciblent pas forcément les mêmes agriculteurs (agriculture à petite échelle *versus* firmes) mais ont en commun l'objectif de protéger des éléments naturels ou du moins peu anthropisés d'une mise en culture intensive. Pour **Rainforest Alliance**, on note dans les études sur café ou thé de Mas et Dietsch (2004), Haggard *et al.* (2017) et Willemen *et al.* (2019) des effets globalement positifs, mais variables, de la certification sur différentes classes d'EBV (communautés, fonctions ou services écosystémiques). Une meilleure appréhension de la richesse des habitats naturels environnants, des pratiques sous-jacentes et du lien des labels aux pratiques, et un monitoring, sont nécessaires. Pour **Roundtable on Sustainable Palm Oil**, les quelques études identifiées ne donnent pas de tendance univoque sur l'effet du label. Dans certains cas, on observe des taux de déforestation moyens comparables sous label et hors label en Indonésie (Noojipady *et al.*, 2017), ou bien un déclin de la densité d'orangs-outans identique dans les plantations certifiées et non certifiées à Kalimantan (Morgans *et al.*, 2018). Dans d'autres cas, on observe un impact positif de la certification sur la réduction du taux de déforestation à Kalimantan (Carlson *et al.*, 2018). Mais à l'inverse, on observe une déforestation plus élevée dans les plantations certifiées en Indonésie, Malaisie et Papouasie Nouvelle Guinée (Gatti *et al.*, 2019), ou un effet négatif sur l'hétérogénéité du paysage dans la péninsule malaise, en lien avec la taille des plantations (Azhar *et al.*, 2015). Les différents auteurs s'accordent cependant sur les niveaux importants de déforestation observés juste avant la certification dans les plantations certifiées.

2.2.4. Résultats pour le corpus « Analyse du cycle de vie » (ACV)

2.2.4.1. Méthodes d'évaluation des impacts sur la biodiversité, utilisées en ACV

Méthodes qualitatives et quantitatives

L'ACV et les méthodes apparentées (de type empreinte) occupent une place dominante dans l'évaluation environnementale des produits manufacturés et sont utilisées par les politiques de verdissement de la consommation. En France, l'ACV a été largement mobilisée dans les travaux préfigurateurs de l'affichage environnemental des produits alimentaires (l'ADEME a constitué depuis 10 ans une base de données, Agribalyse, et anime un GIS Revalim dédié aux aspects méthodologiques). Le corpus des études fondées sur l'ACV a donc fait ici l'objet d'une analyse spécifique.

Bien que de très nombreuses études ACV comprennent une évaluation des impacts sur les ressources naturelles, y compris la biodiversité, au niveau dommage (*endpoint*), peu encore mettent effectivement en œuvre des méthodes de caractérisation des impacts sur la biodiversité au niveau *midpoint*, c'est-à-dire directement sur le lieu de production, dans la parcelle agricole ou en mer par exemple. Diverses revues (Cordella *et al.*, 2022 ; Crenna *et al.*, 2020 ; Damiani *et al.*, 2023) ont été récemment publiées sur cette prise en compte de la biodiversité en ACV et mettent en exergue les différences conceptuelles et les limites persistantes des méthodes. Du fait du manque de consensus et d'opérationnalisation de ces méthodes, les études ACV comparant les impacts de différents modes de production incluant des labels ne caractérisent que très rarement les impacts *midpoint* sur la biodiversité. Ainsi, parmi les 53 articles du corpus initial, douze seulement présentaient des résultats originaux sur les impacts sur la biodiversité en comparant des systèmes agricoles, quatre autres études étaient des revues, et une dernière comparait la production de fibres non certifiées issues de forêts ou de cultures. Les autres études ne comparaient pas différents modes de production ou ne mentionnaient la biodiversité qu'en termes de piste d'amélioration dans les discussions ou conclusions.

Bien que le corpus ACV-label-biodiversité de cette revue soit limité, il permet d'appréhender les différences entre les approches ACV historique, telles que SALCA-BD (*Swiss Agricultural Life Cycle Assessment* - BioDiversity), et les développements parmi les plus récents et plébiscités (eg. Chaudhary et Brooks, 2018). L'ACV adopte deux approches méthodologiques principales pour l'évaluation des impacts intermédiaires « *midpoint* » sur la biodiversité : i) une approche locale basée sur des critères semi-qualitatifs et des dires d'experts (n = 4 études) ; ii) une approche globale basée sur des impacts quantifiés liés à l'utilisation des terres et au changement d'affectation des terres (n = 7 études).

Cette deuxième approche trouve un écho similaire dans le monde marin avec une méthode d'impact sur les fonds marins (Woods et Verones, 2019), reprise dans un cas d'étude non traité dans le corpus MSC (Wermeille *et al.*, 2024). Finalement, une étude (n = 1 étude) s'est également appuyée sur l'approche globale *midpoint* tout en la combinant avec d'autres chemins d'impact pour calculer un impact final « *endpoint* » (Head *et al.*, 2014). Contrairement à la majorité des études vues dans le cadre de cette expertise collective, les études ACV mesurent plus rarement les effets locaux et directs des labels sur la biodiversité. Dans la première approche, l'analyse semi-qualitative requiert des mesures locales. En revanche, dans la deuxième approche, celle plus courante et commune à l'ensemble des impacts, les indicateurs utilisés sont des indicateurs d'effet prédictifs selon la typologie de Bockstaller *et al.* (2019). Il s'agit donc essentiellement de méthodes de types *a priori* (cf. section 2.3.2.2, Figure 2-8). D'ailleurs, l'ACV ne permet de calculer que des impacts potentiels.

Deux études (Nemecek *et al.*, 2011 ; Prechsl *et al.*, 2017) ont utilisé l'approche semi-qualitative SALCA Biodiversity (SALCA-BD) développée par Jeanneret *et al.* (2014). Cette méthode est née et a été évaluée avec des données de terrain dans le contexte suisse (Klein *et al.*, 2023) comme dans d'autres contextes européens (Lüscher *et al.*, 2017). Elle s'inscrit dans le cadre plus large de la méthode SALCA. SALCA implique divers modèles opérationnels, comme SALCA-P pour les pertes de phosphore ou SALCA-SQ pour l'évaluation de la qualité des sols, couramment utilisés en ACV. Le système expert SALCA-BD se concentre spécifiquement sur la relation entre les pratiques agricoles et les groupes d'espèces indicatrices, englobant onze groupes taxonomiques (plantes et animaux). Chaque combinaison d'option de gestion et de groupe d'espèces indicatrices se voit attribuer un taux d'effet (1 à 5) pondéré par un coefficient moyen (0,5 à 10), représentant l'adéquation de l'habitat local et la sensibilité aux pratiques. Les scores obtenus sont intégrés dans d'autres indicateurs d'impact ACV.

Deux autres études (Haas *et al.*, 2001 ; Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010) ont également utilisé des systèmes experts pour étudier l'élevage bovin en Allemagne. Les deux études faisaient référence au même travail de thèse (Friebe, 1998), mais avec des interprétations différentes. La mise en œuvre du système expert était spécifique au site et à l'étude, impliquant différents indicateurs et échelles d'évaluation. Dans Haas *et al.* (2001), l'objectif était d'analyser les perceptions des agriculteurs, via des indicateurs auto-définis, afin d'optimiser leurs stratégies plutôt que de fournir une évaluation complète de l'impact sur la biodiversité. De même, Muller-Lindenlauf *et al.* (2010) se sont concentrés sur les facteurs déterminants au niveau de l'exploitation agricole, s'opposant aux indicateurs d'état en raison des conditions spécifiques au site qui pourraient éclipser les effets des pratiques.

Huit études supplémentaires ont adopté une approche quantitative standardisée d'ACV basée sur les flux élémentaires d'utilisation des terres, évaluant les pertes potentielles de biodiversité exprimées en fraction potentielle d'espèces disparues (PDF) ou en score de dommages. Un cadre d'impact dédié à l'utilisation des terres, faisant la distinction entre la transformation des terres (LUC, *Land Use Change*) et l'occupation des terres (LU, *Land Use*), a été développé en ACV (de Baan *et al.*, 2013 ; Koellner *et al.*, 2013 ; Canals *et al.*, 2007). Les impacts sont relatifs à un état de référence dans chaque contexte de biome donné, ce qui évite en partie de masquer les effets des pratiques du fait de conditions spécifiques aux sites (Muller-Lindenlauf *et al.*, 2010). Étant donné que les deux, LU et LUC, peuvent avoir un impact significatif sur la biodiversité, ce cadre est pertinent mais contraignant car les données sont rarement disponibles dans les inventaires de cycle de vie. Une seule de ces études (Head *et al.*, 2014) a agrégé les impacts au niveau *endpoint* sur la base de la méthode RECIPE LCIA, par exemple en intégrant les impacts du changement climatique sur la biodiversité sur la base de facteurs de caractérisation liés à l'augmentation de la température.

Les facteurs de caractérisation

Les facteurs de caractérisation à la base d'une évaluation en ACV, traduisent le lien entre interventions et impacts. Dans ce cadre conceptuel du LULUC en ACV, ces interventions sont renseignées en flux de transformation et/ou d'usage ou occupation des sols. Le calcul d'impact repose sur les valeurs de biodiversité attribuées à chacun de ces flux et les différences dues aux écarts à la référence ou à un usage précédent. Les problèmes et les divergences entre les études reposent sur l'exactitude et la précision intégrées dans les facteurs de caractérisation qui traduisent ces différences de

valeurs de biodiversité. Les facteurs de caractérisation ont été développés, et sont continuellement mis à jour, à l'aide de diverses bases de données. En fonction de l'état des connaissances et de l'étendue géographique et techniques des bases de données, ces facteurs sont plus ou moins pertinents et exhaustifs en termes de prise en compte des dimensions de la biodiversité, des effets des pratiques agricoles ou plus largement de divers modes de gestion des terres.

La plupart des études du corpus se sont appuyées sur la modélisation des facteurs de caractérisation par De Schryver *et al.* (2010) : c'est-à-dire Battini *et al.* (2016) ; Guerci *et al.* (2013) ; Head *et al.* (2014) ; Tuomisto *et al.* (2012). Les autres études reposaient sur des approches similaires quoique sensiblement différentes (de Baan *et al.*, 2013, *in* Mueller *et al.*, 2014 ; Schmidt, 2008, *in* Sandin *et al.*, 2013 ; Schmidt et De Rosa, 2020 ; Knudsen *et al.*, 2017, *in* Knudsen *et al.*, 2019). Une dernière étude s'est appuyée sur une autre méthode, basée sur le même cadre mais introduisant un certain raffinement régional dans l'élaboration des facteurs de caractérisation (Chaudhary et Brooks, 2018, *in* Tidåker *et al.*, 2021).

La richesse en espèces de plantes vasculaires est la principale mesure de biodiversité utilisée en raison de la disponibilité des données mondiales, même si des inquiétudes ont été soulevées quant à sa corrélation avec d'autres groupes taxonomiques (Weibull *et al.*, 2003, *in* Tuomisto *et al.*, 2012 ; Knudsen *et al.*, 2019). D'ailleurs, d'autres propositions ont été élargies à d'autres taxa (e.g. Mueller *et al.*, 2014), jusqu'à cinq dans Chaudhary et Brooks (2018), i.e. plantes, mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles. D'autre part, les méthodes de calcul de la richesse en espèces varient et certaines études la pondèrent en fonction de facteurs tenant compte du caractère irremplaçable et de la vulnérabilité des espèces. Les facteurs de caractérisation sont encore imparfaits et en cours d'amélioration. Ils sont soit incomplets, faute de connaissances sur les mécanismes ou de bases de données suffisantes, soit délicats à mettre en œuvre du fait du manque de transparence sur leurs domaines de validité et les incertitudes associées. Par exemple, les facteurs de caractérisation modélisés par De Schryver *et al.* (2010) étaient basés sur des données d'utilisation des terres provenant d'Angleterre uniquement et peu détaillés, avec des risques d'inadéquation avec les pratiques et/ou les milieux étudiés. Par la suite, l'approche a été harmonisée et appliquée à six pays d'Europe pour mieux représenter les usages des sols et pratiques dans le biome tempéré exploré (Knudsen *et al.*, 2019). Dans la même veine, les améliorations proposées par le GLAM 3 permettent de mieux représenter les divers contextes et usages de par le monde. Néanmoins, les raffinements proposés par Knudsen *et al.* (2017) sont encore loin d'être applicables à l'échelle globale.

Dans le corpus étudié, aucune étude n'appliquait la méthode de Lindner *et al.* (2019), qui se base sur le même cadre conceptuel LULUC mais utilise d'autres métriques pour caractériser les impacts sur la biodiversité. Cette méthode a néanmoins été mise en œuvre dans un cas d'étude ayant fait l'objet d'une étude ADEME dans le cadre de l'affichage environnemental (Lindner *et al.*, 2022).

2.2.4.2. Comparaison des impacts sur la biodiversité à travers les systèmes et les méthodes

Dans les études semi-qualitatives, les indicateurs de biodiversité ont été systématiquement évalués au niveau de l'exploitation agricole, même lorsque d'autres indicateurs ACV étaient rapportés par hectare ou par unité de production. La déconnexion des échelles des différents indicateurs renforce la nécessité d'assurer la cohérence de la gestion sur l'ensemble d'une exploitation agricole selon une norme donnée lors de l'évaluation des impacts standards (Nemecek *et al.*, 2011). Parmi ces études, les systèmes en agriculture biologique ont systématiquement démontré de meilleurs scores globaux en matière de biodiversité que les systèmes plus intensifs, y compris les systèmes d'agriculture intégrée (Nemecek *et al.*, 2011 ; Prechsl *et al.*, 2017). Les bénéfices de l'extensification primaient également au sein des divers systèmes d'agriculture biologique (Nemecek *et al.*, 2011 ; Haas *et al.*, 2001). Les scores et valeurs de biodiversité totale pour la plupart des groupes d'espèces indicatrices étaient systématiquement plus élevés pour les systèmes agricoles biologiques que pour les systèmes agricoles conventionnels dans les études utilisant l'approche SALCA-BD (Nemecek *et al.*, 2011 ; Prechsl *et al.*, 2017). L'absence de pesticides synthétiques, en particulier d'herbicides, était le principal facteur discriminant avec des impacts positifs sur la flore, les oiseaux, les carabes, les araignées et les abeilles sauvages.

Les fongicides, les régulateurs de croissance, le désherbage mécanique et les engrais avaient des impacts plus nuancés mais permettant une discrimination supplémentaire entre systèmes, par exemple différenciant systèmes en bio ou biodynamie. Cependant, l'incertitude persiste en raison des indicateurs limités et des larges écarts de valeurs, en particulier concernant des pratiques et indicateurs particulièrement subjectifs tels que ceux liés à l'évaluation de l'esthétique du paysage. Les auteurs insistent ainsi sur la nécessité de développer et d'harmoniser davantage les « métriques du paysage » notamment.

Les impacts sur la biodiversité calculés en fonction de l'utilisation des terres comprenaient à la fois les impacts à la ferme et en amont, et étaient exprimés par ha ou par kg de produit, à l'exception d'un cas où les résultats étaient donnés au niveau de l'exploitation (Tuomisto *et al.*, 2012). Dans le cas de l'ACV du lait, l'unité fonctionnelle a été corrigée en fonction des teneurs en énergie ou en matières grasses et en protéines (Battini *et al.*, 2016 ; Guerri *et al.*, 2013 ; Knudsen *et al.*, 2019 ; Mueller *et al.*, 2014). Dans les études ACV sur la production laitière, bien que les systèmes biologiques aient nécessité jusqu'à deux fois plus de terres agricoles que les systèmes conventionnels, l'impact du lait biologique sur la perte de biodiversité fut nettement plus faible que celui du lait conventionnel (Guerri *et al.*, 2013 ; Mueller *et al.*, 2014). Dans Knudsen *et al.* (2019), ces impacts représentaient le tiers de ceux des systèmes conventionnels. Cela a été attribué à une plus grande diversité d'espèces dans les prairies biologiques, à une proportion plus élevée de recours au pâturage, et à l'impact dominant de la production d'aliments pour animaux, en particulier des concentrés à base de soja dans le lait conventionnel. La mise en œuvre de facteurs de pondération de la biodiversité et de facteurs de vulnérabilité des écosystèmes a influencé de manière significative les impacts sur la biodiversité dans certaines études.

Dans les deux études portant sur les systèmes de culture, l'analyse s'est également étendue au-delà des systèmes agricoles de premier plan (c'est-à-dire de l'exploitation agricole) pour inclure les utilisations des terres associées. Dans Tuomisto *et al.* (2012), l'unité fonctionnelle était une ferme virtuelle de 100 ha produisant une production alimentaire fixe composée de pommes de terre, de céréales et de haricots. La superficie nécessaire à ces productions variait en fonction des rendements des différents systèmes agricoles (biologiques, intégrés et conventionnels). Les systèmes biologiques ont cette fois-ci montré un impact sur la biodiversité légèrement plus élevé que les systèmes intégrés en raison de rendements plus faibles, mais ont eu un impact beaucoup plus faible que les systèmes conventionnels. Les systèmes intégrés, avec des rendements plus élevés combinés à une part plus élevée de forêt naturelle conservée, ont montré les meilleures performances en matière de limitation des risques de perte de biodiversité. Les systèmes conventionnels ont eu les pires impacts sur la biodiversité.

Enfin, dans Tidåker *et al.* (2021), les impacts évalués au niveau de la consommation (kg de légumineuses cuisinées) ont été plus difficilement comparables car nettement plus influencés par les caractérisations régionalisées que les différences entre les systèmes techniques. A titre d'exemple, les systèmes de production biologique de lentilles en Suède avaient moins d'impact que ceux conventionnels en Canada, eux-mêmes moins impactant que les lentilles biologiques produites en Turquie. Mais l'étude ne présente pas de résultats pour des lentilles conventionnelles produites en Suède ou en Turquie. Par ailleurs, l'étude repose sur des données statistiques de la FAO avec une hypothèse globale de réduction de 22% du rendement pour toutes les légumineuses importées en système biologique comparé à leur équivalent conventionnel.

Dans Schmidt et De Rosa (2020), l'huile de palme certifiée a montré un impact plus faible sur la perte potentielle de biodiversité par rapport à l'huile de palme non certifiée. Les résultats sont basés sur un large panel de données primaires sur des plantations et huileries en Indonésie et en Malaisie. L'huile de palme certifiée a un impact 20% inférieur sur la perte potentielle de biodiversité par rapport à l'huile de palme non certifiée du fait de plus grandes surfaces de zones de conservation naturelle. Les critères RSPO incluent en effet la nécessité de préserver des zones à haute valeur de conservation (HCV) en termes de biodiversité ou de valeurs culturelles. L'impact de ces zones de conservation n'implique pas un changement direct d'affectation des terres, mais inclut une déforestation retardée dans la modélisation conséquentielle du changement indirect d'affectation des terres.

2.2.4.3. Limites et perspectives

La portée du corpus « ACV » reste limitée, tant en termes de systèmes agricoles étudiés que de certifications couvertes. Cette limite est d'autant plus flagrante que les certifications sont nombreuses et que les systèmes experts les analysant peuvent également être nombreux compte tenu des modèles *ad hoc* potentiels. De plus, aucune étude n'a été menée sur les systèmes de production marins ou d'eau douce avec des comparaisons de labels. Cependant, cette revue fournit un aperçu représentatif des approches contrastées existantes et des problèmes généraux liés à l'évaluation des impacts sur la biodiversité en ACV.

L'échelle d'évaluation de la biodiversité est fondamentale et fait écho au choix de l'unité fonctionnelle en ACV. Le choix de l'unité fonctionnelle et des limites du système est crucial car il détermine le domaine de validité des résultats d'une étude ACV (étape 1 : « Goal and scope in LCA ISO norms 14040-2006 »). Comme le souligne une étude du corpus, une certification s'applique généralement à une exploitation agricole entière qui doit être gérée de manière cohérente. Il est dès lors nécessaire d'appréhender les impacts de cette certification sur la biodiversité à l'échelle de l'exploitation agricole. Cependant, l'utilisation d'une exploitation comme unité fonctionnelle dans une ACV pose généralement problème du fait de la multifonctionnalité d'une exploitation. Malgré des efforts d'intégration de l'exploitation dans certaines études (e.g. Nemecek *et al.*, 2011 ; Tuomisto *et al.*, 2012), cette multifonctionnalité est généralement prise en compte par attribution, le plus souvent au prorata de la valeur économique, un choix discutable quoique opérationnel. Les compromis entre les unités fonctionnelles basées sur les superficies utilisées ou les productions doivent alors être analysés à la lumière des risques indirects de changement d'affectation des terres et de leurs impacts potentiels, ce qui est intrinsèquement permis par la modélisation conséquentielle en ACV. Celle-ci évalue l'ensemble des effets rebond liés à un changement de système de production à la différence d'une ACV attributionnelle qui évalue les impacts strictement liés au système de production, toutes choses égales par ailleurs. En parallèle, le cadre conceptuel des services écosystémiques en ACV en cours de développement (De Luca Peña *et al.*, 2022 ; Hardaker *et al.*, 2022 ; Othoniel *et al.*, 2019) vise à appréhender un ensemble de services ou fonctions de manière quantitative à l'échelle d'un écosystème, qui peut être une exploitation voire un paysage. Dans un tel cadre conceptuel, l'ensemble des impacts pourrait être appréhendé de manière cohérente, voire additive pour certains, en fonction des services écosystémiques visés selon l'unité fonctionnelle.

Le problème d'échelle est aussi intrinsèque à l'appréhension et à la mesure de la biodiversité. L'approche système expert est fortement ancrée dans le contexte local, ce qui peut faciliter l'appariement entre les critères de certification et les pratiques évaluées. Néanmoins, aucune des études n'a détaillé ce couplage ni discuté de la pertinence et de l'exhaustivité des pratiques et des scores au regard des dispositifs de certification. Au contraire, l'approche quantitative de l'utilisation des terres, compatible avec le cadre d'évaluation de l'impact de l'utilisation des terres de l'ACV, s'applique à l'échelle mondiale afin d'intégrer divers processus dans diverses régions. La pertinence locale de cette approche globale est dès lors entravée par la quantité limitée de données disponibles à l'échelle mondiale pour dériver de nombreux facteurs de caractérisation discrets couvrant tous les contextes, toutes les nuances de pratiques, et tous les systèmes d'exploitation et de certification.

Les approches locales et globales partagent néanmoins des similitudes. Dans les deux cas, les impacts sur la biodiversité sont relatifs ou normalisés par un potentiel maximum ou une référence. Cette référence peut aider à mieux prendre en compte les spécificités intrinsèques du biome. Cependant, le choix de cette référence influence considérablement les résultats (Bessou *et al.*, 2020 ; Cao *et al.*, 2017) et aucune approche ne met en œuvre une quantification d'impact irréversible sur ce potentiel de biodiversité. Enfin, malgré des améliorations continues, les deux approches sont principalement axées sur les espèces, la richesse spécifique (populations d'espèces) étant l'indicateur le plus courant avec certains indicateurs partiels supplémentaires liés aux caractéristiques des espèces. Tant que cette comptabilité proportionnelle aux surfaces reste la porte d'entrée de la prise en compte des impacts sur la biodiversité, les résultats resteront tributaires de la productivité des surfaces. Une approche plus fonctionnelle de la biodiversité, intégrant d'autres échelles et mécanismes, pourrait aider à pallier ce biais, par exemple en se rapprochant d'une quantification des services écosystémiques indispensables à la production agricole. En effet, la dimension fonctionnelle de la

biodiversité était peu abordée dans le corpus, alors qu'elle est fondamentale, notamment dans le cadre conceptuel des services écosystémiques. D'autre part, seuls trois des cinq principaux facteurs de perte de biodiversité de l'IPBES sont communément modélisés dans les impacts *midpoints* et *endpoints* : l'utilisation des terres/le changement de l'habitat, le changement climatique et la pollution de l'environnement (toxicité). Diverses fonctions et d'autres voies d'impact doivent encore être mieux prises en compte en ACV.

Du point de vue plus spécifique de l'évaluation et de la comparaison des certifications, le corpus ne permet pas de conclusion générale. Dans les études expérimentales, les systèmes non biologiques ou conventionnels ont été principalement définis comme ceux qui ne sont pas certifiés « agriculture biologique ». Les systèmes conventionnels peuvent, dans les faits, englober des systèmes très divers recoupant en partie, ou pas, certains standards de certification. Par conséquent, définir un système conventionnel comme opposé à un système certifié mettra l'accent sur les impacts spécifiques du système certifié mais pourrait ne pas être pertinent pour le comparer à un système conventionnel moyen. Des considérations similaires s'appliquent aux plantations de palmiers à huile certifiées RSPO, où les zones de conservation sont obligatoires dans les plantations certifiées mais ne sont pas renseignées dans les inventaires des plantations non certifiées. Pourtant, des zones de conservation, telles que les zones tampons, existent également dans les plantations non certifiées par simple pragmatisme, si bien que l'hypothèse de 0% n'est pas représentative d'une plantation moyenne non certifiée. L'évaluation comparée de systèmes certifiés ou non requiert de mieux définir une typologie des systèmes en fonction des pratiques réglementées ou pas mais également de la plus-value effective et exclusive ou pas des standards de certification sur le terrain.

La communauté ACV continue de déployer des efforts pour tenter de combler le décalage entre sensibilité locale et application globale. Dans ce corpus, il est apparu que des méthodes complémentaires pourraient aider à affiner l'évaluation de l'impact sur la biodiversité et à la rendre plus détaillée et plus pertinente au niveau local pour comparer des certifications. Les travaux en ACV sur le cadre conceptuel des services écosystémiques d'une part, et les travaux en écologie fonctionnelle d'autre part, pourraient fournir des informations supplémentaires sur les pistes permettant d'appréhender plusieurs dimensions de la biodiversité. Réciproquement, plus les dispositifs de certification seraient détaillés en termes de pratiques, d'espèces et de fonctions suivies, plus les ACV pourraient être opérationnalisées et sensibles aux pratiques locales.

2.3. Revue de la littérature "grise" sur les effets des labels sur la biodiversité terrestre

2.3.1. Construction et description du corpus

La constitution du corpus de littérature grise traitant de l'impact des produits alimentaires sous labels sur la biodiversité a été réalisée au travers des étapes suivantes :

1. Une consultation (en réunion suivie de l'envoi d'un questionnaire) des deux comités consultatifs d'acteurs sur leur connaissance de l'existence de rapports et études traitant du diptyque label-biodiversité. Ces deux comités sont composés de représentants de labels, d'associations de consommateurs, d'ONG, de représentants de professionnels, interprofessions et syndicats, de représentants institutionnels, de cabinets d'études et *think tanks*. Les participants nous ont transmis les sources documentaires qu'ils ont jugées intéressantes pour BiodivLabel.
2. Une consultation du groupe d'experts BiodivLabel sur leur connaissance de l'existence de rapports et études traitant du diptyque label-biodiversité.
3. La recherche sur les moteurs de recherche Google et Google Scholar, en français et en anglais, à partir des requêtes suivantes :

- Pour tous types de labels : « Labels et biodiversité »
 - En français : « labels et biodiversité »
 - En anglais : « (label or standard) and biodiversity »
 - Pour les IGP, AOP/AOC, Label Rouge :
 - En français : (« IGP » OR « AOP » OR « AOC » OR « Label Rouge ») AND « biodiversité »
 - En anglais : (« PDO » OR « PGI » or « TSG ») AND « biodiversity »
 - Les signes officiels de qualité étant largement développés en Italie, la requête a aussi été faite en italien : (« DOP » OR « IGP ») and « biodiversità » OR « diversità biologica »
 - Pour l'agriculture biologique (étude complémentaire) :
 - En anglais : « (organic and (agriculture or farming or field)) and biodiversity »
 - Pour les labels marins et aquacole MSC, Ecolabel pêche durable, ASC :
 - En français : « MSC » OR « Marine stewardship council » OR « Pêche durable » OR « Ecolabel pêche durable » OR "ASC" OR "Aquaculture stewardship council" AND "biodiversité".
 - En anglais : « biodiversité » a été remplacé par « biodiversity ».
4. La recherche de rapports et études complémentaires sur la plateforme Evidensia.eco qui met à disposition des travaux de recherche sur des actions de durabilité basées sur le marché. Un ensemble de rubriques ont été sélectionnées (ex : écosystèmes, pesticides et fertilisants, certification multiple, aspects juridiques, etc.).
 5. La sélection des sources documentaires a exclu :
 - Les rapports hors sujet ne traitant pas du diptyque label-biodiversité, soit directement, soit dans les résultats qu'ils contiennent.
 - Les études traitant la biodiversité sous le seul angle des services écosystémiques culturels promus par le label, sans prise en compte les autres dimensions de la question (cas de certains rapports sur des AOP/AOC).
 - Les doublons telles que les versions déclinant un rapport sous différents formats (mais consultés) et les rapports issus d'un article scientifique étudié dans le corpus académique (ex : rapport RSPO (Meijaard *et al.*, 2017) publié dans Morgans *et al.*, 2018).
 6. La sélection a conservé un rapport réalisé par des scientifiques non publié dans une revue scientifique, mais utilisé par l'ADEME pour tester la mise en œuvre d'une méthode d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité pour la base Agribalyse. Ce rapport (cf. Tableau 2-4) comprend un certain nombre de comparaisons sur l'impact des systèmes agricoles sous label bio et en conventionnel qui ont été retenues dans l'analyse (Lindner *et al.*, 2022).

Nous avons positionné les méthodes en fonction de deux grands types de méthodes (*a priori* et *a posteriori*) le long d'un axe temporel (cf. Figure 2-8). Une méthode *a priori* signifie qu'on évalue à partir du contenu du cahier des charges les possibles changements de pratiques et impacts sur la biodiversité que ceux-ci peuvent entraîner. Une méthode *a posteriori* signifie qu'on évalue les pratiques réalisées (et non uniquement des pratiques recommandées) ou on effectue des mesures de biodiversité in situ. On retrouve cette même distinction dans les évaluations de la durabilité des systèmes agricoles (Lairez *et al.*, 2015). Cet axe est croisé avec une échelle de graduation de la prise en compte des processus l'évaluation des cahiers des charges, depuis un simple avis d'experts jusqu'à une démarche de modélisation des impacts ou de mesures de l'impact sur le terrain (cf. Figure 2-8). Ces niveaux de prise en compte des processus ont été établis en s'inspirant d'une typologie sur les indicateurs (Bockstaller *et al.*, 2015). Les résultats les plus robustes reposent sur les mesures de terrain si les aspects métrologiques (ex : identification des espèces) sont maîtrisés, alors que les approches de modélisation (également appelées prédictives) sont plus faciles à mettre en œuvre et permettent de remonter aux pratiques mises en jeu. Enfin nous avons inventorié les pressions et déterminants de la biodiversité de l'IPBES pris en compte dans les études avec présence de témoin (Tableau 2-8) quelle que soit la méthode utilisée. Il est à noter que les résultats de certaines études de l'UICN (Cavrois, 2009) et du Global Nature Fund (GNF) (2017) ne sont pas individualisés au niveau de chaque label.

2.3.2. Résultats

2.3.2.1. Analyse des méthodologies

Au total, nous avons constitué un corpus de 110 références. Après lecture et application des critères d'exclusion, nous avons sélectionné 16 études dans le corpus de la littérature grise traitant explicitement du diptyque « biodiversité-label » (Tableau 2-4) et 3 revues d'études (The Soil Association, 2000 ; Stolze *et al.*, 2000 ; IFOAM *et al.*, 2021), comprenant respectivement 12, 7 et 2 études de comparaison du label AB avec les pratiques conventionnelles. Il est à noter que cette dernière étude comprend de nombreux articles publiés dans des journaux scientifiques, que nous avons exclus comme ceux des 2 autres publications. Au total, nous avons donc pris en compte 37 études (=16 + 12 + 7 + 2).

La majorité des études ont été réalisées entre 2000 et 2022 par des associations environnementales, des organismes coopératifs ou des consortiums scientifiques. Cependant les rapports de The Soil Association (2000) et de Stolze *et al.* (2000) comprennent des études réalisées dans les années 1990.

Les études du corpus concernent en majorité le territoire français ou les pays voisins. Elles concernent de multiples productions, avec quelques études restreintes à une production : viticulture (Pain *et al.*, 2010 ; CPIE Val de Loire, 2018), arboriculture (une étude dans IFOAM *et al.*, 2021) ou fromage (Caron *et al.*, 2010). Quatre études portent cependant sur des zones et productions tropicales : une étude sur le soja au Brésil (Grenz et Angnes, 2020) et trois études sur des labels internationaux dont deux sur le label Rainforest Alliance pour le café (Hughell et Newsom, 2013 ; Komar, 2012) et une sur le label RSPO, huile de palme en Indonésie (Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020). L'ensemble des études sélectionnées couvre donc une diversité de types de productions agricoles terrestres, à l'image de la diversité des labels. Une majorité de ces documents sont des rapports d'étude, exceptées une communication scientifique à un colloque (Girardin et Sardet, 2002), une thèse (Coinon, 2022) et une plaquette (CPIE Val de Loire, 2018).

Tableau 2-4. Les 16 études et 3 revues de la littérature grise prises en compte dans l'analyse.

Réf.	Citation	Auteur	Année	Type d'étude
(OFB, 2022)	OFB, 2022. <i>Evaluation des performances environnementales de la certification haute valeur environnementale (HVE). Rapport final</i> . Paris: Office français de la biodiversité, 135 p. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/49972?fic=doc00073300.pdf	OFB	2022	Rapport
(BASIC <i>et al.</i> , 2021)	BASIC; WWF; Greenpeace, 2021. <i>Etude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire : rapport d'analyse transverse</i> . Paris: WWF-Greenpeace-BASIC, 56 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc/2022-02/GREENPEACE_WWF_BASIC_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf	WWF, Greenpeace Basic	2021	Rapport
(Borneo futures for RSPO <i>et al.</i> , 2020)	Borneo futures for RSPO; Meijaard, E.; Ancrenaz, M.; van Balen, B., 2020. <i>Biodiversity impact of RSPO certification. An assessment of good practices</i> . Kuala Lumpur: Roundtable on Sustainable Palm Oil, 59 p. https://www.evidensia.eco/resources/1223/download/	Borneo futures for RSPO	2020	Rapport
(Cavrois, 2009)	Cavrois, A., 2009. <i>Biodiversité & Signes de reconnaissance agricoles</i> . Paris: Comité français de l'UICN, 173 p. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/06/Rapport_Biodiversite_signes_reconnaissance_agricoles.pdf	UICN	2009	Rapport
(Actionaid <i>et al.</i> , 2020)	Actionaid; FAIRe; BioConsommateurs, 2020. <i>La boussole des labels</i> , 16 p. https://admin.actionaid.fr/uploads/downloadFile/511/Boussole-des-labels-WEB.pdf	Actionaid, FAIRe, BioConsommateurs	2020	Guide d'achat
(Global Nature Fund (GNF), 2017)	Global Nature Fund (GNF), 2017. <i>Biodiversity in standards and labels for the food sector: Baseline Report</i> , 44 p. https://www.globalnature.org/bausteine.net/f/8463/BOSTI_BaselineReport_klein.pdf?fd=3	Global Nature Fund <i>et al.</i>	2017	Rapport
(Lindner <i>et al.</i> , 2022)	Lindner, J.-P.; Koch, P.; Fehrenbach, H.; Buerck, S., 2022. <i>Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse</i> . Paris: Ademe, 60 p. https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agr-ibalyse	Lindner <i>et al.</i>	2022	Rapport
(Girardin et Sardet, 2002)	Girardin, P.; Sardet, E., 2002. <i>Assessment of environmental standards for arable farms. Ecolabels and the Greening of the Food Market</i> . Boston, 7-9/11/2002. Friedman School of Nutrition Science and Policy, Tufts University, 197-205.	Girardin et Sardet	2002	Article dans actes de colloque

Réf.	Citation	Auteur	Année	Type d'étude
(CNASEA et al., 2008)	CNASEA; Camou, R.; Mignon, M.-C.; Mühlberger, S., 2008. <i>AOC et Biodiversité</i> . Paris: CNASEA, MEEDDAT, MAP, 12 p. https://odr.inrae.fr/intranet/carton_joomla/index.php/ressource/documents/reseau-qualite/indications-geographiques/630-synth-aoc-et-biodiversite/file	CNASEA, INAO	2008	Rapport
(Caron et al., 2010)	Caron, A.; Angeon, V.; AgroParisTech, C., 2010. <i>La biodiversité comme nouveau référentiel de justification des indications géographiques : l'exemple de deux AOP fromagères du Massif central</i> . Aubière: AgroParisTech, (Programme DIVA 2 - rapport de fin de contrat, n° de contrat : 000 1057), 62 p. https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0084/Temis-0084051/19885_Rapport.pdf	AgroParisTech, Cemagref	2010	Rapport
(Pain et al., 2010)	Pain, G.; Beaujouan, V.; Daniel, H.; Montembault, D.; Pithon, J.; Sigwalt, A.; Vallet, J., 2010. <i>Biodiversité et territoire viticole : Étude des interactions entre viticulture et biodiversité dans le cadre d'une initiative locale à l'échelle d'une AOC</i> . Paris: AgroParisTech, Cemagref, 46 p. https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0075/Temis-0075550/19569.pdf	AgroParisTech, Cemagref	2010	Rapport
(CPIE Val de Loire, 2018)	CPIE Val de Loire, 2018. <i>Étude et amélioration de la biodiversité dans le vignoble de l'AOC Chinon</i> , 2 p. https://www.biodiversite-centrevaldeloire.fr/sites/default/files/content/retext/pdf/2021-12/Fiche_Chinonais_VF.pdf	CPIE et Cave des vins	2018	Plaquette
(Grenz et Angnes, 2020)	Grenz, J.; Angnes, G., 2020. <i>Wirkungsanalyse: Nachhaltigkeit der Schweizer Soja-Importe. Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt: Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften Forschungsfeld Nachhaltigkeit und Ökosystem</i> , 89 p. https://arbor.bfh.ch/13849/1/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf	Grenz J.	2020	Rapport
(Coinon, 2022)	Coinon, M., 2022. <i>Essays on Spatial Externalities and Organic Farming</i> . Ph.D. Thesis. Université Bourgogne Franche-Comté, 180 p.	Coinon Marine	2022	Thèse
(Komar, 2012)	Komar, O., 2012. <i>Are Rainforest Alliance certified coffee plantations bird-friendly? Final Technical Report</i> . San Salvador: SalvaNatura Fundacion Ecologica,, 76 p. https://www.researchgate.net/publication/319929251_Are_Rainforest_Alliance_Certified_coffee_plantations_bird-friendly/link/59c1deba0f7e9b21a8266788/download	SalvaNatura	2012	Rapport
(Hughell et Newsom, 2013)	Hughell, D.; Newsom, D., 2013. <i>Impacts of Rainforest Alliance certification on coffee farms in Colombia</i> . New York: Rainforest Alliance, 22 p. https://www.rainforest-alliance.org/wp-content/uploads/2021/07/cenicafe-report.pdf	Rainforest Alliance	2013	Rapport
(The Soil Association, 2000)	The Soil Association, 2000. <i>The biodiversity benefits of organic farming</i> . Bristol: WWF UK; The Soil Association, 34 p.	Soil Association	2000*	Revue (rapport)
(Stolze et al., 2000)	Stolze, M.; Piorr, A.; Häring, A.M.; Dabbert, S., 2000. The Environmental impacts of organic farming in Europe. <i>Organic Farming in Europe: Economics and Policy, Volume 6</i> . Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim, 143 p. https://orgprints.org/id/eprint/8400/1/Organic_Farming_in_Europe_Volume06_The_Environmental_Impacts_of_Organic_Farming_in_Europe.pdf	Stolze et al.	2000*	Revue (chapitre ouvrage)
(IFOAM et al., 2021)	IFOAM; Lampki, N.; Pearce, B., 2021. <i>Organic farming and biodiversity</i> . Brussels: IFOAM Organics Europe, 60 p. https://read.organicseurope.bio/publication/organic-farming-and-biodiversity/pdf/	IFOAM	2021	Revue (rapport)

* Les études de ces revues datent des années 1990.

On distingue dans ce corpus deux grandes familles de rapports (Tableau 2-5). Les rapports dits « **plurilabels** », au nombre de six, ont la particularité de traiter conjointement plusieurs labels (entre 8 et 54, voire 564 si on inclut l'étude du CNASEA(2008) sur toutes les AOC en France). Les rapports « **monolabels** », au nombre de 13, sont spécifiques à un ou deux labels et se basent généralement sur des études empiriques avec une méthodologie *ad hoc* menée sur un échantillon d'exploitations agricoles, plus ou moins représentatives d'une production donnée.

En ce qui concerne les **labels étudiés**, l'étude de l'UICN (Cavrois, 2009) couvre des labels français AOP, IGP, les labels en agriculture biologique et HVE, et un seul international *Global Gap* (qu'on retrouve aussi dans l'étude du Global Nature Fund (2017). Cette étude du Global Nature Fund porte sur 52 labels, classés en 3 groupes : labels internationaux (12), européen/national/régional (28) et labels d'entreprises privées (12). L'étude du BASIC (2021) porte sur 14 labels français très diversifiés, agriculture biologique, AOC, Label rouge et privés (C'est Qui le Patron, Bleu-Blanc-Cœur, etc.), tandis que l'étude d'Actionaid (2020) comprend 12 labels en agriculture biologique et commerce équitable. L'étude pionnière de Girardin et Sardet (2002) s'est intéressée à des labels anciens qui ont depuis été abandonnés (ex : Farre, Agriculture Raisonnée). De manière transversale, c'est le label européen Agriculture Biologique (AB) qui est le plus

Tableau 2-5. Prise en compte des labels par les 16 études et 3 revues (cf. Tableau 2-4).
Des labels traités par plusieurs études sont en gras. Les études ne traitant que d'un label sont soulignées.
AB : label européen Agriculture Biologique, BBC : Bleu-Blanc-Cœur, RSPO : Roundtable on Sustainable Palm Oil.

Référence bibliographique	Nombre de labels	Labels étudiés
(OFB, 2022)	1	HVE
(BASIC <i>et al.</i> , 2021)	14	AOP Cantal, AOP Comté , BBC Lait, C'est qui le patron – lait, C'est qui le patron - jus de pomme, Label Rouge – porc, BBC Porc et poulets, Agri confiance, AB , " BioEquitable en France ", Demeter , HVE , Nature & progrès , Zéro pesticides, Label Rouge - volaille de chair
(Borneo futures for RSPO <i>et al.</i> , 2020)	1	RSPO
(Cavrois, 2009)	54	Agneaux de parcours, AB , Agriculture raisonnée, AOC Barèges-Gavarnie, AOC Beaufort, AOC Beaufort, AOC Beaumes-de-Venise, AOC Champagne, AOC Châteauneuf du pape, AOC Comté , AOC Costières de Nîmes, AOC Fin Gras du Mézenc AOC Fourme de Montbrison, AOC Foin de Crau, AOC Maine-Anjou, AOC Oignon doux des Cévennes, AOC Ossau-Iraty, AOC Poiré Domfront, AOC Prés-salés de la Baie de Somme, AOC rhum de Martinique, AOC Saint-Nectaire , AOC Saumur-Champigny, AOC Tome des Bauges, AOC volaille de Bresse, AOC Taureau de Camargue, Bio solidaire, Bœuf Verte Prairie, version Charte de Bonnes Pratiques d'Elevage, Demeter , Engagement Qualité Carrefour, Estives du pays de l'ours Marque Parc Fromages et produits laitiers du PNR du Morvan, Global Gap, Proposition certification Haute Valeur Environnementale niveau 2, Proposition certification HVE , Proposition certification Haute Valeur Environnementale, IDOKI, fromage de chèvre, IGP Ail d'Arleux, IGP Bœuf de Bazas, IGP Clémentine de Corse, IGP riz de Camargue, IGP Tomme des Pyrénées, IGP volaille de Loué, L'Eleveur & l'Oiseau, Marque Parc "Farine et Pain du Livradois-Forez, Marque Parc "Viande Bovine du PNR de l'Avesnois", Marque Parc "Viande du Vercors", Marque Parc miel PNR Martinique, Mouton boulonnais, Nature & Progrès production bovins , Nature & Progrès production végétale , Notice Technique Label Rouge "agneau", Notice Technique Label Rouge "Gros Bovins de boucherie", Notice Technique Label Rouge "viande de porc vendue à l'état frais ou surgelé et préparations dérivées", Notice Technique Label Rouge "volaille fermière de chair : poulet", Production Fruitière Intégrée, Terra Vitis
(Actionaid <i>et al.</i> , 2020)	12	AB , "Accueil Paysan", "Bienvenue à la ferme", "BioCohérence", "BioEquitable en France", BBC, Demeter , "Equitable Biologique Français", "Equitable et Bio", HVE , Label Rouge, Nature & Progrès
(Global Nature Fund (GNF), 2017)	52	"Global GAP, LEAF, EU Org farm , FSC, Standard for sustainable production (meat), Certified Bee Friendly, Fairtrade, UTZ Certified, Rainforest Alliance , SAI Platform, Naturland, RSPO , DO Ternera Extremadura, DOP Mertolenga, DOP Charneca, DOP Bravo Ribatejo, DOP Carne Porco Alentejano, DOP Carne Alentejana, DOP Dehesa de Extremadura, Sustentabilidade Garantida, RSPCA, Designation of origin, Bioland, Agri confiance, IP-Suisse All products, HVE option A , Bio Cohérence, AOP Saint-Nectaire , AOP Comté , Donau Soja, QS Standard, Marque, Produits du Parc naturel régional des Volcans d'Auvergne pour les fromages et produits laitiers, Geprüfte Qualität Hessen, Qualitätszeichen Baden-Württemberg, Qualitätszeichen Rheinland-Pfalz, Nestlé, CONESA, PASCUAL, FANTA, Bel Dairy, Elipec, Continente, Programma Origens – Intermarché, LU'Harmony – Mondeléz International, Unilever, Kaufland
(Lindner <i>et al.</i> , 2022)	1	AB
(Girardin et Sardet, 2002)	8	AB , Agriculture raisonnée, Contrats territoriaux d'exploitation département 68 , Farre, IOBC, IP Suisse, Irtac, Quali'terre
(CNASEA <i>et al.</i> , 2008)	564	Toutes les AOC
(Caron <i>et al.</i> , 2010)	2	AOP Salers, AOP Saint-Nectaire
(Pain <i>et al.</i> , 2010)	1	AOC Saumur-Champigny
(CPIE Val de Loire, 2018)	1	AOC Chinon
(Grenz et Angnes, 2020)	2	ProTerra, Roundtable for Responsible Soy (RTRS)
(Coinon, 2022)	1	AB
(Komar, 2012)	1	Rainforest Alliance
(Hughell et Newsom, 2013)	1	Rainforest Alliance
(The Soil Association, 2000)	1	AB
(Stolze <i>et al.</i> , 2000)	1	AB
(IFOAM <i>et al.</i> , 2021)	1	AB

étudié, présent dans 5 études « plurilabels » et 2 études « monolabels », puis le label HVE (niveau 3, version antérieure à la révision de 2024) dans 4 études « plurilabels » et 1 « monolabel ». Des labels associés à l'Agriculture Biologique, Nature & Progrès et Demeter (biodynamie), de même que les AOC Comté et Saint-Nectaire, ainsi que les labels internationaux Rainforest Alliance et RSPO sont traités dans 3 études.

Pour les **variables essentielles de la biodiversité** (EBV) étudiées, 9 études prennent en compte des variables du groupe « *ecosystem structure* », 7 études prennent en compte des variables du groupe « *community composition* », tandis qu'aucune étude ne prend en compte le fonctionnement des écosystèmes et une seule (Global Nature Fund (GNF), 2017) prend en compte la diversité génétique (Tableau 2-6). Entre ces extrêmes, 3 études, celle de Caron *et al.* (2010) et les deux sur Rainforest Alliance (Komar, 2012 ; Hughell et Newsom, 2013), prennent en compte le groupe « *species traits* » et 5 prennent en compte le groupe « *species population* ». Une étude dans Stolze *et al.* (2000) porte sur la diversité des habitats. Les études « plurilabels » ne sont généralement pas explicites quant aux EBV considérées, exceptée celle du Global Nature Fund (2017) qui prend en compte la diversité génétique.

Tableau 2-6. Variables essentielles de la biodiversité (EBV) et groupes taxonomiques pris en compte par les 16 études et 3 revues (cf. Tableau 2-4). Les études ne traitant que d'un label sont soulignées.

Référence de l'étude	Composition génétique	Populations d'espèces	Traits des espèces	Composition des communautés	Fonctionnement de l'écosystème	Structure de l'écosystème	Groupe taxonomique
<u>OFB, 2022</u>	non	non	non	non	non	oui	ND
BASIC <i>et al.</i> , 2021	non	non	non	non	non	non	ND
Borneo futures for RSPO <i>et al.</i> , 2020	non	oui	non	oui	non	oui	oiseaux, orangs-outangs
Cavrois, 2009	non	non	non	non	non	non	ND
Actionaid <i>et al.</i> , 2020	non	non	non	non	non	non	ND
Global Nature Fund (GNF), 2017	oui	non	non	non	non	non	ND
<u>Lindner <i>et al.</i>, 2022</u>	non	non	non	non	non	non	ND
Girardin et Sardet, 2002	non	non	non	non	non	oui	ND
CNASEA <i>et al.</i> , 2008	non	non	non	non	non	non	ND
Caron <i>et al.</i> , 2010	non	oui	oui	non	non	oui	flore, papillons
<u>Pain <i>et al.</i>, 2010</u>	non	non	non	oui	non	oui	oiseaux, flore
<u>CPIE Val de Loire, 2018</u>	non	non	non	oui	non	oui	oiseaux, flore, orthoptères, chauve-souris
Grenz et Angnes, 2020	NA	non	non	non	oui/non	non	ND
<u>Coinon, 2022</u>	non	non	non	oui	non	non	poissons
<u>Komar, 2012</u>	non	oui	oui	oui	non	non	oiseaux
<u>Hughell et Newsom, 2013</u>	non	oui	oui	oui	non	oui	arthropodes (aquatique et sol), microbes, mammifères arborés (dont 1 espèce singe)
<u>The Soil Association, 2000</u>	non	oui	non	oui	non	non	Plantes (total et espèces rares), arthropodes
<u>Stolze <i>et al.</i>, 2000</u>	non	oui	non	oui	non	oui	Plantes (total et espèces rares), carabes, oiseaux, mammifères
<u>IFOAM <i>et al.</i>, 2021</u>	non	oui	non	oui	non	non	Plantes, pollinisateurs

En ce qui concerne les **groupes taxonomiques étudiés**, 8 études sont explicites (toutes sont « monolabels ») avec 4 portant sur les oiseaux, 3 sur la flore, 1 sur les orangs-outans (sur le label RSPO) et 2 sur des organismes aquatiques. L'étude de Hughell et Newsom (2013) traite d'une espèce de singe (Douroucouli, *Aotus lemurinus*) et de mammifères arboricoles, tandis que l'étude du CPIE Val de Loire (2018) traite de chauves-souris. Les 3 revues d'études (The Soil

Association, 2000 ; Stolze *et al.*, 2000 ; IFOAM *et al.*, 2021) couvrent différents groupes taxonomiques, plantes (10), animaux en général (3), arthropodes (2), oiseaux (2), pollinisateurs (1) et mammifères (1). Les auteurs de l'étude du RSPO (Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020) ont reconnu avoir dû se limiter à un protocole peu ambitieux pour le suivi des oiseaux. De même que pour les EBV, les études « plurilabels » n'indiquent pas précisément quels groupes taxonomiques ont été pris en compte. Dans l'étude de Grenz et Angnes (2020), quelques observations ponctuelles d'oiseaux et de mammifères ont été réalisées.

Les études portent sur des **niveaux d'organisation spatiale** très hétérogènes (Tableau 2-7) : 5 études portent sur des exploitations (13 à 52 exploitations selon les études), avec 4 études ayant des mesures parcellaires et 1 sur des transects de 1 km, 1 étude porte sur des entreprises gérant des palmeraies (5 entreprises), 1 étude porte sur des sites de captures (1 à 85 ha), 1 étude porte sur des zones de 1 km x 1 km avec un transect de 1 km, 1 étude porte sur les bassins versants de la France entière. Les 6 études « plurilabels » et deux études « monolabels » (OFB, 2022 ; Lindner *et al.*, 2022) n'ont pas fourni d'informations explicites sur les échelles géographiques et temporelles considérées.

Le **niveau temporel varie également en fonction des études** (Tableau 2-7). Les études statistiques portent en général sur des périodes de 1 à 2 ans pour les relevés de biodiversité sur le terrain, à l'exception d'une étude sur l'AOC Chinon (CPIE Val de Loire, 2018), qui mobilise des relevés floristiques effectués sur une période de 3 ans. Les études sur les dynamiques de territoire à partir d'imagerie satellite ou aérienne portent sur des périodes de 15 à 20 ans, voire 35 ans.

La **comparaison à un témoin** est un élément essentiel dans le cadre PICO (Tableau 2-7). Les études mobilisent deux types de comparaisons : *synchronique*, avec comparaison d'un système sous label avec un système non labellisé (ou dit « conventionnel »), ou *diachronique* avec comparaison du système labellisé rapporté au même système avant la labellisation. Le « gold standard » en matière d'évaluation consiste en l'utilisation simultanée des deux approches, que ce soit par l'expérimentation, par appariement (*matching*) ou par l'identification d'expériences naturelles. Or seules 6 des 16 études ont utilisé de manière explicite une référence ou un témoin hors cahier des charges et ont fait appel à une comparaison synchronique entre un système sous label et un témoin conventionnel (Lindner *et al.*, 2022 ; Caron *et al.*, 2010 ; Grenz et Angnes, 2020 ; Coinon, 2022 ; Komar, 2012 ; Hughell et Newsom, 2013), alors que les 21 études des 3 revues (The Soil Association, 2000 ; Stolze *et al.*, 2000 ; IFOAM *et al.*, 2021) ont fait appel à un témoin conventionnel. Parmi les 6 études, seule la thèse de Marine Coinon (2022) comprenait une comparaison à la fois synchronique et diachronique (aussi référée comme BACI (*Before - After - Control - Intervention*) dans la littérature scientifique). Cependant, cette étude était centrée sur la biodiversité aquatique et portait sur une étude de corrélation entre proportion de surface agricole en agriculture biologique et diversité/abondance des poissons à des niveaux d'organisation spatiale larges, supérieurs à l'exploitation agricole ou la parcelle (Tableau 2-7). Dans l'étude de Caron *et al.* (2010), un tel travail de comparaison n'a été fait que sur une AOP. Dans deux études, le nombre d'exploitations ou de sites témoins était plus faible que les exploitations/sites sous label (Grenz et Angnes, 2020 ; Komar, 2012), tandis que dans les études au niveau supra-régional, les zones non certifiées étaient largement majoritaires (Coinon, 2022 ; Hughell et Newsom, 2013).

En l'absence d'un vrai témoin, une alternative est l'**approche normative**, c'est-à-dire la comparaison des pratiques des labels à des pratiques de référence, ou des valeurs de mesures de biodiversité à des seuils. Le référentiel de pratiques peut correspondre à un niveau non souhaitable, moyen ou souhaitable. Ceci permet d'aller plus loin que la comparaison des labels entre eux sans référence pour positionner les labels. Deux études (BASIC *et al.*, 2021 ; Actionaid *et al.*, 2020) ont comparé les labels entre eux par rapport à une référence basée sur un niveau non souhaitable, qui correspond aux pratiques non durables. L'étude OFB (2022) a utilisé cette approche avec deux niveaux de référence, afin de comparer les exigences du label HVE aux pratiques moyennes de la Ferme France (niveau moyen) et à un référentiel de pratiques agroécologiques (niveau souhaitable). Il est à noter que dans le cas des études sur les AOP, il est difficile de trouver une zone témoin hors AOP avec une production similaire. Enfin, dans l'étude de Caron *et al.* (2010), les valeurs de mesures de biodiversité (plantes, papillons, orthoptères, oiseaux) ont été classées en 5 niveaux à l'aide de seuils définis par les auteurs à partir d'une expertise et d'une typologie locale des situations.

Tableau 2-7. Echelles spatio-temporelles et références utilisées dans la comparaison pour les 16 études et 3 revues (cf. Tableau 2-4). Le type de référence (témoin) suit un gradient de qualité statistique : synchronique et diachronique (double différence) > synchronique ou diachronique > Absence de référence. Par ailleurs, une référence explicite est plus transparente qu'une référence implicite. Les études ne traitant que d'un label sont soulignées.

Identifiant de l'étude	Echelle géographique, nombre de sites	Echelle temporelle	Présence d'une référence (témoin)
<u>(OFB, 2022)</u>	France*	ND	4 sous-études : - Sondage auprès des exploitations sous label : pas de référence - 8 études de cas : pas de référence - Comparaison à la moyenne française : référence synchronique - Expertise sur les pratiques agroécologiques : référence implicitement synchronique
<u>(BASIC et al., 2021)</u>	France*	ND	Référence implicitement synchronique aux pratiques courantes sans label
<u>(Borneo futures for RSPO et al., 2020)</u>	Brésil (1 entreprise), Indonésie (3 entreprises), Malaisie (1 entreprise) ; 1 ou 2 transects de 1 km/entreprise	2020 2-4 jours de visite/ entreprise	Pas de référence
<u>(Cavrois, 2009)</u>	France*	ND	Pas de référence
<u>(Actionaid et al., 2020)</u>	France/Europe/Monde*	ND	Référence implicitement synchronique aux pratiques courantes sans label
<u>(Global Nature Fund (GNF), 2017)</u>	France/Europe/Monde*	ND	Pas de référence
<u>(Lindner et al., 2022)</u>	France/Europe/Monde**	ND	Synchronique : ICV d'exploitations conventionnelles
<u>(Girardin et Sardet, 2002)</u>	France et Suisse*	ND	Pas de référence (comparaison entre labels)
<u>(CNASEA et al., 2008)</u>	France*	ND	Pas de référence
<u>(Caron et al., 2010)</u>	France (2 zones AOP, 20 exploitations /zone, 114 parcelles)	2006	Référence implicitement synchronique sur des niveaux de biodiversité
<u>(Pain et al., 2010)</u>	12 fenêtres de 1 km ² 2 transects de 1 km/fenêtre	1967-2002 (dynamique territoire) 2008-2010 (oiseaux) 2009 et 2010 (1 relevé floristique)	Diachronique
<u>(CPIE Val de Loire, 2018)</u>	1 zone AOC : 13 exploitations viticoles, 2-4 parcelles/exploitation	2015	Pas de référence
<u>(Grenz et Angnes, 2020)</u>	Brésil : 35 exploitations au total 260 273 ha	2019 (2 périodes de mesures)	Synchronique : 4 exploitations conventionnelles
<u>(Coinon, 2022)</u>	France (6 108 zones hydrographiques)	1994-2015	Synchronique et diachronique : zone à faible % AB
<u>(Komar, 2012)</u>	El Salvador (50 sites de captures)	1 jour/2 mois sur 24 mois en 2008-2020	Synchronique : 10 sites sur 50 sans label
<u>(Hughell et Newsom, 2013)</u>	Colombie 2 régions (27 exploitations agricoles certifiées et 27 non certifiées pour la qualité de l'eau, 52 exploitations certifiées et 52 non certifiées pour la qualité de sol)	2010N	Synchronique : 50% d'exploitations sans label
<u>(The Soil Association, 2000)</u>	Allemagne, UK	1 à 2 ans	Synchronique
<u>(Stolze et al., 2000)</u>	Allemagne, Finlande, Pays-Bas, Suisse, UK, etc.	1 à 7 ans	Synchronique
<u>(IFOAM et al., 2021)</u>	Espagne, UK)	1 année	Synchronique

* l'information géographique porte sur l'origine des labels et n'est pas explicite spatialement

** origine des données

Les **pratiques prises en compte** varient fortement entre les études (Tableau 2-8). L'étude la plus ancienne (Girardin et Sardet, 2002) s'est focalisée sur les zones non productives (ou Infrastructures AgroEcologiques - IAE) tandis que la thèse

de Marine Coinon (2022) s'est concentrée sur les surfaces en bio. Les études viticoles portent sur la gestion de l'enherbement et le travail mécanique (Pain *et al.*, 2010 ; CPIE Val de Loire, 2018), ou d'autres sur les IAE et la diversité des cultures (OFB, 2022), les zones naturelles et les pesticides (Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020). En revanche, certaines études couvrent davantage de pratiques qui influencent les différents déterminants de l'IPBES (par ex. Global Nature Fund, 2017). Les pratiques liées aux déterminants « usages des terres » et « pollutions » sont largement couvertes, respectivement par 14 études (dont 2 partiellement) et 10 études. En revanche, les pratiques liées aux autres déterminants sont moins fréquemment abordées, avec 7 études sur les pratiques qui influencent le changement climatique, 2 études qui abordent les pratiques en lien avec la surexploitation des ressources et 1 étude qui aborde des pratiques en lien avec les espèces envahissantes.

Tableau 2-8. Les pressions et les déterminants de la biodiversité de l'IPBES pris en compte par les 19 études (cf. Tableau 2-4).
Les études ne traitant que d'un label sont soulignées.

Identifiant de l'étude	Usage des terres (conversion, travail du sol)	Changement climatique	Pollutions (engrais, pesticides...)	Surexploitation des ressources	Espèces invasives
(OFB, 2022)	IAE, diversité culturelle				
(BASIC <i>et al.</i> , 2021)	Déforestation importée, drainage, prairies permanentes, artificialisation terres	GES et le stockage de carbone	Antibiotiques, pesticides, pollution de l'eau		
(Borneo futures for RSPO <i>et al.</i> , 2020)	Zones naturelles				
(Cavrois, 2009)	Gestion des prairies, alimentation du bétail, IAE rotation/diversité		Pesticides, engrais, prophylaxie		
(Actionaid <i>et al.</i> , 2020)	Rotation des cultures, interdiction des OGM	Interdiction des cultures sous serres chauffées	Pesticides		
(Global Nature Fund (GNF), 2017)	Habitats semi-naturels, IAE, taille des parcelles, variétés et races, OGM, fertilité des sols, chargement bétail, irrigation, alimentation des troupeaux	Engrais azoté, phosphaté	Pesticides	Protection des sols (érosion)	Gestion espèces invasives
(Lindner <i>et al.</i> , 2022)	Labour, Quantité de terre mobilisée	Engrais azoté	Pesticides		
(Girardin et Sardet, 2002)	Surfaces non productives				
(CNASEA <i>et al.</i> , 2008)	Densité de plantation, chargement, irrigation, rotations, récolte manuelle, simplification des paysages		Pesticides		
(Caron <i>et al.</i> , 2010)	Intensité d'usage des prairies, chargement pastoral	Fertilisation			
(Pain <i>et al.</i> , 2010)	Travail mécanique, enherbement				
(CPIE Val de Loire, 2018)	Travail mécanique, enherbement				
(Grenz et Angnes, 2020)	Gestion des espaces, choix des cultures, variétés, semis, gestion environnement et protection de la nature	Energie, engrais, amendement	Pesticides		
(Coinon, 2022)			Surface en bio		
(Komar, 2012)	Densité de végétation				
(Hughell et Newsom, 2013)		Engrais	Pesticides	Protection des sols (érosion)	
(The Soil Association, 2000)			Pesticides (7 études)		
(Stolze <i>et al.</i> , 2000)			Pesticides (12 études)		
(IFOAM <i>et al.</i> , 2021)			Pesticides (2 études)		

La Figure 2-8 montre une séparation claire entre les études « plurilabels » et « monolabel ». **Les études « plurilabels » reposent sur des méthodologies *a priori***, étudiant les effets supposés des mesures dictées par les cahiers des charges des labels. L'approche la plus complexe parmi ces études *a priori* est celle du BASIC (2021) qui repose sur la construction d'une chaîne causale. Les études ont évalué la prise en compte des pratiques ayant un impact sur la biodiversité dans les cahiers des charges, avec deux niveaux de complexité :

- Une prise en compte **pratique par pratique** par un critère de degré de couverture à 2 niveaux oui/non (Cavrois, 2009 ; CNASEA *et al.*, 2008), ou à 3 niveaux oui/insuffisant/non (Actionaid *et al.*, 2020). Il est à noter que l'étude de Cavrois (2009) portant sur l'ensemble de AOC donne un certain nombre d'exemples mais n'est pas une revue systématique des pratiques préconisées par les cahiers des charges.
- Une évaluation des critères avec **plusieurs critères d'évaluation à plusieurs niveaux**. Ainsi dans l'étude du Global Nature Fund (2017), les pratiques des cahiers des charges sont évaluées avec 4 critères : l'importance (3 niveaux), l'efficacité (4 niveaux), la transparence (2 niveaux) et la vérifiabilité (4 niveaux). Les résultats des critères ne sont pas agrégés. L'étude de Girardin et Sardet (2002) repose sur une approche différente : des scores sont attribués aux modalités d'une pratique élémentaire (ex : stockage des pesticides : 6 points si local avec sol en béton, 1 point si en hors gel, etc., les scores étant sommés et le total interprété par classe de niveau). Puis une évaluation multicritère est faite pour l'ensemble des pratiques impliquées dans un type d'impact environnemental donné (ex : la biodiversité), en utilisant la méthode de sur-classement Electre III (Cinelli *et al.*, 2014).

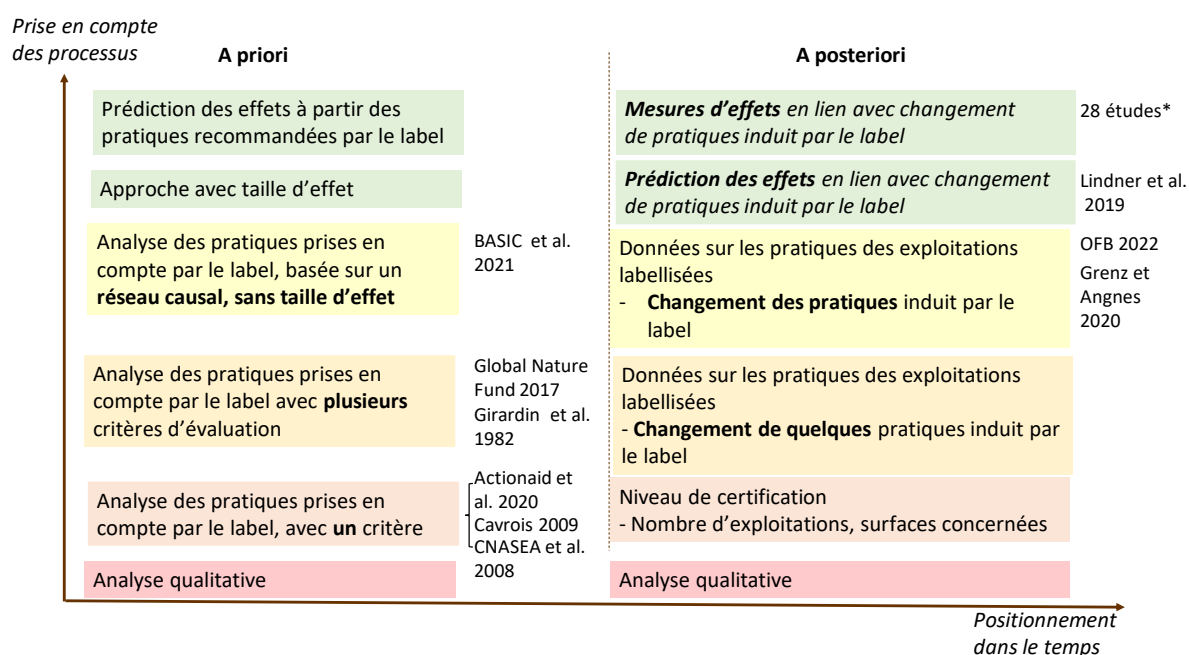


Figure 2-8. Caractérisation des méthodologies mise en œuvre dans les 16 études et 3 revues (cf. Tableau 2-4). Seul le niveau le plus élevé de prise en compte des processus a été considéré (ex : plusieurs cas d'études portant sur des mesures d'effets sur la biodiversité comprenant aussi une étude sur les pratiques.)

* Les 28 études basées sur des mesures sont : Borneo futures for RSPO *et al.* (2020) ; Caron *et al.* (2010) ; Pain *et al.* (2010) ; CPIE Val de Loire (2018) ; Coinon (2022) ; Komar (2012) ; Hughell et Newsom (2013) ; The Soil Association (2000) (7 études) ; Stolze *et al.* (2000) (12 études) ; IFOAM *et al.* (2021) (2 études)

La majorité des études mobilisant les méthodes *a posteriori* (28 sur 31) comprennent une phase de **mesures de variables de biodiversité** avec des modalités décrites dans les parties précédentes (cf. Tableaux 2-7, 2-8 et 2-9). La thèse de doctorat de Marine Coinon (2022) est originale à plusieurs niveaux : outre son aspect synchrone et diachronique (cf. ci-dessus), elle porte sur la France entière au niveau des zones hydrographiques et cherche à relier des

pourcentages de surface en agriculture biologique à des mesures de biodiversité (nombre et diversité des poissons). L'étude de Lindner *et al.* (2022) est originale, car basée sur une approche prédictive, la méthode BVI développée par Lindner *et al.* (2019), et compatible avec l'Analyse de cycle de vie. Dans l'étude de Lindner *et al.* (2022), la méthode a été simplifiée et réduite à 3 variables d'entrée (travail du sol, fertilisation azotée et pesticides). Enfin, deux études ont porté uniquement sur la comparaison des pratiques d'exploitations certifiées et non certifiées (OFB, 2022 ; Grenz et Angnes, 2020). D'autres études avec des mesures de terrain ont été accompagnées d'enquêtes sur les pratiques en lien avec le cahier des charges (Hughell et Newsom, 2013 ; Borneo futures for RSPO *et al.*, 2020) ou pouvant aller plus loin que les pratiques traitées par le cahier des charges (Caron *et al.*, 2010 ; Pain *et al.*, 2010).

2.3.2.2. Résultats sur les labels

Les études *a priori* sur **les labels en agriculture biologique** (AB européen, Bio-Equitable France, Demeter et Nature & Progrès) sont convergentes et montrent un effet positif élevé sur la biodiversité, relativement au conventionnel. L'effet relatif de ces différents labels varie cependant en fonction des études. Par exemple, le label Nature & Progrès est associé à un effet positif moins fort que les autres labels en agriculture biologique par l'étude du BASIC (2021) (la plus élaborée, Figure 2-8), mais plus fort que les autres labels en agriculture biologique par l'étude d>Actionaid (2020). Les études *a posteriori* montrent en grande majorité (23 sur 28) des effets positifs de l'agriculture biologique sur la biodiversité tandis que les 5 autres n'ont pas permis de mettre en évidence une différence ou ont donné des résultats variables. Ainsi, l'étude de Lindner et Koch (2022), reposant sur la mise en œuvre d'une méthode prédictive des impacts sur la biodiversité, donne des résultats positifs pour 5 types de produits alimentaires (maïs, tournesol, bœuf, blé, lait de vache), des résultats neutres pour 2 types de produits (porc, œuf) et des résultats négatifs pour 3 types de produits (poulet, agneau, raisin). Il est cependant important de noter que cette étude prend en compte les surfaces nécessaires pour produire 1 kg de produit, ce qui n'est pas le cas des autres études qui travaillent à l'unité de surface ou à l'exploitation. Dans l'étude sur les AOP St-Nectaire et Salers (Caron *et al.*, 2010), une différence significative a été observée pour la flore entre parcelles bio et conventionnelles, autant en fauche qu'en pâture, mais pas pour les oiseaux, papillons et orthoptères. La thèse de Marine Coinon (2022) a montré un effet positif sur l'abondance des poissons de rivière, mais pas sur leur diversité. Il est cependant important de noter que cette étude relie les données de pourcentage en surfaces engagées en bio au niveau de bassins hydrographiques à des mesures de diversité et d'abondance de poissons. Il est donc possible que les surfaces en bio aient été trop faibles dans un certain nombre de régions pour qu'un effet puisse être détecté.

Pour le **label HVE** (version antérieure à 2024), trois études (OFB, 2022 ; BASIC *et al.*, 2021 ; Actionaid *et al.*, 2020) convergent et montrent un effet faible ou nul sur la biodiversité. Ces études expliquent ce résultat par le fait que les exigences de ce label n'entraînent pas de grands changements de pratiques (OFB, 2022) et qu'elles couvrent peu les pratiques considérées comme souhaitables ou non souhaitables par rapport aux effets sur la biodiversité (Actionaid *et al.*, 2020 ; BASIC *et al.*, 2021 ; Figure 2-8). Cependant, ces résultats restent fondés sur des méthodes *a priori* et nous n'avons pas trouvé de travaux de suivi sur le terrain mesurant les impacts sur la biodiversité pour des exploitations labellisées HVE et non labellisées. A la différence de l'agriculture biologique, il n'existe pas d'article scientifique pour venir compléter ces études (cf. section 2.1.2).

Pour le **Label Rouge**, les études montrent des effets faibles sur la biodiversité quelles que soient les filières concernées, même si l'étude du BASIC (2021) note une légère différence entre les filières. L'impact sur la biodiversité semble plus hétérogène **entre les AOP**. L'étude du BASIC (2021) attribue un effet substantiellement meilleur (ou moins néfaste) aux pratiques associées au cahier des charges du Comté qu'à celui du Cantal.

Pour les **produits tropicaux**, les résultats sont contrastés. Le label ProTerra présente une proportion un peu plus élevée de surfaces naturelles (32%) que le label RTRS (29%), et que les témoins (19%). Les deux labels font appel à moins de traitements aériens, respectivement 17% des exploitations pour ProTerra et 13% pour RTRS, contre 25% pour les exploitations non labellisées. Cependant, les exploitations labellisées présentent plus d'érosion (13% contre 0% en non

labellisés) et utilisent plus d'engrais acidifiant (plus de 50% contre 25% en non labellisés). Dans l'étude du Borneo futures for RSPO (2020) sur le palmier à huile, il n'y a pas eu de comparaison avec des plantations non labellisées. Globalement, les auteurs constatent une chute logique de la biodiversité par rapport aux forêts primaires mais notent que ces plantations labellisées peuvent avoir des zones de protection abritant des espèces menacées. En ce qui concerne l'étude sur le label Rainforest Alliance pour le café (Hughell et Newsom, 2013), l'étude au Salvador montre un effet positif de la certification pour les oiseaux migrateurs, grâce aux zones forestières laissées dans les plantations, mais pas d'effet pour les oiseaux nicheurs. Dans l'étude de Hughell et Newsom (2013), les exploitations labellisées montraient de meilleurs résultats pour des variables biologiques de qualité des eaux mais pas les variables de qualité des sols.

Tableau 2-9. Interprétation des résultats de l'ensemble des études traitant des effets d'un label sur la biodiversité.

Les effets supposés, prédits et mesurés sont respectivement associés aux méthodes a priori reposant sur l'analyse des pratiques, aux études a priori prédictives et aux méthodes a posteriori de la Figure 2-8.

Label	Effet supposé sur la biodiversité	Effet prédit sur la biodiversité	Effet mesuré sur la biodiversité
AB	Elevé (BASIC <i>et al.</i> , 2021) Elevé (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)	Positif/négatif (Lindner <i>et al.</i> , 2022)	Positif (23 études), positif/neutre (Caron <i>et al.</i> , 2010); (Coinon, 2022); (Stolze <i>et al.</i> , 2000) (1 étude), (IFOAM <i>et al.</i> , 2021) (2 études))
Bio Equitable France	Elevé (BASIC <i>et al.</i> , 2021) Elevé (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)		
Demeter	Elevé (BASIC <i>et al.</i> , 2021) Très élevé (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)		
Nature & Progrès	Moyen-élevé (BASIC <i>et al.</i> , 2021) Très élevé (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)		
HVE	Faible (OFB-2) Faible (BASIC <i>et al.</i> , 2021) Très faible (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)		
Label Rouge	Très faible-faible (BASIC <i>et al.</i> , 2021) ** Très faible (Actionaid <i>et al.</i> , 2020)		
AOC/AOP Cantal	Faible (BASIC <i>et al.</i> , 2021)		
AOC/AOP Comté	Elevé (BASIC <i>et al.</i> , 2021)		
Soja : ProTerra	Pas de différence à faiblement positif***		
Soja : Roundtable for Responsible Soy (RTRS)	Pas de différence à faiblement positif***		
Huile palme (RSPO)			Négatif/positif (Borneo futures for RSPO <i>et al.</i> , 2020)*
Café (RainForest)			Neutre (Komar, 2012), Neutre/positif (Hughell et Newsom, 2013)

* Globalement la biodiversité est plus faible dans les plantations, mais certaines des zones protégées contribuent à la conservation d'espèces en danger

** meilleur résultat pour la filière volaille de chair et moins bon pour la filière porc

*** déduit par les auteurs du chapitre des données sur les pratiques

2.4. Discussion sur les labels agricoles

2.4.1. La délimitation des labels dans la littérature

Les travaux scientifiques qui portent sur l'agriculture biologique renvoient généralement aux principes et au cahier des charges du label (éventuellement selon ses déclinaisons géographiques). La certification générant des critères contrôlés par des organismes tiers et des données, elle facilite le repérage et la caractérisation des exploitations bio certifiées par rapport à des exploitations non certifiées. Enfin, Les expressions relatives à l'agriculture biologique ou au « bio », (*organic farming*, *organic farm*, *organic fields*, *organic food*, etc. en anglais) sont réservées aux situations où les pratiques correspondent à des critères identifiant le label homonyme.

Il peut aussi arriver que des travaux scientifiques traitent d'exploitations agricoles non certifiées, mais qui suivent les pratiques prônées par le cahier des charges bio : ce peut être le cas, par exemple, lorsque le coût freine l'adhésion à la certification ou lorsque les produits sont destinés à la vente de proximité producteurs-consommateurs, ou encore lorsque l'agriculteur n'adhère pas complètement aux principes de l'organisme certificateur ou du label bio. Dans ce cas, les pratiques sont généralement décrites : pas de pesticides de synthèse, pas de fertilisants minéraux, pas d'OGM ni d'antibiotiques en élevage.

Par ailleurs, les cahiers des charges des labels de l'agriculture biologique, qui ont fait l'objet de la majeure partie des études mentionnées ici, sont rarement détaillés. Ils sont le plus souvent décrits par ce qui définit l'agriculture biologique de manière la plus spécifique, c'est-à-dire l'interdiction de pesticides de synthèse et des fertilisants minéraux, et de l'usage d'antibiotiques en élevage. Il n'est que rarement précisé par quoi sont remplacées ces pratiques. La diversification des cultures, l'utilisation des ressources fourragères locales, la présence de prairies ou de parcours sont néanmoins fréquemment mentionnées dans les informations d'entrée ou dans la discussion des résultats.

Comme il sera détaillé au chapitre 3 de cette étude BiodivLabel, c'est en effet une des difficultés rencontrées dans l'analyse des pratiques même dans le cas d'un label : un certain nombre d'entre elles ne figurent pas explicitement dans son cahier des charges. Certaines pratiques découlent parfois d'autres contraintes du cahier des charges sans y être mentionnées. Ainsi, pour les agriculteurs faisant le choix d'adhérer au label bio par conviction (Casagrande *et al.*, 2017), il est probable que leurs choix concernant ces pratiques « indirectes » suivent les mêmes principes en faveur de l'environnement, la biodiversité et la santé. Par exemple, l'interdiction des herbicides se traduit par des pratiques de gestion des adventices variées, tels la diversification de la rotation, le labour en cultures annuelles ou au contraire l'arrêt du travail du sol et une gestion de l'enherbement par tonte en cultures pérennes. Selon le choix de ces pratiques indirectes, les effets sur la biodiversité peuvent être minimisés ou au contraire renforcés. Enfin, le mode de production sous label, comme celui auquel il est comparé – souvent l'agriculture conventionnelle – est souvent présenté comme étant homogène en termes de pratiques. L'hétérogénéité inter-fermes/inter-parcelles, en lien avec le contexte pédoclimatique ou l'environnement paysager, est souvent mentionnée (et même caractérisée) mais la diversité technique est peu abordée en tant que bruit de fond limitant les conclusions. Or on sait que l'hétérogénéité des pratiques est importante en agriculture conventionnelle, avec d'une part des exploitations qui mettent en œuvre des pratiques obligatoires dans le label d'agriculture biologique, et d'autre part des exploitations qui mettent en œuvre des pratiques non constitutives du cahier des charges mais favorables à la biodiversité (mise en place de cultures intermédiaires ou intercalaires, dans le temps et l'espace, par exemple). Le constat de l'effet très positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité, malgré l'hétérogénéité intra-système observée (où des systèmes conventionnels présentent des pratiques allant de celles proches de l'agriculture biologique à des méthodes intensives, et où les pratiques au sein de l'agriculture biologique sont elles-mêmes très variables), ne fait que renforcer la robustesse et la pertinence des résultats obtenus.

2.4.2. L'échelle d'évaluation de l'impact des labels

Une des limites de l'agriculture biologique est la perte de rendement associée. Si l'on veut assurer une production totale donnée (quelle que soit le niveau de production), le déploiement de l'agriculture biologique conduirait « mécaniquement » à mettre en culture de nouvelles terres pour la compenser, et donc à générer de nouveaux impacts sur la biodiversité à une échelle plus large, comme l'écrivait le théoricien de la révolution verte, Norman Borlaug (2007).

Peu de papiers traitent spécifiquement de la question du changement d'échelle spatiale, et il faut souvent se référer à la littérature sur le débat « *land sparing* - *land sharing* » pour l'aborder. Un article publié par Gong *et al.* (2022) tente néanmoins d'évaluer le compromis entre perte de productivité et gain de biodiversité (richesse spécifique) en ayant recours à un indice de substitution entre ces deux dynamiques (75 études dans lesquelles sont comparés les rendements et les niveaux de biodiversité entre conventionnel et AB). La principale conclusion de ce papier est que la conversion en agriculture biologique se justifie – en moyenne – dans un contexte où la biodiversité présente dans les

espaces « naturels » (qui pourraient être convertis en terres agricoles) est au maximum 2,4 fois plus élevée que celle observée dans les terres agricoles conventionnelles. Au-dessus de ce ratio, la perte de productivité liée à la conversion conduirait à mettre en culture des terrains riches en biodiversité, et le gain lié à la conversion en bio serait proportionnellement moins grand que le gain lié à la réduction des terres mises en culture. Mais il est essentiel de noter que ce ratio varie très fortement selon les taxons, les cultures et les localisations, avec des taux qui peuvent aller de 1,18 à 4,18. La conversion à l'agriculture biologique apparaît comme ayant de meilleures chances d'être favorable pour les plantes, les microbes et la microfaune du sol (forte augmentation de biodiversité pour faible perte de productivité) en comparaison des oiseaux. Pour les cultures, la conversion au bio apparaît moins favorable pour les céréales que pour les autres cultures (ratio plus faible).

La conclusion de Gong *et al.* (2022) sur les céréales diffère des résultats de Tuck *et al.* (2014), qui notent que les effets les plus importants en matière de gain de biodiversité liés à la conversion au bio ont lieu dans les grandes cultures céréalières (Tuck *et al.*, 2014 ; Figure 2-7). Ceci s'explique par le fait que Tuck *et al.* (2014) ne prennent en compte que les impacts sur la biodiversité et ne mettent pas en balance les effets sur le rendement. Or Gong *et al.* montrent que les pertes de rendements des grandes cultures céréalières en agriculture biologique sont de 50% par rapport à l'agriculture conventionnelle. Il est cependant compliqué de comparer la biodiversité associée à des pratiques agricoles extensives et celle qui est présente, par exemple, dans les forêts et espaces naturels, notamment parce que les variables telles que le nombre d'espèces ne permettent pas de prendre en compte le fait que certaines espèces sont spécialistes des milieux agricoles extensifs. C'est une des limites de l'indice de substitution développé par Gong *et al.* (2022). Ce point sera plus profondément discuté au chapitre 4.

2.4.3. Le choix de l'unité de référence ou unité fonctionnelle (UF)

Le choix de l'unité de référence ou unité fonctionnelle (UF) en évaluation multicritère quantitative, en particulier en ACV, est un élément crucial de l'évaluation de la performance environnementale des systèmes agricoles. La majorité des études de la littérature grise ne mentionnent pas explicitement l'unité de référence pour laquelle elles évaluent l'effet du label sur la biodiversité. Les études *a priori*, basées sur les cahiers des charges, utilisent implicitement l'exploitation sous label comme unité de référence. Les études *a posteriori* considèrent l'effet des labels sur la biodiversité en utilisant la surface (site, transect) comme unité de référence. La seule étude qui utilise explicitement une unité de référence basée sur la quantité de produit est celle de Lindner *et al.* (2022), qui utilise 1 kg de produit comme unité de référence. Cette unité de référence est classiquement utilisée dans les Analyses du cycle de vie (ACV) des produits alimentaires.

Le choix de l'UF en évaluation multicritère fait cependant l'objet de nombreux débats dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires (Helias *et al.*, 2022). En principe, l'UF représente le principal service attendu du produit ou système évalué. Ainsi, si on évalue différents systèmes de chauffage, l'UF sera naturellement une unité de chaleur (e.g. kWh). Dans le cas d'un produit alimentaire, même en définissant assez logiquement que le principal service attendu est celui de « se nourrir », plusieurs choix sont défendables, et le choix influence très fortement les résultats de l'évaluation ainsi que l'utilisation possible de l'affichage. L'UF peut ainsi légitimement être le poids, le poids sec, la valeur nutritionnelle, la portion, ou la calorie. D'autres UF sont parfois avancées comme la valeur économique, le caddie ou encore la surface cultivée, mais elles posent des problèmes techniques (comment afficher le score d'un caddie avant de passer en caisse ?) ou conceptuels (peut-on dire qu'un euro ou un hectare représentent adéquatement le service « se nourrir » ?). Plusieurs auteurs avancent que, si l'objectif de l'affichage environnemental est de fournir une information sur la performance environnementale d'un régime alimentaire, l'UF devrait être la fourniture de repas ou la valeur nutritionnelle du produit (Hallström *et al.*, 2018 ; McAuliffe *et al.*, 2020). Ces choix d'UF présentent cependant un risque de redondance avec l'affichage de la valeur nutritionnelle (Nutri-score). Dans tous les cas, si l'affichage environnemental vise à favoriser la substitution des produits alimentaires à la fois au sein d'une catégorie de produits

et entre les catégories de produits alimentaires, il est nécessaire d'avoir la même UF pour toutes les catégories de produits (Helias *et al.*, 2022).

Certains auteurs remettent cependant en question la pertinence de la quantité de produit alimentaire comme UF. En effet, ce choix implique que l'on considère que la fonction de production des systèmes agricoles est la fonction principale, et que leurs autres fonctions ou services écosystémiques, tels que la conservation de la biodiversité, la régulation des flux d'eau ou la valeur esthétique des paysages, sont secondaires (van der Werf *et al.*, 2020). Ceci a pour conséquence que l'on donne un poids important aux rendements des systèmes agricoles dans l'évaluation de la performance environnementale des produits alimentaires, ce qui tend à favoriser les systèmes intensifs et défavoriser les systèmes extensifs. Ceci est notamment visible dans l'étude de Lindner et Koch (2022) qui compare AB et agriculture conventionnelle et montre que l'effet de l'AB sur la biodiversité varie fortement en fonction des types de produits alimentaires et des surfaces nécessaires par kg de produit.

Le débat concernant le choix entre les deux unités fonctionnelles, hectare *versus* quantité de produit, perdure car aucune des deux options ne fait consensus. Le choix de la quantité de produit comme UF pourrait, dans certains cas, entraîner des décisions des consommateurs en faveur d'un produit issu d'un mode de production intensif avec un affichage environnemental plus favorable que le produit correspondant issu d'un mode de production extensif tel que l'agriculture biologique. A l'inverse, le choix de la surface comme UF aboutirait à une performance environnementale des prairies plus importante que celle des cultures. Cela pourrait, dans certains cas, entraîner des décisions des consommateurs en faveur des produits animaux issus d'élevage à l'herbe avec un affichage environnemental plus favorable que des produits végétaux alternatifs à ces produits animaux. Ce point est rediscuté dans le chapitre 4, au regard des résultats obtenus et discutés dans ce chapitre.

2.4.4. Les effets de l'agriculture sur la biodiversité en dehors des parcelles

Un des verrous identifiés dans la littérature académique concerne la difficulté de prise en compte des effets de l'agriculture conventionnelle sur la biodiversité en dehors des parcelles. En effet, les études *a priori*, basées sur les cahiers des charges ou sur une modélisation de l'impact des pratiques, considèrent que la surface impactée par l'agriculture est celle de l'exploitation ou de la surface nécessaire pour produire un kg de produit, tandis que les études *a posteriori* considèrent que la surface impactée par l'agriculture est un hectare. Quelle que soit l'unité fonctionnelle et donc la surface de référence choisie, les effets sur la biodiversité en dehors des parcelles, notamment du fait des transferts de pesticides, ne sont généralement pas pris en compte (sauf dans l'étude du BASIC (2021), au travers de la problématique eau/air).

Or le taux de volatilisation des pesticides peut atteindre 90% des doses appliquées (Calvet, 2005). Les suivis à long terme de la biodiversité ont montré que les populations d'insectes ont décliné dans les aires protégées en Allemagne et que l'agriculture apparaît comme un des principaux facteurs de ce déclin (Hallmann *et al.*, 2017). Au niveau européen, les suivis à long terme des oiseaux communs ont également montré que l'intensification de l'agriculture est un des principaux facteurs associés au déclin des populations d'oiseaux (Rigal *et al.*, 2023).

La seule étude de la littérature grise (BASIC *et al.*, 2021) qui prend en compte le transfert des pesticides le fait de façon très indirecte, ce qui donne un poids faible voire nul à ce processus. Or l'impact négatif des pesticides sur la biodiversité en dehors de la parcelle agricole est loin d'être nul. Par exemple, le nombre d'espèces de plantes par placette de 4 m² passe de plus de 30 espèces dans une prairie adjacente à une parcelle de culture en agriculture biologique, à 20 espèces dans une prairie adjacente à une parcelle de culture en agriculture conventionnelle (Schopke *et al.*, 2023). De plus, cet effet négatif de l'agriculture conventionnelle sur la flore perdure au-delà de 50 mètres à l'intérieur de la prairie. De surcroît, cette étude montre que l'effet négatif de l'agriculture conventionnelle n'est pas dû à la fertilisation, mais probablement aux pesticides.

D'autres études ont montré l'effet négatif de l'agriculture conventionnelle et/ou des pesticides sur la biodiversité dans les haies, les bandes enherbées ou encore les forêts adjacentes aux cultures (Batary *et al.*, 2010 ; Rundlof *et al.*, 2008 ; Holzschuh *et al.*, 2008 ; Caprio *et al.*, 2015 ; Caprio *et al.*, 2015 ; Fried *et al.*, 2018). Ces résultats nécessitent d'être confirmés car le nombre de groupes taxonomiques et d'EBV, les distances à la parcelle et les contextes pédoclimatiques couverts par ces études restent limités. Il est donc probablement difficile de quantifier les surfaces réellement impactées par l'agriculture conventionnelle à partir de ces études. Cela apparaît néanmoins comme une lacune majeure des approches actuellement utilisées.

2.4.5. Les lacunes de la littérature

Pour ce qui est des taxons choisis, les plantes vasculaires, les insectes dont les abeilles, et les araignées, ont été les plus fréquemment choisis pour l'étude des impacts de l'agriculture biologique sur la biodiversité. Les oiseaux et les microorganismes occupent une place intermédiaire, tandis que d'autres groupes, mammifères, reptiles et amphibiens, ont fait l'objet de beaucoup moins d'attention. De même, peu de références sont disponibles pour les arthropodes autres qu'insectes et araignées, comme par exemple la macrofaune du sol (vers de terre, macro arthropodes autres que carabes et araignées) et microarthropodes (Christel *et al.*, 2021).

Au niveau méthodologique, la question de la période d'échantillonnage qui peut donner des résultats différents pour un organisme donné (Thorbek et Bilde, 2004) n'a pas été abordée dans ces études. En effet, selon la température ou les conditions d'humidité, on sait que la micro-macrofaune du sol sera plus ou moins présente dans les strates de sol de surface. De même, il existe une interaction forte entre les pratiques (labour, fertilisation, fauche...) tout juste réalisées et les résultats des échantillonnages – et plus on s'éloigne d'une perturbation technique, plus l'observation est susceptible d'inclure un nombre élevé de taxons et d'individus.

Par ailleurs, il n'existe quasiment aucune étude qui traite réellement les mécanismes sous-jacents aux impacts observés des labels, en particulier à celui de l'agriculture biologique, sur la biodiversité. Les hypothèses faites portent généralement sur l'effet de la non-utilisation des pesticides et engrais minéraux sans que cela ne soit démontré de manière analytique dans ces études. Ainsi, la non-utilisation de pesticides est quasi-systématiquement mentionnée, mais toujours en association avec d'autres caractéristiques de l'agriculture biologique qui ne sont pas forcément dans le cahier des charges (notamment la complexité du paysage, par exemple Stein-Bachinger *et al.*, 2021).

Finalement, comme cela a été évoqué à plusieurs reprises précédemment, une caractérisation plus approfondie des pratiques indirectement mises en place dans les parcelles en AB étudiées, en plus des pratiques imposées par le label AB, permettrait de préciser une gradation dans les impacts positifs de l'AB sur certains taxons et EBV. De même, il paraît nécessaire de préciser l'intensité de mise en œuvre des pratiques. Dans nos lectures, les études ne font par exemple pas de différences entre des situations où les agriculteurs labourent le sol une fois par an et des situations de 4-5 cycles de travail du sol superficiel. Cette caractérisation plus fine des pratiques permettrait pourtant de mieux comprendre pourquoi dans certaines situations les impacts sont mitigés alors que dans d'autres études les impacts positifs sont largement significatifs. Ces éléments seront rediscutés dans le chapitre 4.

2.5. Revue de la littérature sur l'effet des labels de pêche et d'aquaculture sur la biodiversité

2.5.1. Construction et description du corpus

Comme expliqué en introduction, cette section regroupe l'analyse des labels dits « aquatiques » : pêche et aquaculture sont traitées dans cette même section, avec à la fois la littérature scientifique et la littérature grise, du fait du nombre limité de publications scientifiques trouvées dans la littérature aquacole, ne justifiant pas une section en soi.

L'exploration bibliographique liée à la biodiversité marine avait deux enjeux principaux : (1) s'assurer d'une certaine cohérence avec la recherche effectuée dans le cadre terrestre, et (2) s'assurer que les références bibliographiques pertinentes connues par les experts du projet figuraient bien dans les résultats.

Notamment, nous avons fait le choix de garder les mots-clés liés aux labels largement communs avec ceux du terrestre, même s'ils sont très peu rencontrés dans la littérature marine.

2.5.1.1. Corpus pêche

Pour la pêche, les mots-clés représentant les pratiques sont assez simples à identifier dans la littérature car très communs (*fisheries or fishing*), des descripteurs supplémentaires n'apportant rien de plus.

Pour les mots-clés représentant la biodiversité, différents tests ont également montré une certaine simplicité par rapport au terrestre, peu de mots étant suffisants pour couvrir toutes les extractions pertinentes.

Différentes requêtes ont été testées dans le WoS pour aboutir à celle-ci :

(Ecocertification OR "Eco certification" OR Ecolabel* OR "Geographical Indication*" OR "official sign*" OR "official specification*" OR "Participatory Guarantee System*" OR "sustainability label*" OR "sustainability standard*" OR "traffic?light label*" OR "voluntary standard*" OR "Label rouge" OR goodfish OR "Certified Wildlife Friendly" OR "Dolphin Safe" OR "Marine Stewardship council" OR MSC OR "Nordic Ecolabel" OR "Nordic Swan" OR AENOR OR Oceanwise OR SeaChoice OR WFEN)

AND (fisheries or fishing)

AND (environmen* OR ecosystem OR biodiversity OR "sensitive species" OR "benth*" OR bycatch OR "by-catch" OR biomass OR abundance)

Cette requête élargie, car appliquée sur tous les champs (*All fields*) dans le Web of Science aboutit à un corpus de 911 références en juin 2023. Cette même requête limitée aux champs titre/résumé/mots-clés permettait d'identifier 188 références. Le choix a été fait d'exporter les 911 références de la requête élargie dans le logiciel Rayyan. A cela s'ajoute une sélection complémentaire effectuée sur la bibliothèque en ligne Evidensia², en lien avec la pêche (rubrique "*fish - wild capture*"). Sur 97 références identifiées sur Evidensia, les 26 n'étant pas dans le WoS sont venues compléter la liste initiale.

Par la suite, 3 autres références ont été incluses provenant de références jugées pertinentes non enregistrées dans le WoS, ou de publications parues à l'été 2023.

Ainsi, à l'automne 2023, 940 entrées ont été inscrites dans le logiciel Rayyan, parmi lesquelles 629 ont été exclues directement car jugées non pertinentes.

2.5.1.2. Corpus aquaculture

La définition du corpus bibliographique a été élaborée avec l'objectif d'avoir une vision exhaustive des articles qui traitent d'aquaculture, continentale ou marine, de labellisation et de biodiversité, sans faire de distinction entre les labels. L'exploration bibliographique s'est faite sur 4 catégories de mots-clés relatifs à des concepts et dimensions globales de la biodiversité, à des attributs spécifiques de la biodiversité aquatique (taxons, habitats, etc.), à l'aquaculture (mode de production, pratiques, espèces élevées, etc.) et aux labels relatifs aux productions aquatiques, sans ciblage particulier sur les types de labels, afin de produire une vision exhaustive des articles qui traitent conjointement de labellisation/certification et de biodiversité. Les termes ont été recherchés dans les titres, mots-clés et résumés.

Requête globale biodiversité : biodiversity OR "bio* diversity" OR "ecosystem service*" OR "ecosystem function*" OR "Healthy environment" OR "sensitive specie*" OR "specie* richness" OR "territorial resource*" OR "wild* protection" OR diversity OR nature) OR AB=(biodiversity OR "bio* diversity" OR "ecosystem service*" OR "ecosystem function*" OR "Healthy environment" OR "sensitive specie*" OR "specie* richness" OR "territorial resource*" OR "wild* protection" OR diversity OR nature) OR AK=(biodiversity OR "bio* diversity" OR "ecosystem service*" OR "ecosystem function*" OR "Healthy environment" OR "sensitive specie*" OR "specie* richness" OR "territorial resource*" OR "wild* protection" OR diversity OR nature) OR impact* OR effect OR

² <https://www.evidensia.eco/online-library/>

effects OR consequence* OR change* OR influenc*) OR AB=(impact* OR effect OR effects OR consequence* OR change* OR influenc*) OR AK=(impact* OR effect OR effects OR consequence* OR change* OR influenc*)

Requête biodiversité aquatique : fish OR fishes OR turtle* OR seabird* OR invertebrate* OR macroinvertebrate* OR "macro invertebrate*" OR crustacean* OR mollusc* OR mollusk* OR snail* OR mussel* OR oyster* OR bivalv* OR annelid* OR protozoa* OR microorganism* OR "micro organism*" OR bacteria* OR plankton* OR zooplankton* OR phytoplankton* OR benthos* OR benthic* OR amphibian* OR alga* OR microalga* OR "micro alga*" OR macrophyt* OR rotifera* OR cladocera* OR copepod* OR marine mammal* OR dolphin OR shellfish* OR infish* OR seagrass OR shark* OR ray OR rays OR coral* OR parasite* OR "Keystone species" OR "sentinel speci*" OR "sensitive species" OR "Endangered Threatened and Protected Species" OR "ETP speci*" OR "PET species" OR "threatened speci*" OR "endangered spec*" OR "non indigenous species" OR NIS OR "exotic species") OR AB=(fish OR fishes OR turtle* OR seabird* OR invertebrate* OR macroinvertebrate* OR "macro invertebrate*" OR crustacean* OR mollusc* OR mollusk* OR snail* OR mussel* OR oyster* OR bivalv* OR annelid* OR protozoa* OR microorganism* OR "micro organism*" OR bacteria* OR plankton* OR zooplankton* OR phytoplankton* OR benthos* OR benthic* OR amphibian* OR alga* OR microalga* OR "micro alga*" OR macrophyt* OR rotifera* OR cladocera* OR copepod* OR marine mammal* OR dolphin OR shellfish* OR infish* OR seagrass OR shark* OR ray OR rays OR coral* OR parasite* OR "Keystone species" OR "sentinel speci*" OR "sensitive species" OR "Endangered Threatened and Protected Species" OR "ETP speci*" OR "PET species" OR "threatened speci*" OR "endangered spec*" OR "non indigenous species" OR NIS OR "exotic species") OR AK=(fish OR fishes OR turtle* OR seabird* OR invertebrate* OR macroinvertebrate* OR "macro invertebrate*" OR crustacean* OR mollusc* OR mollusk* OR snail* OR mussel* OR oyster* OR bivalv* OR annelid* OR protozoa* OR microorganism* OR "micro organism*" OR bacteria* OR plankton* OR zooplankton* OR phytoplankton* OR benthos* OR benthic* OR amphibian* OR alga* OR microalga* OR "micro alga*" OR macrophyt* OR rotifera* OR cladocera* OR copepod* OR marine mammal* OR dolphin OR shellfish* OR infish* OR seagrass OR shark* OR ray OR rays OR coral* OR parasite* OR "Keystone species" OR "sentinel speci*" OR "sensitive species" OR "Endangered Threatened and Protected Species" OR "ETP speci*" OR "PET species" OR "threatened speci*" OR "endangered spec*" OR "non indigenous species" OR NIS OR "exotic species")

Requête aquaculture : aquaculture OR mariculture OR hatcher* OR "marine culture" OR "shellfish culture" OR "fish farm*" OR "oyster* culture" OR "shrimp* culture*" OR AB=(aquaculture OR mariculture OR hatcher* OR "marine culture" OR "shellfish culture" OR "fish farm*" OR "oyster* culture" OR "shrimp* culture*") OR AK=(aquaculture OR mariculture OR hatcher* OR "marine culture" OR "shellfish culture" OR "fish farm*" OR "oyster* culture" OR "shrimp* culture*")

Requête label : Ecocertification OR "Eco certification" OR Ecolabel* OR "Geographical Indication*" OR "official sign*" OR "official specification*" OR "Participatory Guarantee System*" OR "sustainability label*" OR "sustainability standard*" OR "traffic?light label*" OR "voluntary standard*" OR "Label rouge" OR goodfish OR "Certified Wildlife Friendly" OR "Dolphin Safe" OR "Marine Stewardship council" OR MSC OR "Nordic Ecolabel" OR "Nordic Swan" OR AENOR OR Oceanwise OR SeaChoice OR WFEN) OR AK=(Ecocertification OR "Eco certification" OR Ecolabel* OR "Geographical Indication*" OR "official sign*" OR "official specification*" OR "Participatory Guarantee System*" OR "sustainability label*" OR "sustainability standard*" OR "traffic?light label*" OR "voluntary standard*" OR "Label rouge" OR goodfish OR "Certified Wildlife Friendly" OR "Dolphin Safe" OR "Marine Stewardship council" OR MSC OR "Nordic Ecolabel" OR "Nordic Swan" OR AENOR OR Oceanwise OR SeaChoice OR WFEN) OR TI=(Ecocertification OR "Eco certification" OR Ecolabel* OR "Geographical Indication*" OR "official sign*" OR "official specification*" OR "Participatory Guarantee System*" OR "sustainability label*" OR "sustainability standard*" OR "traffic?light label*" OR "voluntary standard*" OR "Label rouge" OR goodfish OR "Certified Wildlife Friendly" OR "Dolphin Safe" OR "Marine Stewardship council" OR MSC OR "Nordic Ecolabel" OR "Nordic Swan" OR AENOR OR Oceanwise OR SeaChoice OR WFEN)

Le corpus final a été extrait de la base de données du WoS et de Scopus (dernière extraction en juillet 2023) et comptait 421 références.

La sélection experte des articles a été faite au sein de ce corpus à l'aide du logiciel Rayyan. Un premier tri de ce corpus a consisté à exclure les articles hors sujet au regard du triptyque aquaculture-biodiversité-label. Ainsi, 330 articles ont été écartés en raison du fait que le terme de biodiversité et ceux relatifs aux labels et écocertification sont souvent employés en tant qu'éléments du contexte ou éléments de perspective dans les résumés, sans pour autant que ni les impacts sur la biodiversité (282 articles), ni des labels (275 articles) ou encore de l'aquaculture (34 articles) ne soient étudiés, isolément ou simultanément.

Un second tri a été réalisée sur les 91 articles restant en excluant : (1) les articles ayant trait aux questions de bien-être animal (7 articles) et d'antibiorésistance (3 articles), questions qui ont été jugées hors sujet par le groupe d'experts ; (2) les articles traitant l'impact des pratiques sur l'environnement, la biodiversité ou les services écosystémiques mais sans

aucun lien avec la labellisation ou écocertification (52 articles) ; et (3) les articles abordant uniquement les enjeux ou impacts socio-économiques ou de gouvernance de la labellisation ou écocertification (11 articles)

Au final, seuls 18 articles ont été retenus et analysés selon la démarche PICO décrite en début de chapitre (Annexe 2-2).

2.5.1.3. Description du corpus

Les Figures 2-9 et 2-10 décrivent quelques éléments du corpus global pêche + aquaculture (373 références au total). Les articles ont très majoritairement été publiés dans les pays occidentaux, et le nombre d'articles publiés par an a significativement augmenté depuis 2015 où il s'établit autour de 25-30 articles publiés par an.

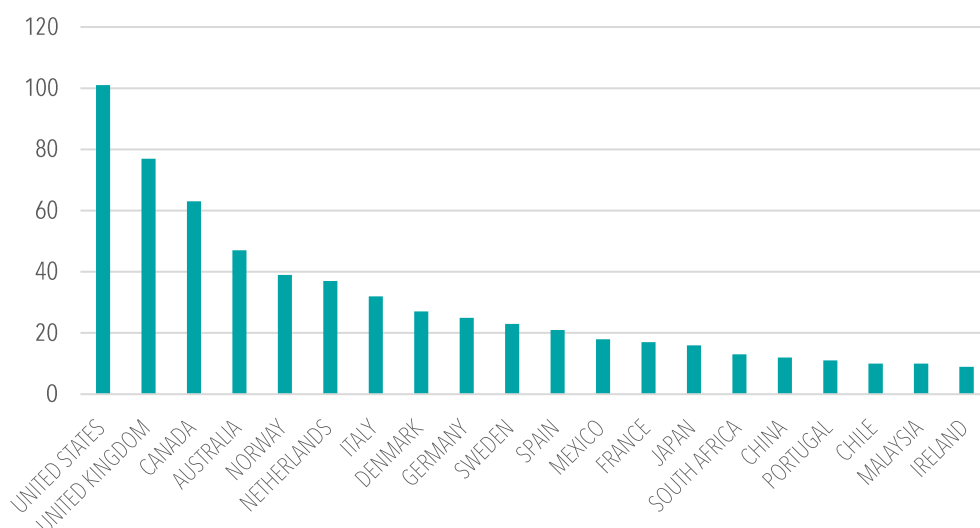


Figure 2-9. Nombre d'articles publiés par pays au sein du corpus aquatique (pêche et aquaculture) (seuls les 20 principaux pays publiant sur la période ont été représentés).

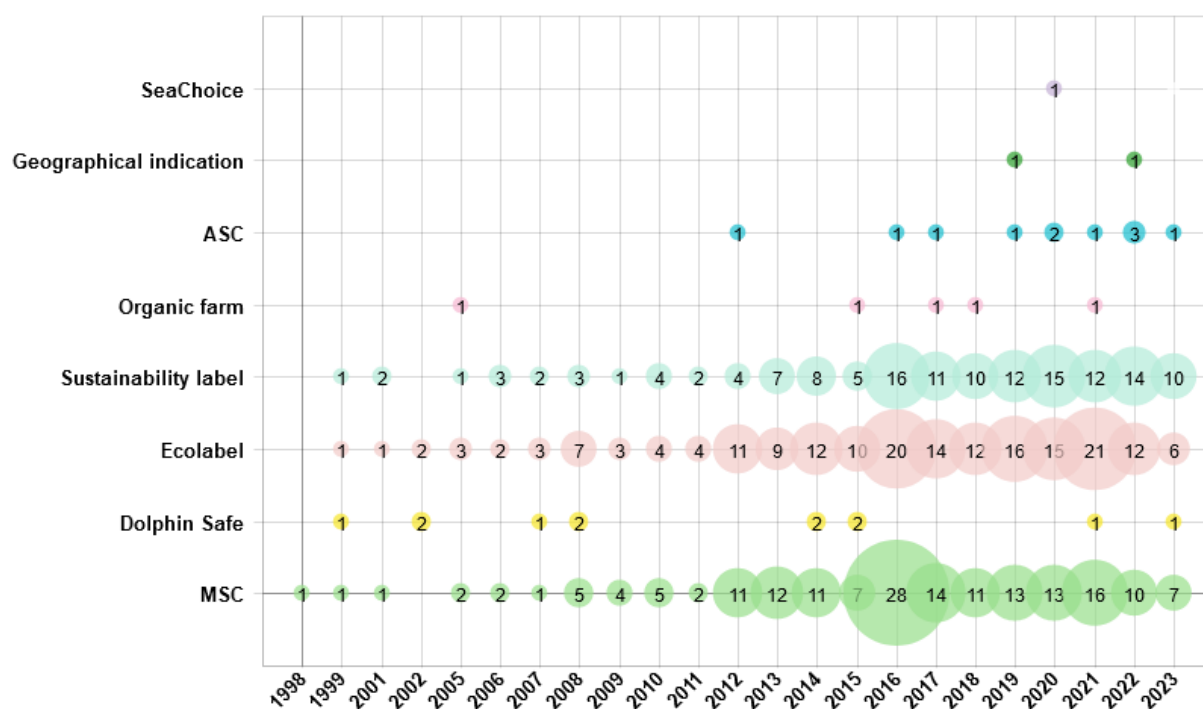


Figure 2-10. Nombre d'articles par an avec les mots-clés liés à la requête label au sein du corpus aquatique (pêche et aquaculture).

Sur les 311 références traitées dans le corpus pêche, 155 articles contiennent « MSC » ou « Marine Stewardship Council » dans le titre ou le résumé. Les autres articles ont des focus variés, et souvent génériques sur l'écocertification et/ou la durabilité, mais sans cibler un label nominale (Figure 2-10). Ces articles hors MSC ne sont donc pas traités dans ce chapitre 2, mais plusieurs de ces articles ont été marqués comme étant pertinents pour d'autres chapitres de BiodivLabel (chapitres 3 et 5 notamment).

Parmi ces 155 références MSC, nous avons cherché en particulier à identifier les publications qui traitent spécifiquement d'un effet quantitatif sur la biodiversité. Selon la terminologie proposée dans Arton *et al.* (2020), nous avons donc sélectionné les articles identifiés comme étant PICO ou PIO, c'est-à-dire présentant des éléments relevant de 4 ou 3 catégories présentées dans le Tableau 2-10.

Tableau 2-10. Résumé de la grille d'analyse des articles PIO et PICO.

P	<i>Population</i>	Populations ou écosystèmes impactés ou susceptibles de l'être par une certification MSC
I	<i>Intervention</i>	Certification MSC
C	<i>Comparator</i>	Absence ou présence d'intervention entre pêcheries, pays, sites, groupes, ou au cours du temps
O	<i>Outcome</i>	Impact (positif, négatif, neutre ou ambivalent) sur la « Population » du fait de « l'Intervention »

Parmi ces 155 articles, plusieurs ont déjà été traités dans la revue systématique d'Arton *et al.* (2020). Pour les articles datant d'avant 2019, nous nous basons donc sur cette revue systématique, avec 20 références liées à ce que Arton *et al.* (2020) réfèrent comme *Outcome* 1 (effet environnemental). De plus, une quinzaine d'autres références liées aux *outcomes* socio-économiques (types 2, 3 et 4 dans Arton *et al.*, 2020) ont été gardées, ayant été considérées comme pertinentes car influençant de manière indirecte la biodiversité. En effet, les effets potentiels sur la biodiversité et les ressources communes sont aussi liés à l'importance relative du nombre de pêcheurs certifiés par rapport au nombre de pêcheurs non certifiés. Cependant, les résultats de cet impact socio-économique indirect sont regroupés et discutés dans le chapitre 5.

Cinquante articles plus récents (2019-2023) que la revue de Arton *et al.* (2020) sont dans la base de données Rayyan, et ont tous été retenus.

Au final, 85 articles (Annexe 2-3) ont ainsi été retenus pour lecture et analyse selon la grille décrite au Tableau 2-1. Sur ces 85 articles :

- 33 ont été considérés comme PICO, dont un peu moins de la moitié (15 articles) incluent une composante environnementale dans la comparaison ; le reste étant de type 4 (économique, notamment sur les premiums de prix et les incitations économiques) ou 3 (gouvernance) sans mention directe des effets sur la biodiversité.
- Dans ces 15 articles, les comparaisons diachroniques (avant/après) sont plus nombreuses (11 articles) que les comparaisons synchroniques (6 articles, deux articles de synthèse comparative incluant à la fois des éléments de comparaison diachroniques et d'autres synchroniques).
- 11 articles sont considérés comme PIO, sans comparateurs.

2.5.2. Résultats pour le corpus pêche

Comme il sera décrit plus en détail au chapitre 3, le cahier des charges du MSC se décline selon 3 grands principes. Nous les rappelons ici, pour structurer l'analyse et la discussion en fonction de ces 3 principes :

- Le Principe 1 stipule que « les pêcheries exploitent des ressources qui ne sont pas surexploitées »³.
- Le Principe 2 stipule que les opérations de pêche doivent être gérées de manière à maintenir la structure, la productivité, la fonction et la diversité de l'écosystème dont dépend la pêcherie, y compris les autres espèces et habitats.
- Le Principe 3 stipule que les pêcheries doivent se conformer aux lois locales, nationales et internationales, et disposer d'un système de gestion efficace.

Nous traitons ici uniquement des résultats directs, c'est-à-dire des analyses visant directement à mesurer les effets du MSC sur la biodiversité à travers des analyses de pêcheries certifiées ou non. Les considérations indirectes liées aux mécanismes d'incitations économiques et sociales à la certification sont reportées vers le chapitre 5. La littérature scientifique issue de notre requête est en effet riche en analyses économiques sur les prix bonus et les choix des consommateurs, et sur d'autres aspects relevant des sciences humaines et sociales qui méritent d'être discutés à part dans le cadre de notre étude.

2.5.2.1. Appréciations générales

La particularité de la pêche commerciale capturant souvent plusieurs espèces dans une même opération de pêche⁴ nous a conduits à distinguer, au sein de l'EBV « populations d'espèces », d'une part les espèces d'intérêt commercial qui motivent et structurent l'activité de pêche (espèces ciblées prioritairement ou « co-capturées » avec l'espèce cible), et d'autre part les espèces qui font l'objet de captures dites « accessoires », « accidentelles » ou « non désirées ». Celles-là ne sont pas ciblées mais peuvent parfois être commercialisées. Dans la pratique néanmoins, les captures non désirées sont souvent rejetées mortes ou moribondes directement en mer, soit en raison de leur faible valeur commerciale, soit parce qu'elles n'atteignent pas la taille commerciale légale, soit enfin parce que le pêcheur ne dispose pas de droits de pêche (quotas ou licence) pour la capture de cette espèce. Quant au terme « capture accidentelle », il désigne la capture involontaire d'espèces protégées ou sensibles (espèces ETPS ou PETS, *Endangered, Threatened, Protected, or Sensitive*).

Sur les 155 articles traitant du MSC, la très grande majorité des articles estampillés PICO ou PIO concernent l'EBV « population des espèces ciblées », c'est-à-dire les espèces pour lesquelles des données sur l'état d'exploitation des populations (appelées « évaluations de stock ») sont disponibles (correspondant au Principe 1). Peu d'articles traitent des impacts sur les espèces non ciblées, et encore moins traitent des impacts à l'échelle des EBV « structure et fonctionnement des écosystèmes », ces deux EBV relevant du Principe 2 du MSC.

On peut d'ailleurs illustrer cela en regardant les mots-clés par type de pêche (Figure 2-11) ou par espèce cible identifiés dans le corpus.

³ La notion de **surexploitation** est souvent mal comprise, et mérite d'être ici précisée. Beaucoup d'acteurs pensent en effet que la surexploitation traduit une situation d'impact sur la ressource (sous-entendu, en l'absence de surexploitation il n'y aurait pas d'impact), cet impact étant lié au fait qu'on capture plus que le stock ne produit. En réalité, toute exploitation d'une ressource naturelle implique inéluctablement un impact, même en situation de sous-exploitation. En effet, toute population, même surexploitée, produit de la biomasse en continu (naissance et croissance), et prélever cette exacte production biologique permet certes le maintien de la ressource à un niveau de biomasse dit « à l'équilibre », c'est-à-dire plus ou moins constant ou fluctuant sans tendance ; mais ce niveau peut éventuellement être très bas, et ainsi une biomasse stable ne garantit nullement l'absence de surexploitation. En science halieutique, la surexploitation traduit donc autre chose, à savoir une situation d'inefficacité économique du système de production. C'est une situation dans laquelle la pression de pêche totale (i.e. le nombre de navires, leur taille et leur activité de pêche) est excessive, ce qui conduit à une baisse importante de l'abondance de la ressource, avec pour résultat des captures faibles. Cette situation est insatisfaisante et inefficace économiquement. A l'inverse, la pleine-exploitation, reconnue comme l'objectif de gestion des pêches par tous les grands textes internationaux, et par le MSC, vise à maximiser la capture moyenne à long terme, en limitant la pression de pêche. On parle alors de gestion au « rendement maximum durable » RMD (ou « *Maximum Sustainable Yield* » en anglais, noté MSY dans la suite de ce rapport). Notons, comme on le discute plus amplement au chapitre 3, que cette approche a pour résultat un impact déjà très important, et s'appuie sur un raisonnement mono-spécifique, sans prendre en compte les impacts de la pêche sur l'écosystème, ni les questions de biodiversité au sens plus large.

⁴ Une opération de pêche correspond à la mise en œuvre d'un engin de pêche (ex : un trait de chalut, une mise à l'eau - remontée d'un filet).

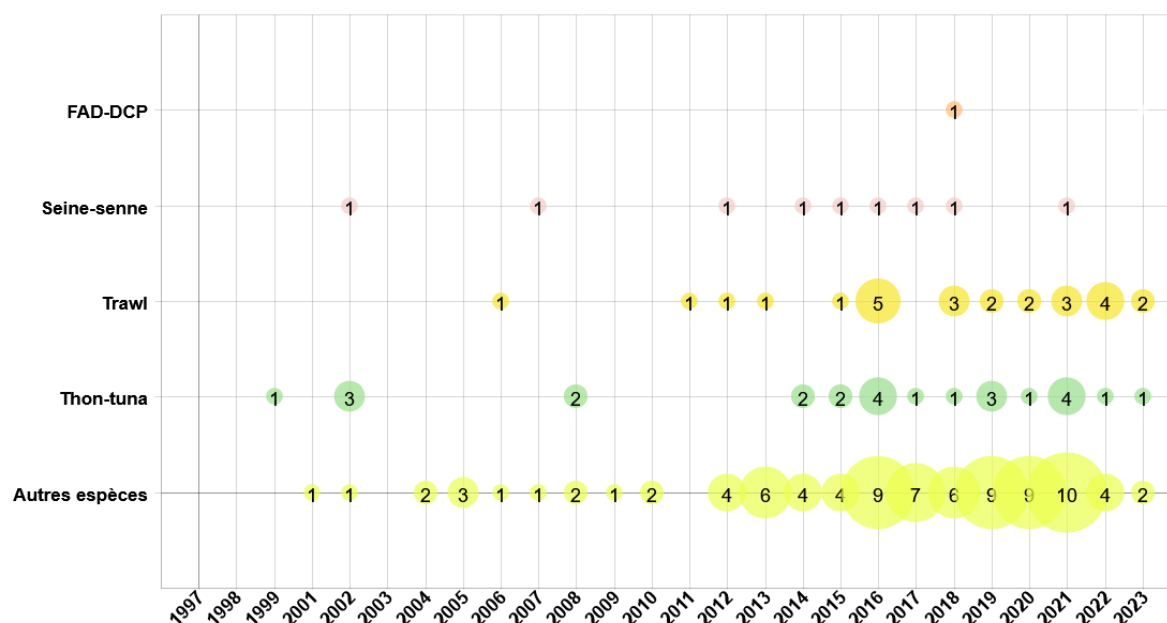


Figure 2-11. Nombre d'articles par an avec les mots-clés liés à des types de pêcheries au sein du corpus pêche.

2.5.2.2. Effets sur l'exploitation durable des ressources

En termes d'impact sur la biodiversité des populations ciblées, il est difficile de traiter le Principe 3 séparément du Principe 1, l'un (état de la ressource exploitée) étant plus ou moins directement le résultat de l'autre (gestion de la pression de pêche) ; nous les abordons donc ensemble.

L'impact du MSC sur le bon état écologique des populations ciblées a fait l'objet de nombreux articles publiés dans la littérature scientifique au cours de la décennie précédente, illustrant l'importance de cette question légitime pour mesurer la crédibilité du MSC, mais aussi la difficulté d'y répondre quantitativement. Ainsi, différentes analyses quantitatives du taux de succès du critère 1 du MSC (i.e. état des populations par rapport aux points de référence MSY^5) ont été conduites. Certaines ont abouti à des résultats très critiques (Opitz *et al.*, 2016 ; Froese et Proelss, 2012), qui ont été elles-mêmes commentées et ont fait l'objet de réponses par des auteurs scientifiques affiliés au MSC (Gutiérrez *et al.*, 2012 ; Agnew *et al.*, 2013 ; Agnew *et al.*, 2014).

Nous ne présentons pas ici les résultats de ces analyses de la décennie précédente qui sont déjà un peu anciennes, mais décrivons les résultats de l'analyse statistique de Melnychuk *et al.* (2022 ; co-auteurs MSC), qui est l'analyse comparative à la fois la plus récente, la plus détaillée statistiquement et celle couvrant le plus grand nombre d'années et de stocks (données 2000-2018, 82 stocks MSC, 95 non MSC, d'après la base de données internationale dite RAM *Legacy Stock Assessment Database*). Cet article reprend et analyse également les controverses de la décennie précédente. Il y est expliqué que les divergences entre conclusions obtenues d'une analyse comparative à l'autre peuvent s'expliquer par l'ancienneté des données, l'analyse de versions antérieures de la certification, ou le nombre de stocks analysés, mais également par des choix méthodologiques rediscutés ci-dessous.

Le résultat majeur de cette analyse est que, en moyenne, les stocks labellisés MSC ont une biomasse relative (B/B_{msy}) plus élevée que les stocks non labellisés MSC (Figure 2-12). La médiane B/B_{msy} des stocks MSC est au-dessus de 1

⁵ Les points de référence sont des repères quantitatifs utilisés dans la gestion des stocks halieutiques. Trois d'entre eux sont évoqués dans ce document, F_{RMD} ou F_{MSY} , c'est-à-dire la mortalité par pêche qui produit le rendement maximal durable (RMD), et B_{RMD} ou B_{MSY} c'est-à-dire la biomasse du stock correspondant à ce niveau d'exploitation (sous des hypothèses de stabilité de la reproduction et des caractéristiques de l'exploitation de ce stock). Ces points de référence sont des points cibles. B_{lim} est un point limite, qui définit la biomasse limite en dessous de laquelle le risque que le stock ne puisse pas se reconstituer est avéré.

(range 1,28-1,38) sur la période 2014-2018, avec une moyenne de B/B_{msy} en 2018 à 1,56 ; alors que la médiane est en dessous de 1 pour les stocks non-MSC (range 0,80-0,84), et que la moyenne 2018 est juste autour de 1 ($B/B_{msy}=1,07$). Concernant le risque d'effondrement de stocks ($B < B_{lim}$), l'article montre une probabilité de 9% de $B < B_{lim}$ en 2018 pour les stocks MSC, contre 26 à 33% pour les stocks non-MSC. Toutes les différences entre stocks MSC et stocks non-MSC sont statistiquement significatives.

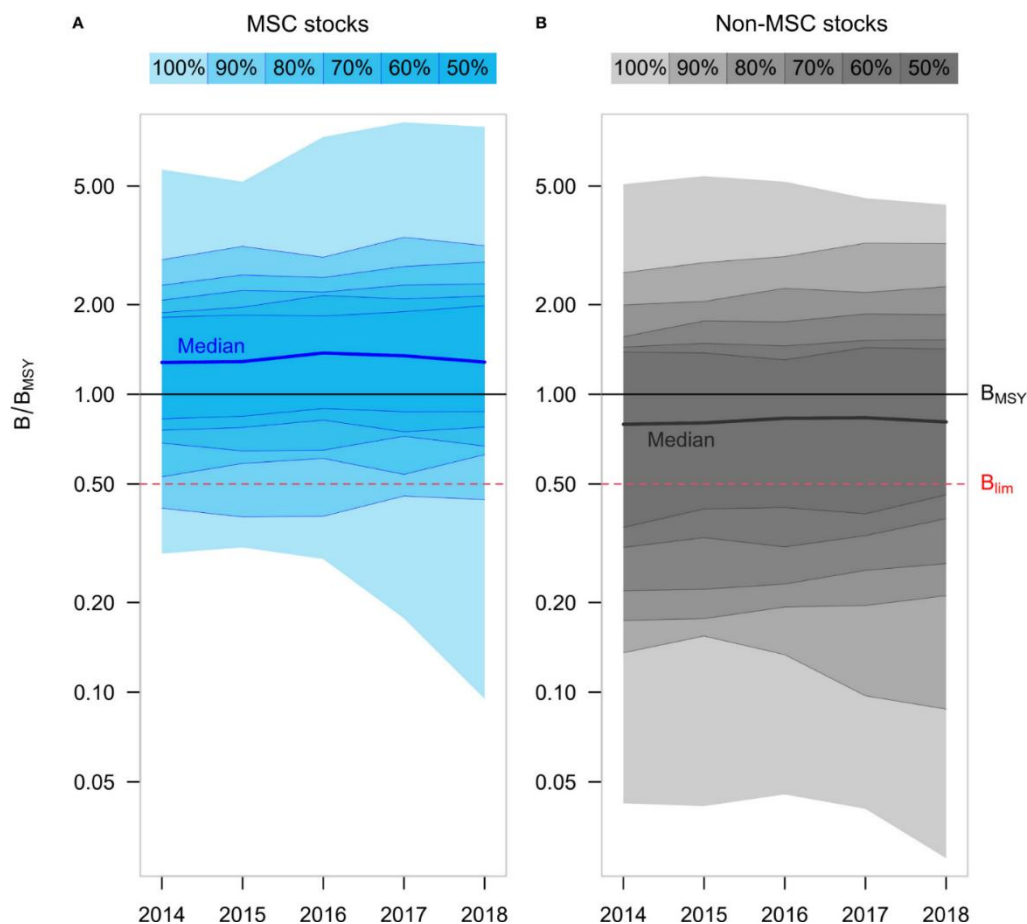


Figure 2-12. Biomasse relative (B/B_{MSY}) des **(A)** stocks MSC ($n = 81$) et **(B)** stocks non MSC ($n = 95$) pour les années 2014-2018. La B/B_{MSY} est représentée sur une échelle logarithmique avec un axe tronqué à la valeur la plus basse. Les percentiles des distributions entre les stocks de chaque groupe sont indiqués par des niveaux d'ombrage successifs ; les intervalles de 100% représentent la gamme complète, et les intervalles de 50% vont du 25^e au 75^e percentile entre les stocks. Les valeurs médianes sont superposées. Les seuils des points de référence cibles (B_{MSY}) et limites (B_{lim}) sont indiqués à des fins de comparaison. Source : Figure 7 in Melnychuk et al. (2022).

L'article analyse ensuite en profondeur pourquoi le risque d'effondrement du stock n'est pas nul pour les stocks MSC (i.e. pourquoi une probabilité $B < B_{lim}$ de 91,5% et pas de 100%), étant donné les strictes règles du MSC pour le Principe 1. Il retrace ainsi l'historique des 8 stocks (tous en zone européenne, couverts par les évaluations du Conseil international pour l'exploration de la mer - CIEM) dont la biomasse était inférieure à B_{lim} en 2018 ; pour la plupart, l'effet rétrospectif est important, c'est-à-dire que les critères étaient remplis au moment de la certification (sous conditions), mais révisés à la baisse lors des évaluations scientifiques subséquentes. Ces pêcheries ne sont plus certifiées à l'heure actuelle, conformément aux règles MSC.

Cette proportion non nulle de stock pour lesquels $B < B_{lim}$ illustre ainsi deux difficultés rencontrées dans l'analyse quantitative de l'impact de la labellisation MSC sur l'état des stocks : (1) la perception de l'état d'un stock peut changer au cours du temps, selon les séries temporelles de données disponibles pour reconstituer sa dynamique. Dans certains

cas, ces « biais rétrospectifs » peuvent être importants et conduire à requalifier l'état d'un stock non seulement pour l'année en cours, mais aussi sur toute la période historique d'évaluation du stock ; (2) dans cette analyse, sont considérés comme « stocks MSC » ceux qui ont été labellisés à un moment ou un autre de leur histoire, même si ce n'est plus le cas au moment de l'étude. Ce choix, justifié par les auteurs par le fait d'éviter des biais de type « *survivorship bases* » dans l'analyse des impacts de la certification, complique néanmoins la comparaison des statuts des stocks labellisés et non labellisés.

Comme il est rediscuté ci-dessous dans la section 2.5.3.2 sur les controverses scientifiques, il faut noter que l'article de Melnychuk *et al.* (2022) reste prudent, ne tirant pas de conclusions de causalité du MSC sur ces résultats positifs observés, mais cherchant à établir des faits de corrélations statistiques. Les auteurs soulignent en effet la complexité des enjeux, la variabilité des populations analysées, mais aussi la nature évolutive de l'avis scientifique, qui peut conduire à réviser des appréciations de l'état des populations. Les auteurs affirment ainsi : « *que la certification ait ou non une influence sur la biomasse, le fait demeure qu'une population surexploitée a une probabilité très faible d'être ciblée par une pêche MSC, et que ce résultat est essentiel pour maintenir la crédibilité de l'affirmation que les produits MSC sont issus de populations exploitées durablement* ». Le cas des 8 stocks dont la certification a été suspendue suite à une évaluation dégradée de l'état de la biomasse démontre également selon eux le haut niveau d'exigence et de réactivité de la certification, expliquant les différents processus mis en œuvre pour assurer cette crédibilité (audits annuels, plans de reconstitution, suspension de labellisation...).

On notera cependant que l'analyse de Melnychuk *et al.* (2022) met en évidence une très forte variabilité du niveau de surexploitation entre stocks, en particulier au sein des stocks non labellisés (Figure 2-12). Ceci a pour corollaire que le bon statut de certains d'entre eux peut évidemment être le résultat de pratiques correspondant à de hauts standards de durabilité, même en l'absence de certification. Plus généralement, le classement en non-MSC découle ainsi du fait qu'aucune pêche n'a engagé une démarche de certification, mais ne préjuge en rien du non-respect des critères MSC sur le Principe 1. En ce sens, l'absence de label peut être considérée comme peu informative en matière de risque de surexploitation. Ce point sera abordé dans la discussion (section 2.5.3.2).

Enfin, l'analyse de Melnychuk *et al.* (2022) est menée à l'échelle globale, mais les analyses statistiques incluent des coefficients liés à l'origine géographique des stocks. Elles montrent que des différenciations existent entre grandes régions de pêche, marquées par des cultures différentes en matière de labellisation et par des réalités différentes en matière de gestion des pêches et d'état de la ressource. Ainsi, les niveaux moyens de biomasse en 2018 étaient comparativement plus élevés en Alaska et Europe (hors UE) du nord que dans les autres régions.

Au-delà de cet article traitant essentiellement de populations commerciales de grande importance, et qui sont suivies, évaluées et gérées selon les standards des organisations internationales en charge de la gestion des pêches par grande région du monde (ORGP), quelques articles s'intéressent à des comparaisons concernant la gestion d'espèces moins bien connues (DLS, *Data Limited Stocks*). Ils s'interrogent ainsi sur la capacité du MSC à améliorer les mécanismes de gestion et de protection des ressources, même en l'absence de suivi scientifique détaillé. Ainsi, Kennedy *et al.* (2019) comparent la gestion du lompe, tandis que Phillips et Pérez-Ramírez (2019) comparent la gestion des pêcheries de homard à travers plusieurs pays. Parmi ces pêcheries comparées, certaines sont certifiées MSC, sur la base de la mise en place de plans de gestion et de limitation de la pêche, souvent adaptatifs et basés sur l'approche de précaution ; cependant, quoique ces comparaisons semblent indiquer un effet positif de la certification du fait de ces contrôles accrus, il reste difficile de conduire une analyse probante quand les données sont lacunaires.

2.5.2.3. Effets sur l'impact sur les captures accessoires et les habitats

Introduction et problématique

Le Principe 2 stipule que les opérations de pêche doivent être gérées de manière à maintenir la structure, la productivité, la fonction et la diversité de l'écosystème dont dépend la pêche, y compris les autres espèces et habitats. Cette

formulation se réfère à un niveau d'impact « acceptable », considéré comme durable par les écosystèmes à partir du moment où les dommages ne sont pas « sérieux ou irréversibles » ; d'autres documents du MSC se réfèrent à la minimisation des impacts c'est-à-dire « le plus bas possible » ; mais sans que cela soit clairement défini ni quantifié.

A la différence du concept de durabilité des espèces cibles traité dans le Principe 1, dont les principes scientifiques autour du concept de Rendement Maximum Durable (RMD) et des points de référence afférents sont anciens et largement partagés, les questions d'impacts de la pêche sur l'écosystème traitées dans le Principe 2 ne bénéficient pas d'échelles de référence faisant l'objet d'un consensus scientifique international. Malgré des progrès importants au cours des années récentes concernant la connaissance et la compréhension de ces impacts, il n'existe pas encore d'accord scientifique ou politique mondial, ni sur des objectifs quantifiés de la gestion écosystémique des pêches, ni sur des indicateurs et des seuils qui seraient issus de méthodes standardisées acceptées mondialement (voir aussi le chapitre 3, et Savina-Rolland *et al.* (2023) ou Gascuel (2023)). C'est donc bien ce Principe 2 qui est et reste le plus difficile à formaliser et à évaluer. Comme cela est discuté ci-dessous, à la section 2.5.3.3, ainsi que dans le chapitre 3, ce manque de preuve scientifique standardisée a été critiqué dans la littérature comme risquant de laisser une marge d'interprétation à l'appréciation des cabinets de certification (CAB) (cf. par exemple l'article de Long *et al.* (2021) sur le manque de connaissance sur les habitats benthiques profonds, où certaines pêcheries certifiées opèrent).

En réponse à ce manque, l'amélioration de la standardisation des processus d'évaluation et de scoring a d'ailleurs été au cœur de la révision du référentiel 3.0 en 2022, le MSC cherchant ainsi à établir ses propres normes méthodologiques et à proposer un compromis entre le risque d'impact environnemental pour les espèces les plus sensibles et la faisabilité de la mise en œuvre pour les pêcheries (Davies *et al.*, 2023) (voir également le chapitre 3).

Nous synthétisons ci-dessous ce qui est analysé quantitativement sur ce Principe 2 dans la littérature scientifique (donc basée sur les versions précédentes du référentiel), mais également dans la littérature grise. Les discussions sur les interprétations de ce Principe 2 sont présentées à la section 2.5.3.3.

Littérature scientifique publiée

Comme on l'a déjà évoqué ci-dessus, il faut souligner la relative pauvreté de l'information disponible dans la littérature scientifique sur l'évaluation de ce Principe 2. Nous avons en effet recensé (très) peu d'articles documentant l'impact du MSC sur l'environnement au sens large. Selden *et al.* (2016) ont comparé spécifiquement les taux de captures accessoires et de rejets pour différentes pêcheries américaines certifiées ou non, ainsi que les taux d'observateurs scientifiques associés, mais ne mettent pas en évidence de différences significatives entre pêcheries certifiées et non certifiées. Ballance *et al.* (2021) documentent une réduction de 99% de la mortalité des dauphins depuis le début de la pêche thonière du Pacifique tropical, attribuée à un certain nombre de déterminants dont la certification MSC. L'impact du label n'est cependant pas dissociable d'autres facteurs de changement, nés de la conjugaison de différentes initiatives privées et publiques (liées par exemple à la pression médiatique, à l'évolution de la législation ou du partage des droits de pêche, aux initiatives propres des pêcheurs...). Pierucci *et al.* (2022) notent que beaucoup de pêcheries qui se sont retirées du MSC se situent dans les pêcheries à fortes captures accidentelles d'espèces protégées (espèces dites ETP), ce qui pourrait traduire une difficulté réelle à réduire ces taux de captures⁶.

A part ces quelques analyses directes, deux points de la littérature paraissent importants à porter dans la discussion.

Dans beaucoup de cas, il n'y a pas ou peu de données quantitatives sur les impacts, et les conditions à la certification mises par le MSC sur le Principe 2 ont consisté d'abord à mettre en place un suivi renforcé ; mais comme discuté dans le chapitre 3, le cadre des référentiels précédant le 3.0 n'a pas nécessairement, ou pas directement, associé ce suivi à une obligation de résultats en terme de réduction d'impact réel ; ou en tout cas, pas immédiatement lors des premières

⁶ NB il faut noter que cet article a été commenté par des auteurs MSC (Lees *et al.*, 2023) qui proposent des chiffreages différents (plus faible taux d'abandon de la certification que dans l'article original), mais reconnaissent les difficultés, financières et structurelles, pour de nombreuses pêcheries d'accéder à la certification.

années de certification (voir aussi ci-dessous). En Russie, Pristupa *et al.* (2016) ont ainsi reconnu que les mécanismes de certification apportent peu à des pratiques de gestion déjà bien établies (focalisées sur l'état des stocks), mais qu'ils forcent les entreprises de pêche à porter une meilleure attention aux questions environnementales (captures accessoires, rejets, impact sur les fonds) et à mieux coopérer avec les ONG et les instituts de recherche. Ils induisent une obligation d'acquisition de connaissances, plus qu'une obligation de résultats. Ces connaissances acquises, ainsi que les nouveaux partenariats, pourraient conduire à des dynamiques positives.

En l'absence d'un cadre international standardisé, et du fait d'objectifs écosystémiques établis par les ORGP assez variables d'une région du monde à l'autre, certains auteurs ont pour autant fait le choix d'utiliser le référentiel MSC comme un « mètre étalon », utilisable par tous et accessible publiquement, même en l'absence de processus de certification ou d'intervention directe du MSC via des FIP (*Fishery Improvement Projects*). Plusieurs publications traitent de cette question, en analysant les performances de gestion d'un pays au regard de la grille de certification MSC. Par exemple, Wakamatsu et Sakai (2021) ont calculé la note putative des pêcheries japonaises, obtenant de faibles notes, donc des résultats plus mauvais, sur l'ensemble des critères et EBV analysées, par rapport aux notes moyennes obtenues par un échantillon d'un même nombre de pêcheries dans la base de pêcheries certifiées MSC. Ils attribuent ces faibles scores, au moins en partie, au mode de gestion basé sur la limitation de l'effort de pêche (« *input-based* » *management*) plus que sur la limitation des captures et impacts résultants (« *output-based* » *management*), ainsi qu'à un manque de considération des captures accidentelles dans la gestion des pêcheries japonaises. De la même manière, Mussells et Stephenson (2020) comparent les objectifs de gestion des ressources naturelles instaurés par le gouvernement canadien avec les certifications MSC, FSC et ASC, soulignant que contrairement aux normes canadiennes, le MSC n'a pas d'objectifs liés à la biodiversité en tant que telle, mais seulement en termes d'impact durable sur celle-ci. Borland et Bailey (2019) ont conduit une analyse similaire aux USA. Ces analyses démontrent l'influence mondiale du MSC comme étant un référentiel international auquel toute pêcherie peut se comparer, mais aucune de ces analyses ne permet de conclure ni que ce référentiel soit suffisant pour définir ou certifier une gestion qui pourrait se revendiquer de l'approche écosystémique des pêches, ni qu'il conduise à des effets statistiquement démontrés sur la protection de la biodiversité marine.

Si la mise en place de label MSC n'aboutit pas nécessairement à une amélioration des pratiques de pêche ou à une amélioration écologique, plusieurs auteurs indiquent cependant qu'elle tend à améliorer certaines pratiques de gestion des pêcheries (Travaille *et al.*, 2019b). Via le soutien indirect qu'elle apporte en promouvant le suivi des avis scientifiques, la certification MSC a eu, par exemple, un impact important sur la gestion des pêches en Finlande (Pappila et Tynkkynen, 2022). Elle a aussi permis de modifier les règles de gestion en les basant plus sur des incitations économiques (Yeeting *et al.*, 2016 ; Anderson *et al.*, 2021), ou de les renforcer (Gulbrandsen, 2009). Dans le cas des pêcheries où les données sont limitées, la certification MSC a permis de tester et adopter des technologies facilitant leur collecte auprès des pêcheurs (Grantham *et al.*, 2022).

De manière générale, comme on l'a déjà souligné ci-dessus, la certification conduit les entreprises de pêche à accorder plus d'importance aux questions environnementales (captures accessoires, rejets, impacts sur les habitats d'engins de type chalut de fond) (Longo *et al.*, 2021 ; Pristupa *et al.*, 2016 ; Tulaeva *et al.*, 2023) et encourage ainsi la coopération entre entreprises de pêche, ONG et instituts de recherche (Pristupa *et al.*, 2016 ; Samy-Kamal, 2020 ; Anderson *et al.*, 2021 ; Pérez-Ramírez *et al.*, 2012). Ce dialogue entre acteurs est considéré comme absolument nécessaire (et contribue d'ailleurs au scoring de tous les principes), mais n'est pas suffisant pour garantir un changement effectif dans les pratiques de pêche, et une réduction réelle des impacts écologiques (Principes 1 et 2) et sociaux.

Un cas particulier à discuter spécifiquement est celui de l'influence de la certification sur la lutte contre la pêche illégale, non déclarée et non réglementée (INN), un critère discuté dans chacun des 3 principes. Longo *et al.* (2021) montrent que pour 58 pêcheries certifiées, l'injonction à la meilleure documentation des captures a déclenché des efforts de réduction de ces prises illégales et non déclarées et, indirectement, l'établissement d'une culture de la « compliance ». A l'inverse, Grantham *et al.* (2022), ainsi que Tolentino-Zondervan *et al.* (2016, 2018) s'intéressant spécifiquement à la

force d'influence du MSC pour diminuer la pêche illégale dans les pêcheries thonières des pays du Sud-Est asiatique (notamment aux Philippines), démontrent que les importants efforts déployés par le MSC pour améliorer ces pêcheries notamment via les FIP (*Fishery Improvement Projects*) n'ont pas permis de renverser les tendances ; les progrès restent marginaux, les données largement lacunaires. La pêche INN reste donc très prégnante et les auteurs discutent de la capacité réelle, individuelle et collective (ou plutôt de son absence), des petits pêcheurs de ces pays à changer les rapports de force vis-à-vis des multinationales de vente et de commercialisation, mais aussi à recevoir eux-mêmes les bénéfices financiers de la certification.

Littérature grise et rapports techniques publiés par le MSC

La littérature scientifique analysée ci-dessus ne nous permet ainsi pas de tirer des résultats conclusifs sur l'impact réel du MSC sur la réduction des impacts environnementaux de la pêche. De l'information technique supplémentaire est disponible dans la littérature grise, et notamment dans les différents rapports publiés sur le site internet du MSC.

Pour être certifiée, une pêcherie doit avoir *a minima* une note de 60/100 sur chacun des 28 indicateurs, dont 12 sont liés au Principe 2. Dans son nouveau référentiel 3.0 de 2022, le MSC souligne un certain nombre de changements liés à l'évaluation et à la notation de ces impacts environnementaux, pour améliorer leur standardisation⁷. Par exemple, le MSC propose désormais un outil accessible publiquement pour l'évaluation de l'impact sur les habitats⁸, développé avec l'université de Bangor (Hiddink *et al.*, 2023). Pour les captures accidentelles, les « meilleures pratiques » ont été clarifiées, y compris sur la définition de points de référence concernant le « statut favorable de conservation » des espèces sensibles⁹. Pour plusieurs critères, le MSC a ainsi récemment instauré une approche mieux standardisée pour l'évaluation des risques quand les données sont limitées. Ces changements ne sont cependant pas encore appliqués à l'heure actuelle, et il est donc trop tôt pour disposer de résultats scientifiques évaluant leur impact sur la biodiversité.

Par ailleurs, pour évaluer son propre impact, le MSC utilise comme indicateur les « améliorations », c'est-à-dire les actions prises par les pêcheries certifiées pour répondre à une condition mise à la certification (si la note d'un indicateur a été évalué entre 60 et 79 lors de la première évaluation, la pêcherie a 5 ans pour s'aligner sur les « meilleures pratiques » et atteindre la note de 80). Les « améliorations » sont mesurées par le changement de notes entre deux périodes d'évaluation d'une pêcherie. Le MSC constate ainsi que de nombreuses pêcheries se sont améliorées entre leur évaluation initiale et leur réévaluation pour re-certification, y compris en termes d'impact environnemental (Figure 2-13).

Jusqu'en 2019, le MSC a ainsi publié des *Global Impacts Report* annuels (Marine Stewardship Council, 2019), calculant le nombre d'améliorations en lien avec chaque principe, mais avec peu de détails fournis sur chaque calcul et sur l'impact réel de ces « améliorations » (à part pour quelques cas d'études mis en avant). Ces calculs sont aussi mis à jour régulièrement sur le site de l'organisation, où on peut par exemple lire que « *entre 2018 et 2021, 372 améliorations ont été recensées, dont 66 au bénéfice des écosystèmes et habitats, et 134 au bénéfice des espèces menacées, en danger ou protégées (PETS) ou de la réduction des captures accidentelles* »¹⁰. Jusqu'en 2019 étaient ainsi considérés comme des améliorations les changements qui conduisaient à augmenter la note d'un ou plusieurs des critères de la grille MSC, mais cependant rien ne permet, à la lecture de ces documents, d'évaluer l'importance réelle des changements opérés, par exemple en termes de gestion des pêches, et encore moins de quantifier la réduction de l'impact biodiversité liée à ces « améliorations ».

⁷ The Fisheries Standard 3.0 : <https://www.msc.org/standards-and-certification/fisheries-standard/version-3> [Consulté le 22/07/2024]

⁸ Predicting Benthic Impacts and Recovery after Fishing : <https://rstudio.bangor.ac.uk/shiny/benthic/> [Consulté le 22/07/2024]

⁹ Clarifying best practice for reducing impacts on endangered species (ETP) : <https://www.msc.org/standards-and-certification/developing-our-standards/the-fisheries-standard-review/projects/best-practice-reducing-impacts-on-endangered-species> [Consulté le 22/07/2024]

¹⁰ <https://www.msc.org/what-we-are-doing/oceans-at-risk/biodiversity-and-fishing> [Consulté le 31/10/2023]

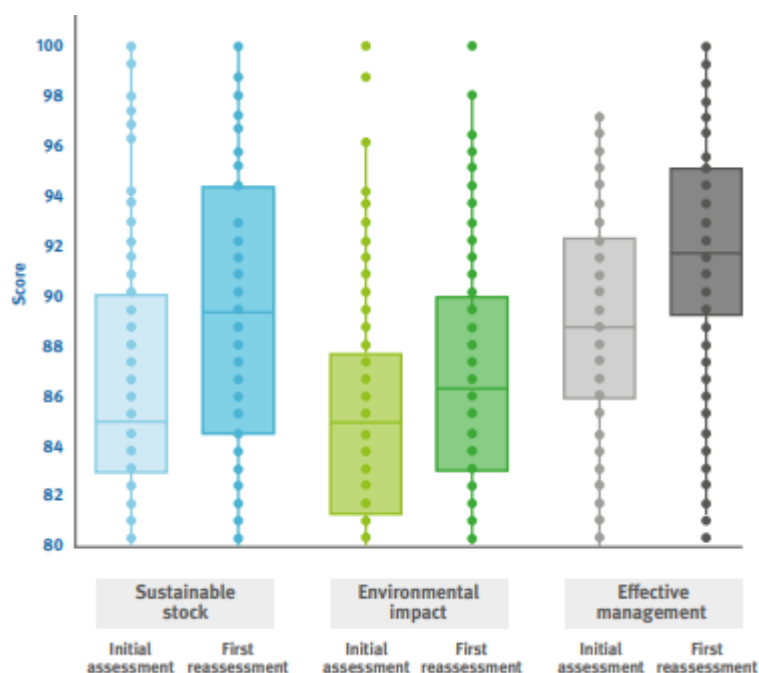


Figure 2-13. ¹¹ Distribution des notes de toutes les pêcheries actuellement certifiées qui ont effectué au moins deux évaluations complètes par rapport à la norme MSC pour les pêcheries – ce qui reflète généralement les changements sur cinq ans. Pour les trois principes, le MSC constate une amélioration statistiquement significative entre la note moyenne (médiane) au moment de l’adhésion au programme et à la fin de la première période de certification.

En 2022, dans le cadre de sa révision de référentiel, le MSC a modifié ce processus d’analyse d’impact, et a publié un cadre conceptuel formalisé pour l’analyse de ces améliorations (Davies et Quinn, 2022), suivi du premier rapport technique sur le suivi et l’évaluation (Lees *et al.*, 2022). Ce rapport fournit plus de détails sur ce qui est désormais vraiment considéré comme une amélioration identifiée. Parmi celles-ci, cinq actions types relèvent d’une amélioration soit sur les captures accessoires soit sur les habitats (Tableau 2-11).

Tableau 2-10. Part du nombre d’améliorations en lien avec les captures accessoires et les habitats respectivement, recensées par le MSC entre 2000 et 2018. Adapté du Tableau 4 de Lees *et al.* (2022), p.41.

Type d’améliorations	Captures accessoires (total = 306)	Habitats (total = 224)
Suivi (Monitoring)	47,2%	18,3%
Recherche	23,9%	37,1%
Analyse d’impact	14,1%	23,2%
Modifications techniques	14,1%	18,3%
Gouvernance	0,7%	3,1%

Comme le reconnaît le MSC dans son rapport, la majorité des mesures prises ont donc jusqu’à présent visé en réalité à l’amélioration des connaissances sur les impacts, plus qu’à leur réduction. En ce qui concerne les habitats, cela s’est fait par le biais de nouvelles recherches visant à améliorer la disponibilité des informations (37% des actions ; Tableau 2-11), en particulier des actions impliquant la cartographie des habitats ou des lieux de pêche. En ce qui concerne les prises accessoires, les actions ont surtout porté sur la mise en place d’une collecte continue de données pour le suivi des incidences (47% des actions), en particulier les actions liées à la déclaration obligatoire, à l’échantillonnage des prises accessoires ou des rejets, et à la présence d’observateurs.

¹¹ <https://www.msc.org/what-we-are-doing/our-collective-impact/fisheries-improving> [Consulté le 03/11/2023]

Au final, 84 améliorations « modifications techniques » ont été recensées par le MSC (soit 16% de l'ensemble des améliorations identifiées sur la période 2000-2018), que l'on peut interpréter comme des changements réels de pratiques des pêcheries visant à réduire leurs impacts. Le MSC explique que les fermetures spatiales ont été utilisées le plus souvent pour les améliorations liées aux habitats, et les modifications des engins de pêche ont été utilisées le plus souvent pour les améliorations liées aux prises accessoires. Les résultats de ces analyses d'améliorations ne sont cependant pas systématiquement détaillés dans le rapport, et il n'existe donc pas d'évaluation quantitative des éventuels effets de ces améliorations sur la biodiversité marine.

2.5.3. Discussion des résultats pour le corpus pêche

2.5.3.1. Introduction

On rappelle que dans le cadre de BiodivLabel, les articles cherchés dans le WoS sont limités aux articles contenant des mots-clés liés à la biodiversité. Notre discussion ne couvre donc pas toute la littérature liée au MSC et se concentre sur les aspects biologiques directs.

En plus des articles et rapports techniques cités ci-dessus, l'information sur les controverses est largement à trouver dans de la littérature grise, notamment des rapports produits par des ONG. En France, l'ONG Bloom a produit plusieurs documents critiques à l'encontre du MSC¹². Est également à citer, à l'international, le rapport du collectif *On The Hook* (Stephenson et Johnson, 2023), qui se définit comme une revue externe du MSC réalisée en parallèle de la révision des standards, et publiée peu après la parution de la version 3.0 des standards de certification. Cette revue internationale, issue d'interviews et de tables rondes de représentants de différentes organisations, synthétise la plupart des argumentaires critiques contre le MSC que nous avons lus dans la littérature scientifique, les expliquant succinctement et proposant des pistes d'améliorations du MSC à court, moyen et long termes. Ainsi, cette revue critique se veut être une force de proposition, plaidant pour des pratiques de labellisation toujours plus vertueuses.

Avant de rapporter ces arguments et controverses, on peut cependant noter que dans ce rapport, certaines critiques sont tout de même remplacées par rapport au statut global de la pêche mondiale :

1. Certains contributeurs soulignent que, malgré les critiques listées, le MSC reste pourtant pour eux encore globalement la référence première sur le marché, et que les autres labels et initiatives de certification existants n'offrent pas de meilleures garanties, voire en offrent des moins bonnes ; ce qui incite à se poser la question inverse : dans un monde sans MSC, les écosystèmes marins seraient-ils plus probablement en meilleur ou en pire état par rapport à la situation réelle actuelle ?
2. Les auteurs insistent sur le ciblage des réserves qu'ils expriment : ainsi plusieurs pêcheries certifiées MSC présentent certainement des pratiques de pêche parmi les « meilleures pratiques » ; mais certaines décisions de certification spécifiques restent trop controversées à leurs yeux (certification MSC de pêcheries que d'autres organisations considèrent comme non certifiables par principe), et c'est toute la crédibilité du label dans son ensemble qui en est questionnée.

2.5.3.2. Garantie du MSC par rapport à la surpêche

Ce point a été évoqué à la section 2.5.2.2, et largement analysé dans la littérature. On rappelle que pendant la décennie précédente, plusieurs articles ont mis en cause la garantie que les stocks exploités par des pêcheries certifiées MSC ne soient pas surexploités. Melnychuk *et al.* (2022) ont cependant démontré des différences statistiquement significatives sur l'état des stocks exploités par le MSC, et discuté des cas de déviations. Ainsi, on peut dire qu'une labellisation MSC garantit au consommateur une forte probabilité que le produit est issu d'un stock en bon état et que le système de gestion est réactif.

¹² <https://bloomassociation.org/?s=MSC> [Consulté le 22/07/2024]

Un point d'attention tient plutôt de l'interprétation inverse de ce résultat : ainsi, à l'inverse, on ne peut pas affirmer qu'une pêcherie non-MSD soit synonyme de population dégradée. Il existe de nombreux stocks non-MSD dont la biomasse est de niveau durable (cf. Figure 2-12). Comme on le verra au chapitre 5, les raisons de non-labellisation malgré des stocks en bonne santé sont multiples, mais elles témoignent d'une situation où la labellisation n'offre pas suffisamment d'incitations, notamment économiques, aux producteurs. Dès lors, l'absence de label peut recouvrir des situations très variées, depuis des pêcheries qui ne remplissent clairement pas les critères MSD jusqu'à des pêcheries qui peuvent à l'inverse s'appliquer des standards de durabilité très supérieurs à ces critères, sans en rechercher reconnaissance dans un label. La Figure 2-12 illustre cette amplitude de diversité de situations plus grande pour ces pêcheries non-MSD, et le risque de surexploitation plus grand, avec plus de 50% des stocks évalués étant $<B_{msy}$.

Le deuxième point d'attention porte sur les indicateurs de surpêche. *On The Hook* (Stephenson et Johnson, 2023) souligne en effet le problème de n'utiliser que l'approche basée sur le résultat (niveau de biomasse des populations, B/B_{msy}) dans le Principe 1, sans considération systématique du niveau de pression de pêche et de l'indicateur de surexploitation (indice de mortalité par pêche F/F_{msy}) utilisé comme point de référence dans de nombreuses ORGP. $B > B_{msy}$ est un objectif plus ambitieux que $F < F_{msy}$ (car il faut maintenir longtemps une pression de pêche modérée avant de voir l'effet sur les niveaux de biomasse); mais considérer cet indicateur F/F_{msy} plus systématiquement permettrait aussi d'être plus réactif et anticipatif, et de ne pas attendre que la biomasse des populations ciblées se dégrade avant d'engager les processus de correction. Le nouveau référentiel 3.0 de 2022 a *de facto* introduit pour le futur de nouvelles exigences sur l'obligation de règles de capture (HCR, *Harvest Control Rules*) pour tous les stocks ciblés.

On peut aussi noter que ni la littérature scientifique traitant du MSD ni le rapport de Stephenson et Johnson (2023) n'aborde la pertinence du niveau d'impact sur les populations ciblées considéré comme durable, les évaluations utilisant les mêmes points de référence RMD (MSY) tels que définis par les ORGP et dans l'objectif de développement durable ODD 14.4, mais pas plus ambitieux. On sait pourtant que les valeurs de référence F_{msy} et B_{msy} correspondent à des niveaux d'impact sur la ressource exploitée qui dépendent grandement du diagramme d'exploitation (i.e. la sélection des classes d'âge et de taille ciblées par la pêche), et notamment de la possible mise en place de mesures de protection des juvéniles de poissons (réglementation des maillages et tailles minimum légales de première capture). Il est ainsi fréquent que le ratio B_{msy}/B_0 (biomasse au MSY sur biomasse à l'état vierge (sans pêche), toutes choses égales par ailleurs) varie entre 0,25 et 0,5 en fonction du diagramme d'exploitation (Froese *et al.*, 2008). La labellisation peut donc être accordée (ou refusée) à des pêcheries dont l'impact sur la ressource est très variable selon les réglementations en place et la sélectivité des pêcheries. En ce sens, elle ne garantit pas un niveau de protection de la ressource complètement spécifié.

2.5.3.3. Garantie du MSD sur la réduction des autres impacts

Cette question est sans aucun doute celle à laquelle il est le plus difficile de répondre, non seulement du fait des difficultés méthodologiques de la mesure de l'évidence scientifique, déjà évoquée à la section 2.5.2.3, et du peu d'études disponibles sur le sujet, mais aussi, et peut-être même surtout, parce que les réponses peuvent aussi varier selon l'échelle d'analyse et de comparaison : (i) réduction des impacts dans une pêcherie certifiée en comparaison avec elle-même – approche diachronique avant/après certification ? (ii) réduction des impacts dans une pêcherie certifiée en comparaison avec une autre pêcherie de même type mais non certifiée – approche synchronique contrôle/intervention ? (iii) réduction des impacts dans une pêcherie certifiée par rapport à un autre type de pêche ? Ainsi, alors que les deux premiers points peuvent être analysés, au moins en théorie, par des éléments factuels suivant la démarche scientifique BACI (« *Before – After – Control – Intervention* » ; articles référencés PICO/PIO dans notre analyse systématique de littérature, cf. section 2.5.1.2, et analysés section 2.5.2.3), c'est en fait le troisième point qui fait l'objet des débats les plus nourris autour de ce label.

Réduction diachronique des impacts (avant/après certification)

Cette comparaison est abordée à la section 2.5.2.3, mais il reste difficile d'appréhender de manière globale l'impact diachronique du label sur les écosystèmes, alors que chaque pêcherie a ses propres spécificités et niveaux de complexité. Il faudrait une méta-analyse détaillée sur l'ensemble des trajectoires de notation de chaque pêcherie, non seulement après la première évaluation comme on le voit sur la Figure 2-13, mais également avant tout processus de certification (état initial), et en prenant correctement en compte les phases intermédiaires de certification, y compris la phase préparatoire de *Fishery Improvement Project* (FIP) si la pêcherie n'était pas initialement prête pour la certification. Pierucci *et al.* (2022) et Travaillé *et al.* (2019a) représentent deux tentatives de telles méta-analyses sur ces sujets, essayant de mesurer d'une part combien de pêcheries abandonnent le MSC et si, le cas échéant, l'abandon serait dû à des objectifs environnementaux trop difficiles à atteindre, et d'autre part en quoi les FIP représentent ou non des améliorations réelles de pêcheries avant certification. Mais les résultats de ces analyses ne permettent pas de conclusions tranchées, et les commentaires et re-calculs des estimations de Pierucci *et al.* (2022) par les auteurs MSC (Lees *et al.*, 2023) montrent bien la complexité de la question et la difficulté de manipuler et d'interpréter ces données de trajectoires individuelles.

A défaut de pouvoir réellement démontrer l'impact bénéfique direct de la certification sur la réduction des impacts environnementaux, plusieurs études décrivent cependant les effets indirects, et moins tangibles, sur l'indispensable changement de mentalité dans les pêcheries certifiées. Cela inclut la meilleure prise de conscience des enjeux environnementaux et de leur quantification, et l'instauration de meilleures pratiques de collecte d'information, de suivi et de gouvernance (incluant par exemple l'apprentissage, et l'autonomisation des communautés ; Carlson et Palmer, 2016). Ces changements sont un prérequis nécessaire (même si non suffisant) – cf. section 2.5.2.3.

Réduction synchronique des impacts (pêcheries similaires avec/sans certification)

La comparaison entre pêcheries avec des caractéristiques similaires est là encore un exercice difficile, peu couvert dans la littérature scientifique comme on l'a décrit ci-dessus. Peu d'auteurs ont fait la démarche de notation à large échelle comme l'ont fait Wakamatsu et Sakai (2021) sur 53 pêcheries japonaises non certifiées, montrant des impacts environnementaux systématiquement plus élevés dans ces pêcheries que dans des pêcheries certifiées comparables.

Sur ce sujet, la revue de *On The Hook* (Stephenson et Johnson, 2023) décrit le ressenti de différents contributeurs que les normes internationales établies par les organisations régionales (ORGP) progressent, pour certaines, désormais plus vite que le référentiel MSC. Alors que le label MSC était historiquement considéré comme plus exigeant sur les questions environnementales que les pratiques standards de gestion et de contrôle en place dans la plupart des régions, et donc garantie d'une certaine différence (« *best practices* »), la revue regrette que la différence ne soit plus aussi importante aujourd'hui, et donc moins porteuse de garantie de différenciation avec des pêcheries non certifiées mais qui sont tenues aux mêmes obligations réglementaires. L'exemple emblématique étant l'interdiction de la pêche aux ailerons de requins (régulation « FNA », *Fins Naturally Attached*), déjà en place dans de nombreuses juridictions (depuis 2013 en Europe) mais intégrée au référentiel MSC en 2022 seulement.

La revue liste ainsi de nombreux points pour lesquels les progrès sur la réduction des impacts écosystémiques sont encore jugés « hautement insatisfaisants » par les contributeurs, et sur lesquels elle souhaiterait un plus haut niveau d'ambition environnementale, par exemple sur des objectifs chiffrés sur les réductions de captures accessoires ou l'obligation de contrôle de l'activité de pêche par caméras embarquées.

Impacts par type de pêcherie

L'enjeu majeur du débat autour de l'impact écosystémique du label MSC provient en réalité de choix fondamentaux sur qui a, ou devrait avoir, le droit d'être certifié et qui n'a pas, ou ne devrait pas avoir, le droit de l'être. Le MSC défend l'égalité d'accès à son programme de certification pour toutes les pêcheries, indépendamment de leur taille, échelle, localisation géographique ou engin de pêche (du moment qu'il soit légal) ; reconnaissant que « *chaque type d'engin a*

un effet sur l'environnement marin. Toutefois, s'ils sont gérés avec soin, pratiquement tous les types d'engins peuvent être utilisés de manière responsable et durable »¹³. Seuls quelques cas très spécifiques ne sont pas éligibles. À l'inverse, les commentaires critiques du label considèrent que de nombreux types de bateaux, de modes de pêche et d'espèces ciblées ne devraient par principe pas être éligibles du tout à une certification de pêche dite « durable » (*On The Hook*, Stephenson et Johnson, 2023, p. 27), considérant que ces types de pêcheries, même avec un score MSC élevé, auront toujours un impact négatif fort sur les écosystèmes marins.

Toutes ces pratiques listées par la revue comme « *de facto* non durables » représentent en réalité la majorité des débarquements mondiaux, et une très large part des pêcheries certifiées par le MSC, ce qui alimente la controverse. L'exemple le plus débattu est celui des pêcheries de thon utilisant des dispositifs de concentration de poissons dérivants (DCP, sorte de radeaux flottants sous lesquels les poissons se rassemblent), que Bloom (2023) et *On The Hook* (Stephenson et Johnson, 2023) souhaitent bannir de la certification, tandis que le MSC, dans son nouveau référentiel 3.0, se focalise uniquement sur la réduction des risques d'impact de ces DCP en mer (perte, enchevêtrement, etc.) via des améliorations technologiques (*tracking satellite*, etc.). Le même débat s'applique aux impacts sur les habitats, et en particulier, à l'impact du chalut de fond sur les fonds marins.

Cette opposition fondamentale sur le chalut de fond ou sur les DCP dérivants illustre toute la difficulté de définir ce qu'est une pêche « durable » dans son approche écosystémique, et d'avoir une mesure objective de quel niveau d'impact est jugé durable pour un écosystème – quels indicateurs ? quels seuils ? (Savina-Rolland *et al.*, 2023). Le chapitre 3 fournit des éclairages sur la connaissance scientifique des impacts de ces différentes pratiques sur la biodiversité ; mais comme on le verra dans ce chapitre, s'il est clair que cette connaissance scientifique permet d'éclairer la question de la comparaison quantitative entre pêcheries (« *tel engin est-il plus ou moins impactant que tel autre engin par unité d'effort de pêche ? quel est l'impact cumulé de telle pêcherie, sommé sur tous les bateaux concernés, par rapport à telle autre pêcherie ?* »), elle ne permet souvent pas de trancher objectivement et de manière binaire et univoque entre durable et non durable.

Ainsi sur ce sujet, les enjeux sont politiques tout autant que scientifiques, car différentes sensibilités s'expriment, toutes se réclamant de la démarche scientifique. *On The Hook* (Stephenson et Johnson, 2023) et Bloom (2023) décrivent ainsi bien ce qu'on pourrait qualifier de dissonance cognitive grandissante entre les attentes de plus en plus « idéalisées » d'une partie du grand public et des consommateurs qui, à tort ou à raison, se représentent la pêche durable comme étant une pêche locale à petite échelle, à faibles impacts écologiques, et à forte plus-value économique et sociale, et l'approche du MSC et des pêcheries certifiées typiques, hauturières de large échelle et larges volumes de captures pour le marché international. Le fait que le MSC porte au consommateur une information relativement fiable sur l'état de sur- ou sous-exploitation des populations ciblées n'est, pour beaucoup de vendeurs et de consommateurs, plus suffisant pour incarner une « pêche durable ».

2.5.3.4. Plus-value du MSC par rapport à la régulation par les pouvoirs publics

Le débat ci-dessus renvoie ainsi également à des visions différentes de la notion même de label, avec là aussi une dissonance cognitive qui s'établit entre la démarche MSC, laquelle entend concerner potentiellement la totalité des pêcheries dans le monde, toutes appelées idéalement à respecter le même cahier des charges malgré leur grande diversité d'opérations et de contextes, et une attente des consommateurs (occidentaux) dont une partie a tendance à attendre d'un label une garantie premium, réservée à une fraction des produits caractérisée par des standards de durabilité qui vont bien au-delà de la moyenne (et du simple respect de la réglementation en place, dans les régions où celle-ci est appliquée et contrôlée par les pouvoirs publics).

¹³ *Fishing methods and gear types*: <https://www.msc.org/what-we-are-doing/our-approach/fishing-methods-and-gear-types> [Consulté le 27/01/2025]

Sur cette question, une littérature importante a effectivement dressé le constat que les pêcheries certifiées par le MSC étaient majoritairement des pêcheries du « *Global North* » (Figure 2-14), avec des difficultés à percer dans les pêcheries du « *Global South* » (voir section 2.5.3.5). Effectivement, la part de captures certifiées est la plus forte dans les zones de pêches européennes, nord-américaines, néo-zélandaises et antarctiques, mais beaucoup plus faible autour du continent asiatique (Océan Indien, ouest Pacifique, etc.).

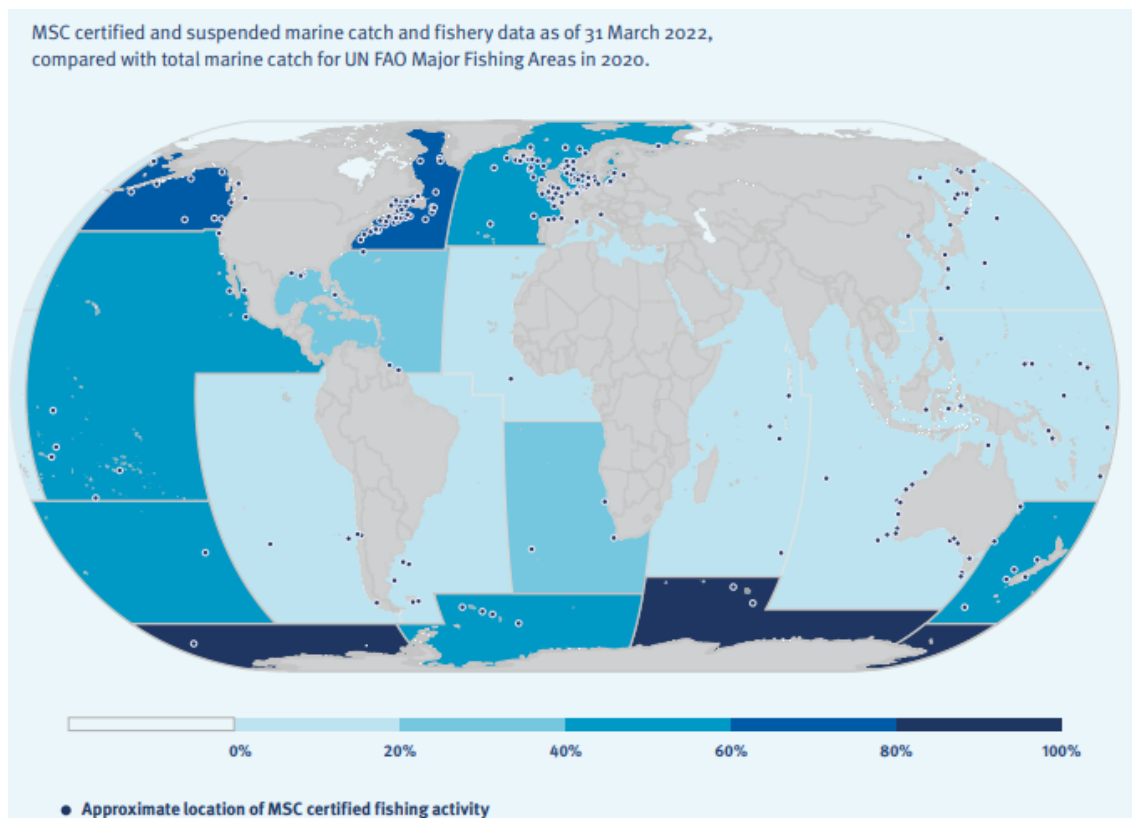


Figure 2-14. Localisation des pêcheries MSC en fonction des zones de pêches. (Marine Stewardship Council, 2021).

Un article de Jones *et al.* (2023) a analysé les caractéristiques socio-environnementales des pêcheries engagées dans la démarche, et a montré qu'effectivement, les pêcheries de pays avec un fort indice de développement humain — et donc déjà bien régulées par les pouvoirs publics — et exploitant des eaux productives à forte biomasse étaient les plus susceptibles de s'engager dans une démarche MSC. De même, Karavias (2018) explique que le MSC est façonné par le droit international (et notamment par le Code de conduite sur la pêche responsable de la FAO), mais qu'en retour il influe également sur l'évolution de ce droit international (*cf.* en particulier les *guidelines* FAO sur l'éco-labellisation) et de certaines lois nationales (adaptées pour favoriser la labellisation). Ainsi, plusieurs articles pointent vers le fait que quand une pêcherie MSC présente de bons résultats de gestion et un impact considéré comme durable par rapport aux indicateurs mesurés, il reste souvent difficile de dissocier l'effet du MSC seul en tant que moteur de changement. Souvent même, il semble que cela fonctionnerait plutôt à l'inverse, c'est-à-dire que le MSC permet de reconnaître des éléments du changement déjà existants ou qui peuvent s'être mis en place pour d'autres raisons (e.g. coopération entre acteurs, pression médiatique, etc. ; Field *et al.*, 2013 ; Ballance *et al.*, 2021).

Les pêcheries du « *Global South* » qui sont engagées dans la certification MSC sont essentiellement des pêcheries ciblant le thon ou d'autres espèces de haute valeur, orientées vers l'export (i.e. vers les consommateurs du « *Global North* »). Ces pêcheries thonières internationales, gérées par des ORGP, ont un historique plus complexe en termes de gestion que les pêcheries domestiques occidentales, du fait qu'elles opèrent dans des zones hauturières transfrontalières, et qu'elles nécessitent des prises de décision multilatérales. La lenteur et la complexité des négociations internationales peuvent ralentir les efforts de mise en œuvre d'accords importants pour la sauvegarde des stocks de thonidés ; et quand

de tels accords existent, le manque de mécanismes internationaux efficaces de contrôle n'a pas toujours permis de réussir à les mettre en œuvre et de réduire les captures ou l'effort de pêche conformément aux avis scientifiques émis lorsqu'un stock a commencé à décliner.

Pour ces pêcheries thonières largement présentes dans le MSC (91 pêcheries certifiées en 2022, près de la moitié des captures mondiales de thon), comprendre le rôle historique du MSC est intéressant. Schiller et Bailey (2021) analysent ainsi une temporalité entre MSC et pouvoirs publics inverse à celle des pêcheries domestiques occidentales expliquée ci-dessus, le MSC ayant été utilisé par des acteurs économiques transnationaux pour faire pression sur les Etats et les ORGP pour améliorer les conditions de gestion et diminuer la surpêche, afin de répondre aux critiques des consommateurs. Les auteurs documentent une augmentation très rapide des pêcheries demandant la certification entre 2007 et 2019, qui a été suivie par une augmentation significative d'adoption de stratégies de gestion (*Harvest Control Rules*) par les ORGP. Leurs interviews des acteurs de ces ORGP ont corroboré que « *l'industrie de la pêche au thon et les acteurs de la chaîne de valeur ont joué un rôle sans précédent dans l'élaboration de la gouvernance internationale de ces espèces* ».

En 2024, on rapporte d'ailleurs que 86% des captures de thon dans le monde proviennent de populations avec des niveaux d'abondance satisfaisants (ISSF, 2024). Malgré ces résultats, on souligne à nouveau, comme on l'a déjà évoqué ci-dessus, combien les pêcheries thonières certifiées incarnent aujourd'hui, plus que toutes autres, les critiques formulées à l'encontre du MSC (*On The Hook*, Stephenson et Johnson, 2023 ; Bloom, 2023). Cette controverse est liée au développement et à la généralisation de la pêche à la senne sous DCP dérivants durant cette même période, du fait de ses impacts environnementaux collatéraux estimés (captures accessoires d'espèces protégées) (scoring du Principe 2). Une réflexion sur cette pêcherie et ses impacts est détaillée dans le chapitre 3.

En retour, le MSC a introduit dans son référentiel 3.0 de nouvelles exigences pour une gestion plus durable de ces pêcheries à l'avenir (qui sont décrites dans le chapitre 3 à partir de l'analyse du cahier des charges), mais ces exigences n'ont pas encore été mises en application à l'heure actuelle. Elles ne peuvent donc pas être discutées dans le présent chapitre.

2.5.3.5. MSC et petites pêcheries artisanales et les pêcheries à données limitées

Le MSC est conscient de la difficulté pour les pêcheries artisanales, et notamment celles des pays en développement, d'accéder aux standards de certification. Il a donc mis en place des actions depuis 10 ans pour tenter d'y remédier¹⁴, incluant différents outils (y compris les FIP) et aides au financement. Le MSC reconnaît cependant que les progrès restent encore marginaux, puisque que seules 20% des pêcheries certifiées actuellement proviennent de pays en voie de développement.

Comme on l'a vu ci-dessus (et voir également le chapitre 5), plusieurs articles de la littérature scientifique se sont penchés sur les mécanismes économiques, sociaux et politiques enclenchés par ces tentatives d'incitation à la certification de pêcheries artisanales du Sud (Wakamatsu et Wakamatsu, 2017 ; Foley et McCay, 2014 ; Pérez-Ramírez *et al.*, 2016). Dans son analyse sur les caractéristiques socio-environnementales des pêcheries engagées dans la démarche MSC, Jones *et al.* (2023) notent l'inadéquation du programme entre les régions où les certifications MSC sont les plus susceptibles de se produire et les endroits où elles seraient les plus utiles, c'est-à-dire les plus susceptibles de générer des améliorations tangibles. Utilisant un modèle prédictif basé sur l'analyse des taux d'abandon, les auteurs anticipent que la certification a par exemple peu de chance d'aboutir dans les pêcheries situées dans des régions surexploitées et dans celles ciblant des espèces de poissons fourrage (petits poissons de pleine eau, type sardine, hareng ou maquereau, etc.). Nyiawung *et al.* (2022) montrent également l'inadéquation d'un label payant pour des pêcheries artisanales au sud, constatant que ce qui rend une pêcherie certifiable ou non certifiable n'est pas seulement

¹⁴ Pathway to Sustainability: <https://www.msc.org/what-we-are-doing/pathway-to-sustainability> [Consulté le 24/07/2024]

son niveau de performance par rapport à la norme de certification, mais aussi un éventail plus large de relations et d'interactions entre pêcheurs et marchés, qui influencent les voies de développement et de changement dans les pêcheries. Travaillé *et al.* (2019a) observent que pour obtenir des résultats tangibles sur au moins quelques-uns des 28 indicateurs de certification MSC, les FIP doivent être maintenus sur une durée suffisamment longue (>5 ans) avant de pouvoir espérer des changements structurels.

Là encore, l'analyse des pêcheries thonières est éclairante pour comprendre les barrières à la certification (barrières économiques, mais pas seulement), du fait de la grande diversité d'acteurs et de pêcheries partageant les mêmes ressources, mais pas forcément les mêmes marchés ni les mêmes mécanismes de gouvernance en fonction du pays d'appartenance des navires. Tolentino-Zondervan *et al.* (2016 ; 2018) et Grantham *et al.* (2022) ont analysé divers angles de pêcheries thonières artisanales asiatiques du point de vue d'une possible certification. Ils concluent que les bénéfices attendus de la certification ne sont pas suffisants par rapport à la difficulté, aux risques et aux incertitudes des changements de pratiques qu'elle requiert, à la fois concernant la capacité d'organisation collective des acteurs (y compris dans les rapports de force entre pêcheurs artisanaux et multinationales de commercialisation) et concernant les choix individuels de pratique (abandon des DCP dérivants).

2.5.4. Résultats pour le corpus aquaculture

Force est de constater que la littérature scientifique est très pauvre, pour ne pas dire inexistante, quant aux effets mesurés des labels de l'aquaculture marine ou continentale sur la biodiversité. Sur l'ensemble du corpus retenu (18 articles), seule une publication s'attache à en évaluer les effets (taux d'échappement de saumon), et encore de manière théorique, sur la base d'analyse de scénarios par modélisation (Tlustý, 2012). Il en est de même si on élargit la requête aux effets mesurés des labels sur l'impact environnemental, Label Rouge au sens large, le plus souvent au travers d'approche par ACV. Quelques publications existent sur l'effet de la labellisation sur les pratiques et l'impact sur le bien-être des animaux en élevages, mais ce domaine a été exclu de la présente étude.

Cette pauvreté relative ne permet pas de dessiner une typologie des productions aquacoles étudiées, que ce soit :

- sur le plan des systèmes de production, même s'ils concernent très majoritairement des systèmes d'aquaculture marine ou en eaux saumâtres ;
- sur le plan des espèces produites même si crevettes, saumon et truite sont les plus récurrents (8 articles). A noter que 4 articles sont de type *review* ou analyse transversale, et abordent plusieurs types de systèmes de production et d'espèces ;
- en termes de localisation géographique, critère qui se superpose peu ou prou à celui des espèces ; sud-est de l'Asie pour les crevettes, et Norvège et Ecosse pour le saumon. A noter qu'aucun article ne concerne ou ne fait spécifiquement référence à l'aquaculture française.

D'un point de vue des labels concernés, le panorama est également hétérogène. Trois articles sont ciblés unilabel et concerne un label bio hypothétique (Di Marco *et al.*, 2017) ou réel, Naturland (Baumgartner *et al.*, 2017 ; Jonell *et al.*, 2013) ; 6 articles concernent des comparaisons multilabels (ASC, Global GAP, Naturland, GAA...).

Sur le plan de la méthode et au regard de la grille de lecture choisie (cf. méthode en début de chapitre), seuls 10 articles sur 18 peuvent être associés à une approche PICO ou assimilée, mais souvent très incomplète. L'absence de mesure d'effet sur la biodiversité des labels s'explique vraisemblablement par plusieurs raisons :

- Le fait que la labellisation est une démarche assez récente en aquaculture, qu'elle concerne une part réduite de la production à l'échelle mondiale (malgré son quadruplement ces dix dernières années pour les principaux labels (ASC, Global Gap, BAP) (Rector *et al.*, 2023b), et qu'elle est donc assez peu documentée et quantifiée en termes de bénéfices environnementaux ou sur la biodiversité.

- Les labels visent le plus souvent des objectifs de durabilité et les objectifs environnementaux restent le plus souvent au niveau du principe ou de l'intention d'amélioration (*ecological care ; environmental improvement or responsibility*, etc.).
- Concernant directement la biodiversité, les impacts formalisés portent sur les habitats critiques (i.e. mangroves pour la crevetteculture), l'exploitation de ressources biotiques, les échappées ou l'origine des espèces élevées (indigènes ou exotiques). A titre d'exemple, Jonell *et al.* (2013) montrent que les 8 labels analysés prennent en compte l'impact sur les ressources biotiques, c'est-à-dire la pêche de larves, juvéniles ou géniteurs sauvages, ou encore de poisson fourrage (pour l'approvisionnement en farine et huile de poisson pour l'aliment), dans la définition de leurs standards, mais aucun ne propose d'objectifs chiffrés ni de critères de mesure pour leur atteinte.
- La certification en aquaculture est très souvent focalisée sur des critères à l'échelle de la ferme et donc manque de perspectives écosystémiques.
- Par ailleurs, de nombreuses certifications utilisent des données basées sur des indicateurs (comme par exemple, les échappements de poissons, les effluents, les antibiotiques) dont l'objectif est de réduire le plus possible la valeur de l'indicateur afin de minimiser l'impact environnemental ; pour une certaine valeur pour chacun des indicateurs, est alors défini un seuil unique qui permet d'obtenir la certification. Seulement, selon Tlusty (2012), ce type de certification à seuil unique n'est incitatif que pour un nombre limité d'acteurs en aquaculture, ayant des pratiques déjà proches du seuil. Ce même auteur suggère que les labels soient conçus à partir d'une combinaison de programmes de certification, à seuils multiples, afin d'élargir l'étendue de l'attraction pour les acteurs aquacoles et d'induire le plus grand nombre de changements dans les pratiques pour maximiser l'efficacité d'un programme de certification en terme d'amélioration environnementale (Tlusty, 2012). Une telle combinaison de certifications n'est probablement pas aisée en aquaculture étant donné la diversité des programmes de certification [17 programmes recensés (World Wildlife Fund, 2007), ayant des objectifs et des portées géographiques assez différents] et le fait qu'aucun programme n'a encore adopté une approche par niveaux. Tlusty (2012) préconise alors d'encourager différents programmes à travailler de manière synergique afin d'aller vers des seuils multiples, plutôt que de développer plusieurs niveaux au sein d'un seul programme.
- En ACV, les mesures de facteurs dont l'impact sur la diversité aquatique serait assez direct, comme l'eutrophisation ou la pollution, ne sont jamais contextualisés au regard du milieu récepteur (sensibilité/vulnérabilité des biotopes, caractéristiques hydrodynamiques en termes de capacité dilution/dispersion), ce qui ne permet pas d'en déduire/quantifier un impact sur la biodiversité.

2.6. Synthèse du chapitre 2

2.6.1. Deux labels très majoritairement traités

La littérature académique et non académique sur l'impact des labels alimentaires sur la biodiversité s'intéresse très majoritairement à deux labels : l'agriculture biologique pour le terrestre et le MSC pour le marin. Ces labels sont aussi les plus représentés. Dans le cas du marin, MSC est même le seul label à représenter des volumes significatifs sur le marché français des produits de la mer.

La littérature académique sur l'impact de l'agriculture biologique sur la biodiversité mesurée au champ est abondante. La méta-analyse la plus complète (Tuck *et al.*, 2014) conclut à une diversité spécifique de 34% supérieure aux champs conventionnels, et d'autres études suggèrent une abondance de l'ordre de 50% supérieure. Cet effet positif de l'agriculture biologique sur la biodiversité au champ fait consensus dans la littérature. Il semble plus marqué pour les cultures annuelles que pour les cultures pérennes et les prairies. Il est probable que dans certaines études, une très

grande diversité de pratiques, de contextes pédoclimatiques, de cultures, puisse diluer les effets de l'AB. Par ailleurs, dans certains cas, notamment en prairies, les différences de pratiques entre conventionnel et agriculture biologique peuvent être assez réduites. L'éventuelle non-linéarité de cet effet à l'échelle du paysage, comme par exemple un effet plus que proportionnel de la part d'agriculture biologique dans le paysage, reste peu étudiée et semble varier suivant les taxons étudiés tout en restant neutre ou positif.

L'effet global de l'agriculture biologique sur la biodiversité, prenant en compte d'autres causes majeures de pertes de biodiversité potentiellement causées par l'agriculture que sont l'usage des terres et le changement climatique, ne fait par contre l'objet que de quelques études, notamment en analyse de cycle de vie. Certaines méthodes d'évaluation conduisent à réduire ou annihiler l'impact positif de l'agriculture biologique constaté au champ en passant à l'échelle mondiale, au motif que cet effet se traduit généralement par une baisse de rendement laquelle nécessiterait, pour être compensée, de mettre en culture de nouvelles surfaces, potentiellement riches en biodiversité (par déforestation notamment). Cependant, le faible nombre d'études et leurs divergences ne permettent pas de dégager un consensus sur cet effet. Des études spatiales à l'échelle mondiale montrent que c'est davantage l'augmentation des rendements en conventionnel qui, en accroissant la plus-value à l'hectare, a plus souvent tendance à se traduire par l'expansion des surfaces mises en culture ; d'autres travaux relient l'intensification de l'agriculture à la croissance de la consommation et de la production alimentaires mondiales. Par ailleurs, les effets locaux et globaux sur la biodiversité sont variables selon les taxons et les niveaux de biodiversité dans les espaces naturels. Ainsi, en l'état des connaissances actuelles, le consensus scientifique se porte sur les effets positifs de l'agriculture biologique sur la biodiversité, même s'il existe un enjeu autour du niveau de rendements.

Pour le MSC, la littérature, et en particulier les articles les plus récents, qui sont également les plus complets et les plus détaillés, permet de conclure que le label offre aux consommateurs la garantie que le produit a une très forte probabilité, significativement supérieure à celle d'un produit non labellisé, de provenir d'un stock non surexploité. De même, le niveau moyen de biomasse des stocks labellisés, relativement aux cibles usuelles de la bonne gestion des pêches, apparaît supérieur à celui des stocks non-labellisés. Le label garantit également la présence d'un système de gestion réactif, et le processus de labellisation joue souvent un rôle de prise de conscience des enjeux de durabilité et d'accompagnement des acteurs de la pêche vers un meilleur suivi de la ressource et vers des pratiques plus vertueuses.

L'effet du MSC sur la biodiversité globale, au-delà des espèces ciblées par la pêche, reste peu documenté dans la littérature. Les quelques études qui s'y intéressent montrent qu'en dehors de quelques cas d'étude spécifiques, aucun effet significatif sur la biodiversité marine n'a pu être associé à ce jour à la labellisation. La raison principale en est sans doute que les critères associés à cette réduction des impacts écosystémiques de la pêche sont longtemps restés assez flous et peu quantitatifs dans les grilles d'analyse du MSC. Dans la période récente, cette situation a cependant évolué, avec l'apparition de normes internationales plus précises, et avec la révision des critères de labellisation MSC adoptée en octobre 2022. La mise en application de cette nouvelle grille de labellisation n'a cependant pas débuté à ce jour et sa mise en œuvre reste incertaine. Il n'est donc pas encore possible d'en évaluer les éventuels bénéfices en matière de réduction des impacts écosystémiques de la pêche.

La section 2.5.3 a présenté en détail des controverses assez prégnantes dans la littérature scientifique et grise autour du label MSC, qu'on peut résumer autour de deux points majeurs. Tout d'abord, l'absence de label MSC reste peu informative pour le consommateur. Elle peut recouvrir des situations très variées, depuis des pêcheries qui ne remplissent clairement pas les critères MSC jusqu'à des pêcheries qui peuvent, à l'inverse, s'appliquer des standards de durabilité très supérieurs à ces critères, sans en rechercher la reconnaissance dans un label. Par ailleurs, le label est jugé par certaines ONG trop peu exigeant en matière de critère de durabilité. Ces controverses renvoient en réalité à un vrai débat sur ce qu'est aujourd'hui une pêche durable, et sur la nature même de ce que doit ou devrait être un label. Ce débat n'a pas aujourd'hui de réponse scientifique simple et unique, mais illustre une dissonance grandissante entre les attentes et perceptions assez « idéalisées » de nombreux citoyens/consommateurs, et la réalité des types de pêche engagés sur le marché mondialisé des produits de la mer. Les ONG, mais aussi certains travaux scientifiques,

considèrent que les réglementations actuelles concernant la pêche sont très insuffisantes pour préserver la biodiversité marine et assurer une réelle approche écosystémique de la durabilité du secteur. Dans cet esprit, beaucoup de consommateurs occidentaux considèrent aujourd'hui que la labellisation devrait être réservée à une petite pêche côtière aux engins dormants, souvent idéalisée et jugée, à tort ou à raison, globalement moins impactante et plus pourvoyeuse d'emplois et de bénéfices pour l'aménagement des territoires côtiers.

A ce propos, il est intéressant relever que nos analyses conjointes de la littérature disponible sur ces deux labels dominants semblent mettre en évidence des polémiques et controverses beaucoup plus vives autour du label MSC qu'autour des labels liés à l'agriculture biologique. La dissonance exprimée ci-dessus semble être moins prégnante dans le cas du label bio.

2.6.2. Les autres labels

Pour les autres labels terrestres, trois études, issues de la littérature grise, sur le label HVE (versions antérieures à 2024) convergent pour ne pas trouver de plus-value de ce label en termes de biodiversité. Malgré le faible nombre d'études, leur diversité méthodologique (indicateurs de pratiques enquêtées en exploitation et prédictions basées sur le cahier des charges) nous amène à conclure que le label HVE n'a probablement pas d'impact substantiellement différent de l'agriculture conventionnelle sur la biodiversité. Au-delà d'HVE, pour les autres labels recensés (RSPO, Label Rouge, Indications géographiques...), le faible nombre d'études, elles-mêmes rarement basées sur des données recueillies dans les fermes, ne permet pas de se prononcer. Ainsi, pour ces labels, comme pour les labels en aquaculture, il manque des données expérimentales publiées dans des revues scientifiques sur leur impact sur les EBV.

Il convient aussi de noter que des controverses assez similaires à celles exprimées sur le label MSC peuvent exister sur les modalités de ces autres labels. BiodivLabel n'est toutefois pas entré dans le détail de ces controverses.

2.6.3. Limites de la littérature sur les impacts des labels sur la biodiversité

Parmi les principales limites des études considérées, il ressort que ces études se concentrent sur deux EBV exprimées par la richesse spécifique et/ou l'abondance des différents taxons. Les EBV liées notamment aux aspects fonctionnels, telles que la diversité des habitats, sont peu abordées. De même, les études se focalisent sur quelques taxons, tels les plantes, les arthropodes et les communautés microbiennes. Pour ce qui est de la méthode en termes de comparaison, il est à noter qu'une seule étude (Coinon, 2022) mobilise le « gold standard » de l'attribution d'effet d'un label, à savoir une comparaison à la fois synchronique (avec ou sans label) et diachronique (avant et après labellisation). Par ailleurs, d'une manière générale pour les études sur la biodiversité terrestre et marine, la définition du contrefactuel (sans label) en particulier est généralement peu objectivée, ce qui ne permet pas de déterminer si on a affaire à des situations similaires aux exploitations/pêcheries labellisées en termes de taille, conditions climatiques, etc. Une autre lacune importante des études de la littérature est leur tendance à se contenter de conjectures sur le chemin d'impact des labels. Ainsi, si l'absence de recours aux pesticides de synthèse est plus souvent mise en avant que les autres pratiques liées à l'agriculture biologique (ex : absence d'engrais minéraux, diversification de la rotation...) pour expliquer son bénéfice sur la biodiversité au champ, cette évocation ne s'appuie pas sur des éléments de preuve objectivés par l'expérimentation ou la modélisation (hormis pour les ACV). Notons enfin que l'étude de l'effet indirect sur la biodiversité des plus faibles rendements de l'agriculture biologique reste cantonnée à quelques rares ACV conséquentielles.

2.6.4. Conclusion

En conclusion, cette étude fouillée de la littérature a mis en évidence la place majeure de l'agriculture biologique pour le terrestre et du label MSC pour le marin dans les articles. Les effets positifs de l'agriculture biologique pour certains

taxons majeurs comme les plantes, les arthropodes, en termes d'EBV « populations » et « composition des communautés » sont clairement établis à l'échelle de la parcelle. Pour deux labels internationaux, Rainforest Alliance et RSPO, il existe une poignée d'articles qui ne permettent pas de conclure quant aux impacts des pratiques issues de ces labels sur la biodiversité. Les autres labels, HVE, appellations d'origine et d'indications géographiques, n'ont pas fait l'objet de publication sur le sujet des impacts sur la biodiversité. La littérature grise a permis de faire un point méthodologique sur les méthodes « *a priori* » ou prédictives, qui évaluent les pratiques recommandées par le cahier des charges. Si les quelques méthodes existantes reposent sur des notations qualitatives à dire d'expert, la méthode du BASIC est allée plus loin mais n'a pas intégré les tailles d'effet. Enfin, le corpus restreint sur les méthodes utilisées en ACV a montré des résultats variables quant aux impacts de l'agriculture biologique sur la biodiversité. Aucune méthode « clé en main » n'a été identifiée dans ce corpus, bien que la méthode BVI ait fait l'objet d'un test dans l'expérimentation sur l'Affichage environnemental. Par ailleurs, l'étude de la littérature grise a fait ressortir trois études très différentes au niveau méthodologique pour le label HVE, qui nous amènent à supposer une absence d'effet positif sur la biodiversité, tandis que pour les autres labels, les rares études ne permettent pas de conclure.

Enfin, plusieurs points ont été discutés, tels la définition des pratiques du label et du témoin, les échelles d'étude, l'unité fonctionnelle, les effets des pratiques en dehors des parcelles et les lacunes de la littérature qui reste centrée sur certains EBV et groupes taxonomiques. Certains de ces points qui sont l'objet de controverses scientifiques, telle la question des unités fonctionnelles, seront repris au chapitre 4.

La littérature est plus variable pour le MSC, avec des controverses scientifiques bien identifiées, décrites à la section 2.5.3 et résumées au chapitre 6 (absence de consensus sur les référentiels de durabilité, notamment sur le Principe 2 ; biais de labellisation vers des pêcheries capitalisées et absence de considérations sociales privilégiant les petites pêcheries ; rôles et responsabilités complexes entre pouvoirs publics et MSC pour assurer la gestion durable et ambitieuse des pêcheries). Ainsi, le label MSC est utile dans un processus d'amélioration de la durabilité des pêches, mais n'apporte que des garanties incomplètes quant à la limitation des impacts de la pêche sur la biodiversité marine. Il est ainsi insuffisant pour informer le consommateur soucieux de réduire son empreinte biodiversité, tandis qu'*à contrario* l'absence de label MSC est peu informative pour le consommateur. La raison principale en est sans doute que les critères associés à la réduction des impacts écosystémiques de la pêche sont longtemps restés assez peu cadrés dans les critères d'analyse du MSC, traduisant également l'absence de consensus scientifique, à l'échelle globale, sur les critères de durabilité écosystémique des pêches et sur les métriques et cibles de gestion potentiellement associées.

En conclusion, les limites constatées, notamment sur la définition très floue de la situation de référence ou témoin, la difficulté à identifier les mécanismes impliqués (en particulier les pratiques), l'absence de données pour une majorité de labels, nous ont poussés à analyser plus avant ces relations, à la fois via l'analyse des cahiers des charges des labels, des pratiques associées et de la littérature cherchant à mettre en évidence l'impact avéré de ces pratiques sur la biodiversité (dans le chapitre 3). Pour la biodiversité terrestre, nous avons mis en œuvre une démarche de modélisation pour détecter d'éventuels effets de la mise en pratique de labels sur la biodiversité qui permettra d'aller au-delà des résultats expérimentaux et travaux existants (dans le chapitre 4). Pour le marin, nous complétons cette étude par une comparaison des scores de labellisation avec des scores de risque d'impact par engin développés par ailleurs (chapitre 4 également).

Références bibliographiques

- Aavik, T.; Liira, J., 2010. Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135 (3): 178-186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.09.005>
- Actionaid; FAIRe; BioConsommateurs, 2020. *La boussole des labels*, 16 p. <https://admin.actionaid.fr/uploads/downloadFile/511/Boussole-des-labels-WEB.pdf>
- Agnew, D.J.; Gutiérrez, N.L.; Stern-Pirlot, A.; Hoggarth, D.D., 2014. The MSC experience: developing an operational certification standard and a market incentive to improve fishery sustainability. *Ices Journal of Marine Science*, 71 (2): 216-225. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst091>
- Agnew, D.J.; Gutiérrez, N.L.; Stern-Pirlot, A.; Smith, A.D.M.; Zimmermann, C.; Sainsbury, K., 2013. Rebuttal to Froese and Proelss "Evaluation and legal assessment of certified seafood". *Marine Policy*, 38: 551-553. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.07.002>
- Anderson, C.M.; Himes-Cornell, A.; Pita, C.; Arton, A.; Favret, M.; Averill, D.; Stohs, S.; Longo, C.S., 2021. Social and Economic Outcomes of Fisheries Certification: Characterizing Pathways of Change in Canned Fish Markets. *Frontiers in Marine Science*, 8: 16. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.791085>
- Ankamah-Yeboah, I.; Asche, F.; Bronnmann, J.; Nielsen, M.; Nielsen, R., 2020. Consumer Preference Heterogeneity and Preference Segmentation: The Case of Ecolabeled Salmon in Danish Retail Sales. *Marine Resource Economics*, 35 (2): 159-176. <http://dx.doi.org/10.1086/708508>
- Arton, A.; Leiman, A.; Petrokofsky, G.; Toonen, H.; Longo, C.S., 2020. What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map. *Environmental Evidence*, 9 (1): 20. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-020-0188-9>
- Arton, A.; Leiman, A.; Petrokofsky, G.; Toonen, H.; Neat, F.; Longo, C.S., 2018. What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map protocol. *Environmental Evidence*, 7 (1): 8. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-018-0143-1>
- Asche, F.; Bronnmann, J., 2017. Price premiums for ecolabelled seafood: MSC certification in Germany. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 61 (4): 576-589. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8489.12217>
- Asche, F.; Larsen, T.A.; Smith, M.D.; Sogn-Grundvåg, G.; Young, J.A., 2015. Pricing of eco-labels with retailer heterogeneity. *Food Policy*, 53: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.04.004>
- Aubin, J., 2013. Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish. *CABI Reviews*: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1079/pavsnr20138011>
- Autzen, M.H.; Hegland, T.J., 2021. When 'sustainability' becomes the norm: Power dynamics in the making of a new eco-label for low-environmental-impact, small-scale fisheries. *Marine Policy*, 133: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104742>
- Azhar, B.; Saadun, N.; Puan, C.L.; Kamarudin, N.; Aziz, N.; Nurhidayu, S.; Fischer, J., 2015. Promoting landscape heterogeneity to improve the biodiversity benefits of certified palm oil production: Evidence from Peninsular Malaysia. *Global Ecology and Conservation*, 3: 553-561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2015.02.009>
- Bai, Z.G.; Caspari, T.; Gonzalez, M.R.; Batjes, N.H.; Mader, P.; Bunemann, E.K.; de Goede, R.; Brussaard, L.; Xu, M.G.; Ferreira, C.S.S.; Reintam, E.; Fan, H.Z.; Mihelic, R.; Glavan, M.; Toth, Z., 2018. Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 265: 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.028>
- Ballance, L.T.; Gerrodette, T.; Lennert-Cody, C.E.; Pitman, R.L.; Squires, D., 2021. A History of the Tuna-Dolphin Problem: Successes, Failures, and Lessons Learned. *Frontiers in Marine Science*, 8: 17. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.754755>
- Bandanaa, J.; Asante, I.K.; Egyir, I.S.; Schader, C.; Annang, T.Y.; Blockeel, J.; Kadzere, I.; Heidenreich, A., 2021. Sustainability performance of organic and conventional cocoa farming systems in Atwima Mponua District of Ghana. *Environmental and Sustainability Indicators*, 11: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.indic.2021.100121>
- Barre, K.; Le Viol, I.; Julliard, R.; Chiron, F.; Kerbiriou, C., 2018. Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats. *Ecology and Evolution*, 8 (3): 1496-1506. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.3688>
- Barrett, L.T.; Swearer, S.E.; Dempster, T., 2019. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. *Reviews in Aquaculture*, 11 (4): 1022-1044. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12277>
- BASIC; WWF; Greenpeace, 2021. *Etude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire : rapport d'analyse transverse*. Paris: WWF-Greenpeace-BASIC, 56 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE_WWF_BASIC_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf
- Batary, P.; Baldi, A.; Kleijn, D.; Tschardtke, T., 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 278 (1713): 1894-1902. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2010.1923>
- Batary, P.; Matthiesen, T.; Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143 (9): 2020-2027. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- Battini, F.; Agostini, A.; Tabaglio, V.; Amaducci, S., 2016. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, 112: 91-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>

- Baumgartner, U.; Nguyen, T.; Baumgartner, U.; Nguyen, T.H., 2017. Organic certification for shrimp value chains in Ca Mau, Vietnam: a means for improvement or an end in itself? *Environment Development and Sustainability*, 19 (3): 987-1002. <http://dx.doi.org/10.1007/s10668-016-9781-z>
- Bellchambers, L.M.; Phillips, B.F.; Pérez-Ramírez, M., 2016. From certification to recertification the benefits and challenges of the Marine Stewardship Council (MSC): A case study using lobsters. *Fisheries Research*, 182: 88-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.029>
- Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 261-269. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bessou, C.; Tailleur, A.; Godard, C.; Gac, A.; de la Cour, J.L.; Boissy, J.; Mischler, P.; Caldeira-Pires, A.; Benoist, A., 2020. Accounting for soil organic carbon role in land use contribution to climate change in agricultural LCA: which methods? Which impacts? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (7): 1217-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01713-8>
- Birchenough, S.E.; Clark, R.W.E.; Pengelly, S.; Humphreys, J., 2020. *Managing a dredge fishery within a marine protected area: resolving environmental and socio-economic objectives*. Amsterdam: Elsevier (*Marine Protected Areas: Science, Policy and Management*). <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-08-102698-4.00023-x>
- Blomquist, J.; Bartolino, V.; Waldo, S., 2015. Price Premiums for Providing Eco-labelled Seafood: Evidence from MSC-certified Cod in Sweden. *Journal of Agricultural Economics*, 66 (3): 690-704. <http://dx.doi.org/10.1111/1477-9552.12106>
- Bloom, 2023. *Le label de la mort*: Bloom, 19 p. <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2023/09/msc-peches-thonieres.pdf>
- Bockstaller, C.; Feschet, P.; Angevin, F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *OCL*, 22 (1): D102. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2014052>
- Bockstaller, C.; Lassere-Joulin, F.; Meiss, H.; Sausse, C.; van der Werf, H.; Denoirjean, T.; Ranjard, L.; Angevin, F.; Manneville, V.; Michel, N.; Tosser, V.; Plantureux, S., 2019. Les indicateurs de biodiversité pour accompagner les agriculteurs : embarras du choix ou pénurie? *Innovations Agronomiques*, 75: 73-86. <https://hal.science/hal-02392175/document>
- Bonfanti, J.; Beillouin, D., 2023. A global database to quantify the impacts of agricultural management practices on terrestrial biodiversity. <http://dx.doi.org/10.18167/DVN1/RIRTOT>
- Borland, M.E.; Bailey, M., 2019. Benchmarking data of the Fair Trade USA Capture Fisheries Standard and the Marine Stewardship Council Fisheries Standard against the Food and Agricultural Organization's Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries. *Data in Brief*, 24: 3. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dib.2019.103850>
- Borlaug, N., 2007. Feeding a hungry world. *Science*, 318 (5849): 359-359. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151062>
- Borneo futures for RSPO; Meijaard, E.; Ancrenaz, M.; van Balen, B., 2020. *Biodiversity impact of RSPO certification. An assessment of good practices*. Kuala Lumpur: Roundtable on Sustainable Palm Oil, 59 p. <https://www.evidensia.eco/resources/1223/download/>
- Bronnmann, J.; Asche, F., 2017. Sustainable Seafood From Aquaculture and Wild Fisheries: Insights From a Discrete Choice Experiment in Germany. *Ecological Economics*, 142: 113-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.005>
- Bronnmann, J.; Asche, F.; Pettersen, I.K.; Sogn-Grundvåg, G., 2023. Certify or not? The effect of the MSC certification on the ex-vessel prices for Atlantic cod in Norway. *Ecological Economics*, 212: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.107940>
- Butterworth, D.S., 2016. The South African experience with MSC certification: A perspective. *Fisheries Research*, 182: 124-127. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.021>
- Calvet, R., 2005. *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. Paris: Editions France Agricole (*Référence scientifique*), 637 p. <https://books.google.fr/books?id=YaSjZm4E0EwC>
- Canals, L.M.I.; Bauer, C.; Depestele, J.; Dubreuil, A.; Knuchel, R.F.; Gaillard, G.; Michelsen, O.; Müller-Wenk, R.; Rydgren, B., 2007. Key elements in a framework for land use impact assessment within LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12 (1): 5-15. <http://dx.doi.org/10.1065/lca2006.05.250>
- Cao, V.; Margni, M.; Favis, B.D.; Deschênes, L., 2017. Choice of land reference situation in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (8): 1220-1231. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-016-1242-2>
- Caprio, E.; Nervo, B.; Isaia, M.; Allegro, G.; Rolando, A., 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems*, 136: 61-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.009>
- Carlson, A.; Palmer, C., 2016. A qualitative meta-synthesis of the benefits of eco-labeling in developing countries. *Ecological Economics*, 127: 129-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.020>
- Carlson, K.M.; Heilmayr, R.; Gibbs, H.K.; Noojipady, P.; Burns, D.N.; Morton, D.C.; Walker, N.F.; Paoli, G.D.; Kremen, C., 2018. Effect of oil palm sustainability certification on deforestation and fire in Indonesia. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (1): 121-126. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1704728114>
- Caro, G.; Marrec, R.; Gauffre, B.; Roncoroni, M.; Augiron, S.; Bretagnolle, V., 2016. Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 229: 48-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.009>
- Caron, A.; Angeon, V.; AgroParisTech, C., 2010. *La biodiversité comme nouveau référentiel de justification des indications géographiques : l'exemple de deux AOP fromagères du Massif central*. Aubière: AgroParisTech, (Programme DIVA 2 - rapport de fin de contrat, n° de contrat : 000 1057), 62 p. https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0084/Temis-0084051/19885_Rapport.pdf
- Casagrande, M.; Alletto, L.; Naudin, C.; Lenoir, A.; Siah, A.; Celette, F., 2017. Enhancing planned and associated biodiversity in French farming systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (6): 16. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-017-0463-5>

- Castka, P.; Leaman, D.; Shand, D.; Cellarius, D.; Healy, T.; Te Pareake Mead, A.; Rosales Benites de Franco, Marina; Timoshyna, A., 2016. *Certification and Biodiversity – How Voluntary Certification Standards impact biodiversity and human livelihoods* Gland, Switzerland: : CEESP; IUCN, Policy Matters, Issue 21, 168 p. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.PolicyMatters-21.en>
- Cavrois, A., 2009. *Biodiversité & Signes de reconnaissance agricoles*. Paris: Comité français de l'UICN, 173 p. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/06/Rapport_Biodiversite_signes_reconnaissance_agricoles.pdf
- Chaudhary, A.; Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology*, 52 (9): 5094-5104. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>
- Chowdhury, A.; Samrat, A.; Devy, M.S., 2021. Can tea support biodiversity with a few "nudges" in management: Evidence from tea growing landscapes around the world. *Global Ecology and Conservation*, 31: 19. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01801>
- Christel, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021. Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (6): 4603-4625. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-021-01302-y>
- Cinelli, M.; Coles, S.R.; Kirwan, K., 2014. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, 46: 138-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.011>
- CNASEA; Camou, R.; Mignon, M.-C.; Mühlberger, S., 2008. *AOC et Biodiversité*. Paris: CNASEA, MEEDDAT, MAP, 12 p. https://odr.inrae.fr/intranet/carto_joomla/index.php/ressource/documents/reseau-qualite/indications-geographiques/630-synth-aoc-et-biodiversite/file
- Coinon, M., 2022. *Essays on Spatial Externalities and Organic Farming*. Ph.D. Thesis. Université Bourgogne Franche-Comté, 180 p.
- Cordella, M.; Gonzalez-Redin, J.; Lodeiro, R.U.; Garcia, D.A., 2022. Assessing impacts to biodiversity and ecosystems: understanding and exploiting synergies between Life Cycle Assessment and Natural Capital Accounting. *Procedia CIRP*, 105: 134-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procir.2022.02.023>
- CPIE Val de Loire, 2018. *Étude et amélioration de la biodiversité dans le vignoble de l'AOC Chinon*, 2 p. https://www.biodiversite-centrevallodeloire.fr/sites/default/files/content/retext/pdf/2021-12/Fiche_Chinonais_VF.pdf
- Crenna, E.; Marques, A.; La Notte, A.; Sala, S., 2020. Biodiversity Assessment of Value Chains: State of the Art and Emerging Challenges. *Environmental Science & Technology*, 54 (16): 9715-9728. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b05153>
- Crosoer, D.; van Sittert, L.; Ponte, S., 2006. The integration of South African fisheries into the global economy: Past, present and future. *Marine Policy*, 30 (1): 18-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2005.06.013>
- Damiani, M.; Sinkko, T.; Caldeira, C.; Tosches, D.; Robuchon, M.; Sala, S., 2023. Critical review of methods and models for biodiversity impact assessment and their applicability in the LCA context. *Environmental Impact Assessment Review*, 101: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107134>
- Davies, T.; Quinn, E., 2022. *Introducing requirements on the type and quality of evidence needed for scoring fisheries Impact Assessment Report*. Marine Stewardship Council 20 p. [https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/stakeholders/consultations/impact-assessments/fisheries-standard-review-impact-assessment-evidence-requirements-\(may-2022\).pdf](https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/stakeholders/consultations/impact-assessments/fisheries-standard-review-impact-assessment-evidence-requirements-(may-2022).pdf)
- Davies, T.K.; Quinn, E.; Jardim, E., 2023. A novel framework to evaluate the accuracy of information used in MSC fisheries assessments: Development challenges and solutions. *Marine Policy*, 158: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105869>
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1216-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>
- de Graaff, M.A.; Hornslein, N.; Throop, H.L.; Kardol, P.; van Diepen, L.T.A., 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 155*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-44. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>
- De Luca Peña, L.V.; Taelman, S.E.; Pr  at, N.; Boone, L.; Van der Biest, K.; Cust  dio, M.; Lucas, S.H.; Everaert, G.; Dewulf, J., 2022. Towards a comprehensive sustainability methodology to assess anthropogenic impacts on ecosystems: Review of the integration of Life Cycle Assessment, Environmental Risk Assessment and Ecosystem Services Assessment. *Science of the Total Environment*, 808: 152125, 17 p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152125>
- De Schryver, A.M.; Goedkoop, M.J.; Leuven, R.; Huijbregts, M.A.J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (7): 682-691. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0205-2>
- Di Marco, P.; Petochi, T.; Marino, G.; Priori, A.; Finoia, M.; Tomassetti, P.; Porrello, S.; Giorgi, G.; Lupi, P.; Bonelli, A.; Parisi, G.; Poli, B.; Di Marco, P.; Petochi, T.; Marino, G.; Priori, A.; Finoia, M.G.; Tomassetti, P.; Porrello, S.; Giorgi, G.; Lupi, P.; Bonelli, A.; Parisi, G.; Poli, B.M., 2017. Insights into organic farming of European sea bass *Dicentrarchus labrax* and gilthead sea bream *Sparus aurata* through the assessment of environmental impact, growth performance, fish welfare and product quality. *Aquaculture*, 471: 92-105. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2017.01.012>
- Diana, J.S., 2009. Aquaculture Production and Biodiversity Conservation. *Bioscience*, 59 (1): 27-38. <http://dx.doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.7>
- Djoudi, E.; Marie, A.; Mangenot, A.; Puech, C.; Aviron, S.; Plantegenest, M.; Petillon, J., 2018. Farming system and landscape characteristics differentially affect two dominant taxa of predatory arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 259: 98-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.031>
- Djoudi, E.; Plantegenest, M.; Aviron, S.; Petillon, J., 2019. Local vs. landscape characteristics differentially shape emerging and circulating assemblages of carabid beetles in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 270: 149-158. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.022>

- Donnars, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Dashkina, R.; Girard, A.; Leenhardt, S.; Lelievre, V.; Le Perchec, S.; Paresys, L.; Richard, G., 2021. *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2 – Novembre 2021)*: INRAE DEPE, 63 p. <http://dx.doi.org/10.15454/tkna-4w25>
- El Bilali, H., 2020. Organic food and farming in West Africa: A systematic review. *Landbauforschung-Journal of Sustainable and Organic Agricultural Systems*, 70 (2): 94-102. <http://dx.doi.org/10.3220/lbf1611507579000>
- Falconer, L.; Cutajar, K.; Krupandan, A.; Capuzzo, E.; Corner, R.A.; Ellis, T.; Jeffery, K.; Mikkelsen, E.; Moore, H.; O'Beirn, F.X.; O'Donohoe, P.; Ruane, N.M.; Shilland, R.; Tett, P.; Telfer, T.C., 2023. Planning and licensing for marine aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 15 (4): 1374-1404. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12783>
- Fialas, P.C.; Froidevaux, J.S.P.; Jones, G.; Batary, P., 2023. Transition to organic farming negatively affects bat activity. *Journal of Applied Ecology*, 10. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14468>
- Field, J.G.; Attwood, C.G.; Jarre, A.; Sink, K.; Atkinson, L.J.; Petersen, S., 2013. Cooperation between scientists, NGOs and industry in support of sustainable fisheries: the South African hake *Merluccius* spp. trawl fishery experience. *Journal of Fish Biology*, 83 (4): 1019-1034. <http://dx.doi.org/10.1111/jfb.12118>
- Fischer, C.; Gayer, C.; Kurucz, K.; Riesch, F.; Tscharnkte, T.; Batary, P., 2018. Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2): 548-558. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13016>
- Foley, P., 2012. The Political Economy of Marine Stewardship Council Certification: Processors and Access in Newfoundland and Labrador's Inshore Shrimp Industry. *Journal of Agrarian Change*, 12 (2-3): 436-457. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1471-0366.2011.00344.x>
- Foley, P.; Havice, E., 2016. The rise of territorial eco-certifications: New politics of transnational sustainability governance in the fishery sector. *Geoforum*, 69: 24-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.11.015>
- Foley, P.; Hébert, K., 2013. Alternative regimes of transnational environmental certification: governance, marketization, and place in Alaska's salmon fisheries. *Environment and Planning A-Economy and Space*, 45 (11): 2734-2751. <http://dx.doi.org/10.1068/a45202>
- Foley, P.; McCay, B., 2014. Certifying the commons: eco-certification, privatization, and collective action. *Ecology and Society*, 19 (2): 13. <http://dx.doi.org/10.5751/es-06459-190228>
- Friebe, B., 1998. *Verfahren zur Bestandsaufnahme und Bewertung von Betrieben des Organischen Landbaus im Hinblick auf Biotop- und Artenschutz und die Stabilisierung des Agrarökosystems*. Ph.D. Universität Bonn, Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau, Berlin. 338 p.
- Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261: 33-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Froese, R.; Proelss, A., 2012. Evaluation and legal assessment of certified seafood. *Marine Policy*, 36 (6): 1284-1289. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.03.017>
- Froese, R.; Stern-Pirlot, A.; Winker, H.; Gascuel, D., 2008. Size matters: How single-species management can contribute to ecosystem-based fisheries management. *Fisheries Research*, 92 (2-3): 231-241. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2008.01.005>
- Fuller, R.J.; Norton, L.R.; Feber, R.E.; Johnson, P.J.; Chamberlain, D.E.; Joys, A.C.; Mathews, F.; Stuart, R.C.; Townsend, M.C.; Manley, W.J.; Wolfe, M.S.; Macdonald, D.W.; Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, 1 (4): 431-434. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2005.0357>
- Gabriel, D.; Sait, S.M.; Hodgson, J.A.; Schmutz, U.; Kunin, W.E.; Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13 (7): 858-869. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x>
- Garratt, M.P.D.; Wright, D.J.; Leather, S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 261-270. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014>
- Gascuel, D., 2023. *La pêchécologie: Manifeste pour une pêche vraiment durable*. Editions Quae (collection Essais), 96 p.
- Gatti, R.C.; Liang, J.J.; Velichevskaya, A.; Zhou, M., 2019. Sustainable palm oil may not be so sustainable. *Science of the Total Environment*, 652: 48-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.222>
- Gephart, J.; Henriksson, P.; Parker, R.; Shepon, A.; Gorospe, K.; Bergman, K.; Eshel, G.; Golden, C.; Halpern, B.; Hornborg, S.; Jonell, M.; Metian, M.; Miffilin, K.; Newton, R.; Tyedmers, P.; Zhang, W.; Ziegler, F.; Troell, M.; Gephart, J.A.; Henriksson, P.J.G.; Parker, R.W.R.; Shepon, A.; Gorospe, K.D.; Bergman, K.; Eshel, G.; Golden, C.D.; Halpern, B.S.; Hornborg, S.; Jonell, M.; Metian, M.; Miffilin, K.; Newton, R.; Tyedmers, P.; Zhang, W.; Ziegler, F.; Troell, M., 2021. Environmental performance of blue foods. *Nature*, 597 (7876): 360-365. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03889-2>
- Giacomarra, M.; Crescimanno, M.; Vrontis, D.; Pastor, L.M.; Galati, A., 2021. The ability of fish ecolabels to promote a change in the sustainability awareness. *Marine Policy*, 123: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104292>
- Girardin, P.; Sardet, E., 2002. Assessment of environmental standards for arable farms. *Ecolabels and the Greening of the Food Market*. Boston, 7-9/11/2002. Friedman School of Nutrition Science and Policy, Tufts University, 197-205.
- Global Nature Fund (GNF), 2017. *Biodiversity in standards and labels for the food sector: Baseline Report*, 44 p. https://www.globalnature.org/bausteine.net/f/8463/BOSTI_BaselineReport_klein.pdf?fd=3
- Gomez, M.D.; Gojman, A.P.; Coda, J.; Serafini, V.; Priotto, J., 2018. Small mammal responses to farming practices in central Argentinian agroecosystems: The use of hierarchical occupancy models. *Austral Ecology*, 43 (7): 828-838. <http://dx.doi.org/10.1111/aec.12625>
- Gong, S.X.; Hodgson, J.A.; Tscharnkte, T.; Liu, Y.H.; van der Werf, W.; Batary, P.; Knops, J.M.H.; Zou, Y., 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming. *Ecology Letters*, 25 (7): 1699-1710. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.14017>

- Gonthier, D.J.; Ennis, K.K.; Farinas, S.; Hsieh, H.Y.; Iverson, A.L.; Batary, P.; Rudolphi, J.; Tschardtke, T.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 281 (1791): 8. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1358>
- Gosme, M.; de Villemandy, M.; Bazot, M.; Jeuffroy, M.H., 2012. Local and neighbourhood effects of organic and conventional wheat management on aphids, weeds, and foliar diseases. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 161: 121-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.009>
- Grantham, A.; Pandan, M.R.; Roxas, S.; Hitchcock, B., 2022. Overcoming Catch Data Collection Challenges and Traceability Implementation Barriers in a Sustainable, Small-Scale Fishery. *Sustainability*, 14 (3): 16. <http://dx.doi.org/10.3390/su14031179>
- Grenz, J.; Angnes, G., 2020. *Wirkungsanalyse: Nachhaltigkeit der Schweizer Soja-Importe. Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt*. Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften Forschungsfeld Nachhaltigkeit und Ökosystem, 89 p. <https://arbor.bfh.ch/13849/1/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf>
- Guerci, M.; Knudsen, M.T.; Bava, L.; Zucali, M.; Schönbach, P.; Kristensen, T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, 54: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>
- Gulbrandsen, L.; Vormedal, I.; Larsen, M.; Gulbrandsen, L.H.; Vormedal, I.; Larsen, M.L., 2022. No logo? The failure of ASC salmon labeling in Norway and the UK. *Marine Policy*, 138.
- Gulbrandsen, L.H., 2009. The emergence and effectiveness of the Marine Stewardship Council. *Marine Policy*, 33 (4): 654-660. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.002>
- Gulbrandsen, L.H.; Honneland, G., 2014. Fisheries Certification in Russia: The Emergence of Nonstate Authority in a Postcommunist Economy. *Ocean Development and International Law*, 45 (4): 341-359. <http://dx.doi.org/10.1080/00908320.2014.929475>
- Gutiérrez, N.L.; Valencia, S.R.; Branch, T.A.; Agnew, D.J.; Baum, J.K.; Bianchi, P.L.; Cornejo-Donoso, J.; Costello, C.; Defeo, O.; Essington, T.E.; Hilborn, R.; Hoggarth, D.D.; Larsen, A.E.; Ninnies, C.; Sainsbury, K.; Selden, R.L.; Sistla, S.; Smith, A.D.M.; Stern-Pirlot, A.; Teck, S.J.; Thorson, J.T.; Williams, N.E., 2012. Eco-Label Conveys Reliable Information on Fish Stock Health to Seafood Consumers. *Plos One*, 7 (8): 8. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0043765>
- Haas, B.; Phillipov, M.; Gale, F., 2020. Media representations of seafood certification in Australia: Mobilising sustainability standards to attack or defend the value of an industry. *Marine Policy*, 120: 7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104126>
- Haas, G.; Wetterich, F.; Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 43-53. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(00\)00160-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00160-2)
- Haggar, J.; Soto, G.; Casanoves, F.; Virginio, E.D., 2017. Environmental-economic benefits and trade-offs on sustainably certified coffee farms. *Ecological Indicators*, 79: 330-337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.023>
- Hallmann, C.A.; Sorg, M.; Jongejans, E.; Siepel, H.; Hoffland, N.; Schwan, H.; Stenmans, W.; Muller, A.; Sumser, H.; Horren, T.; Goulson, D.; de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *Plos One*, 12 (10): 21. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Hallström, E.; Davis, J.; Woodhouse, A.; Sonesson, U., 2018. Using dietary quality scores to assess sustainability of food products and human diets: A systematic review. *Ecological Indicators*, 93: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.071>
- Hardaker, A.; Styles, D.; Williams, P.; Chadwick, D.; Dandy, N., 2022. A framework for integrating ecosystem services as endpoint impacts in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 370: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.133450>
- Head, M.; Sevenster, M.; Odegard, I.; Krutwagen, B.; Croezen, H.; Bergsma, G., 2014. Life cycle impacts of protein-rich foods: creating robust yet extensive life cycle models for use in a consumer app. *Journal of Cleaner Production*, 73: 165-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.11.026>
- Hélias, A.; van der Werf, H.M.G.; Soler, L.G.; Aggeri, F.; Dourmad, J.Y.; Julia, C.; Nabec, L.; Pellerin, S.; Ruffieux, B.; Trystram, G., 2022. Implementing environmental labelling of food products in France. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 27 (7): 926-931. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-022-02071-8>
- Henckel, L.; Borger, L.; Meiss, H.; Gaba, S.; Bretagnolle, V., 2015. Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1808): 9. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0002>
- Hiddink, J.G.; Evans, L.; Gilmour, F.; Lourenço, G.; McLennan, S.; Quinn, E.; Shepperson, J., 2023. The effect of habitat and fishing-effort data resolution on the outcome of seabed status assessment in bottom trawl fisheries. *Fisheries Research*, 259: 7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106578>
- Hodgson, J.A.; Kunin, W.E.; Thomas, C.D.; Benton, T.G.; Gabriel, D., 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters*, 13 (11): 1358-1367. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01528.x>
- Hole, D.G.; Perkins, A.J.; Wilson, J.D.; Alexander, I.H.; Grice, P.V.; Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122 (1): 113-130. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Tschardtke, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117 (3): 354-361. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Hughell, D.; Newsom, D., 2013. *Impacts of Rainforest Alliance certification on coffee farms in Colombia*. New York: Rainforest Alliance, 22 p. <https://www.rainforest-alliance.org/wp-content/uploads/2021/07/cenicafe-report.pdf>
- Hurley, I.; Wringe, B.F.; den Heyer, C.E.; Shackell, N.L.; Lotze, H.K., 2019. Spatiotemporal bycatch analysis of the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*) longline fishery survey indicates hotspots for species of conservation concern. *Conservation Science and Practice*, 1 (1): 14. <http://dx.doi.org/10.1002/csp2.3>

- IFOAM; Lampki, N.; Pearce, B., 2021. *Organic farming and biodiversity*. Brussels: IFOAM Organics Europe, 60 p. <https://read.organicseurope.bio/publication/organic-farming-and-biodiversity/pdf/>
- Inclan, D.J.; Cerretti, P.; Gabriel, D.; Benton, T.G.; Sait, S.M.; Kunin, W.E.; Gillespie, M.A.K.; Marini, L., 2015. Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales. *Journal of Applied Ecology*, 52 (4): 1102-1109. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12457>
- IPBES; Brondizio, E.S.; Settele, J.; Díaz, S.; Ngo, H.T., 2019. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES secretariat. <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.3831673>
- Ishihara, H.; Blandon, A.; Watanabe, J.; Yagi, N., 2022. Promoting Sustainable Seafood Market in Japan: Perspectives From MSC and ASC Applicants. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 6: 12. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2022.843184>
- ISSF, 2024. *Status of the world fisheries for tuna*. Pittsburgh, PA, USA: International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2024-02, 119 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/36926/?tmstv=1715861849>
- Izquierdo-Peña, V.; Lluch-Cota, S.E.; Chavez, F.P.; Lluch-Cota, D.B.; Morales-Bojórquez, E.; Ponce-Díaz, G., 2020. Is there a Future in the Sustainability Certification of Sardine and Anchovy Fisheries? *Fisheries*, 45 (10): 554-560. <http://dx.doi.org/10.1002/fsh.10461>
- Jacquet, J.L.; Pauly, D., 2007. The rise of seafood awareness campaigns in an era of collapsing fisheries. *Marine Policy*, 31 (3): 308-313. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2006.09.003>
- Jeanneret, P.; Baumgartner, D.U.; Knuchel, R.F.; Koch, B.; Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46: 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jonason, D.; Andersson, G.K.S.; Ockinger, E.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Bengtsson, J., 2011. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 543-550. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01989.x>
- Jonason, D.; Smith, H.G.; Bengtsson, J.; Birkhofer, K., 2013. Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Landscape Ecology*, 28 (3): 487-494. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9848-2>
- Jonell, M.; Crona, B.; Brown, K.; Rönnbäck, P.; Troell, M., 2016. Eco-Labeled Seafood: Determinants for (Blue) Green Consumption. *Sustainability*, 8 (9): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/su8090884>
- Jonell, M.; Phillips, M.; Ronnback, P.; Troell, M.; Jonell, M.; Phillips, M.; Ronnback, P.; Troell, M., 2013. Eco-certification of Farmed Seafood: Will it Make a Difference? *Ambio*, 42 (6): 659-674. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-013-0409-3>
- Jones, S.T.; Allison, E.H.; Kroetz, K.; Ota, Y.; Jardine, S.L., 2023. *Enrollment, retention, and inclusivity of Marine Stewardship Council (MSC) eco-labelling certifications*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105734>
- Josefsson, J.; Berg, A.; Hiron, M.; Part, T.; Eggers, S., 2017. Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit? *Journal of Applied Ecology*, 54 (2): 518-526. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12779>
- Karavias, M., 2018. Interactions between International Law and Private Fisheries Certification. *Transnational Environmental Law*, 7 (1): 165-184. <http://dx.doi.org/10.1017/s2047102517000139>
- Katayama, N.; Bouam, I.; Koshida, C.; Baba, Y.G., 2019. Biodiversity and yield under different land-use types in orchard/vineyard landscapes: A meta-analysis. *Biological Conservation*, 229: 125-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.11.020>
- Kehinde, T.; Wehrden, H.; Samways, M.; Klein, A.M.; Brittain, C., 2018. Organic farming promotes bee abundance in vineyards in Italy but not in South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 22 (1): 61-67. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-017-0038-4>
- Kennedy, J.; Durif, C.M.F.; Florin, A.B.; Frechet, A.; Gauthier, J.; Hussy, K.; Jonsson, S.T.; Olafsson, H.G.; Post, S.; Hedeholm, R.B., 2019. A brief history of lumpfishing, assessment, and management across the North Atlantic. *Ices Journal of Marine Science*, 76 (1): 181-191. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsy146>
- Klein, N.; Herzog, F.; Jeanneret, P.; Kay, S., 2023. Validating Farmland Biodiversity Life Cycle Assessment at the Landscape Scale. *Environmental Science & Technology*, 57 (25): 9184-9193. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.2c09677>
- Knudsen, M.T.; Dorca-Preda, T.; Djomo, S.N.; Peña, N.; Padel, S.; Smith, L.G.; Zollitsch, W.; Hörtenhuber, S.; Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production*, 215: 433-443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- Knudsen, M.T.; Hermansen, J.E.; Cederberg, C.; Herzog, F.; Vale, J.; Jeanneret, P.; Sarthou, J.P.; Friedel, J.K.; Balazs, K.; Fjellstad, W.; Kainz, M.; Wolfrum, S.; Dennis, P., 2017. Characterization factors for land use impacts on biodiversity in life cycle assessment based on direct measures of plant species richness in European farmland in the 'Temperate Broadleaf and Mixed Forest' biome. *Science of the Total Environment*, 580: 358-366. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.172>
- Koellner, T.; de Baan, L.; Beck, T.; Brandao, M.; Civit, B.; Margni, M.; Canals, L.M.I.; Saad, R.; Souza, D.M.; Müller-Wenk, R., 2013. UNEP-SETAC guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1188-1202. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0579-z>
- Kolarova, M.; Tyser, L.; Soukup, J., 2013. Impact of site conditions and farming practices on the occurrence of rare and endangered weeds on arable land in the Czech Republic. *Weed Research*, 53 (6): 489-498. <http://dx.doi.org/10.1111/wre.12045>
- Komar, O., 2012. *Are Rainforest Alliance certified coffee plantations bird-friendly? Final Technical Report*. San Salvador: SalvaNatura Fundacion Ecologica, 76 p. https://www.researchgate.net/publication/319929251_Are_Rainforest_Alliance_Certified_coffee_plantations_bird-friendly/link/59c1deba0f7e9b21a8266788/download
- Kourantidou, M.; Kaiser, B.A., 2019. Sustainable seafood certifications are inadequate to challenges of ecosystem change. *Ices Journal of Marine Science*, 76 (4): 794-802. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsy198>

- Lairez, J.; Feschet, P.; Aubin, J.; Bockstaller, C.; Bouvarel, I., 2015. *Agriculture et développement durable: Guide pour l'évaluation multicritère*. Versailles;Paris: Quae/Educagri éditions (*Sciences en partage*), 232 p.
- Lallemand, P.; Bergh, M.; Hansen, M.; Purves, M., 2016. Estimating the economic benefits of MSC certification for the South African hake trawl fishery. *Fisheries Research*, 182: 98-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.003>
- Landis, D.A.; Wratten, S.D.; Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45: 175-201. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175>
- Lee, M.K.K., 2019. The Responsible Seafood Tool (RESET): Empowering businesses in Asia to source seafood more responsibly. *World Seafood Congress- Seafood Supply Chains of the Future- Innovation, Responsibility, Sustainability*. Malaysia. Sep 09-11. Iop Publishing Ltd. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/414/1/012009>
- Lees, S.; Longo, C.; Melnychuk, M.C.; Burns, P.; Polidoro, B., 2023. Corrected numbers and assumptions for understanding MSC certified fishery withdrawals: Commentary on Pierucci et al. *Marine Policy*, 155: 105683. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105683>
- Lees, S.; Melnychuk, M.C.; McElroy, D.J.; Longo, C., 2022. *MSC Monitoring and Evaluation. Technical Report 2022*. London, UK: Marine Stewardship Council, 74 p. https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/monitoring-and-evaluation-documents/msc-monitoring-and-evaluation-technical-report-2022.pdf?sfvrsn=da7cfdc2_14
- Lefebvre, M.; Franck, P.; Toubon, J.F.; Bouvier, J.C.; Lavigne, C., 2016. The impact of landscape composition on the occurrence of a canopy dwelling spider depends on orchard management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 215: 20-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.003>
- Lichtenberg, E.M.; Kennedy, C.M.; Kremen, C.; Batary, P.; Berendse, F.; Bommarco, R.; Bosque-Perez, N.A.; Carvalho, L.G.; Snyder, W.E.; Williams, N.M.; Winfree, R.; Klatt, B.K.; Astrom, S.; Benjamin, F.; Brittain, C.; Chaplin-Kramer, R.; Clough, Y.; Danforth, B.; Diekötter, T.; Eigenbrode, S.D.; Ekroos, J.; Elle, E.; Freitas, B.M.; Fukuda, Y.; Gaines-Day, H.R.; Grab, H.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Isaia, M.; Jha, S.; Jonason, D.; Jones, V.P.; Klein, A.M.; Krauss, J.; Letourneau, D.K.; Macfadyen, S.; Mallinger, R.E.; Martin, E.A.; Martinez, E.; Memmott, J.; Morandin, L.; Neame, L.; Otieno, M.; Park, M.G.; Pfiffner, L.; Pocock, M.J.O.; Ponce, C.; Potts, S.G.; Poveda, K.; Ramos, M.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Sardinas, H.; Saunders, M.E.; Schon, N.L.; Sciligo, A.R.; Sidhu, C.S.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharnke, T.; Vesely, M.; Weisser, W.W.; Wilson, J.K.; Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23 (11): 4946-4957. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13714>
- Lindner, J.-P.; Koch, P.; Fehrenbach, H.; Buerck, S., 2022. *Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse*. Paris: Ademe, 60 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agribalyse>
- Lindner, J.P.; Fehrenbach, H.; Winter, L.; Bischoff, M.; Bloemer, J.; Knuepfer, E., 2019. Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 11 (20): 24. <http://dx.doi.org/10.3390/su11205628>
- Long, S.; Blicher, M.E.; Arboe, N.H.; Fuhrmann, M.; Darling, M.; Kemp, K.M.; Nygaard, R.; Zinglensen, K.; Yesson, C., 2021. Deep-sea benthic habitats and the impacts of trawling on them in the offshore Greenland halibut fishery, Davis Strait, west Greenland. *Ices Journal of Marine Science*, 78 (8): 2724-2744. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsab148>
- Long, S.P.; Jones, P.J.S., 2021. Greenland's offshore Greenland halibut fishery and role of the Marine Stewardship Council certification: A governance case study. *Marine Policy*, 127: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104095>
- Longo, C.S.; Buckley, L.; Good, S.D.; Gorham, T.M.; Koerner, L.; Lees, S.; Liow, S.Y.; Oloruntuyi, O.; Schley, D.; Rice, J.; Currey, R.J.C., 2021. A Perspective on the Role of Eco-Certification in Eliminating Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 14. <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2021.637228>
- Lori, M.; Symnack, S.; Mader, P.; De Deyn, G.; Gättinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity-A meta-analysis and meta-regression. *Plos One*, 12 (7): 25. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>
- Luna, M.; García-Olalla, M.; Sanchez, J.L.F., 2021. How Do Investors Value Firms' Decisions on Obtaining an Eco-label? Evidence from the Fishing Industry. *Marine Resource Economics*, 36 (3): 211-228. <http://dx.doi.org/10.1086/714519>
- Lüscher, G.; Nemecek, T.; Arndorfer, M.; Balázs, K.; Dennis, P.; Fjellstad, W.; Friedel, J.; Gaillard, G.; Herzog, F.; Sarthou, J.P.; Stoyanova, S.; Wolfgram, S.; Jeanneret, P., 2017. Biodiversity assessment in LCA: a validation at field and farm scale in eight European regions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (10): 1483-1492. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-017-1278-y>
- Lynch, D., 2009. Environmental impacts of organic agriculture: A Canadian perspective. *Canadian Journal of Plant Science*, 89 (4): 621-628. <http://dx.doi.org/10.4141/cjps08165>
- Mannaf, M.; Zuo, A.; Wheeler, S.A., 2022. The spatial influences of organic farming and environmental heterogeneity on biodiversity in South Australian landscapes. *Journal of Environmental Management*, 324: 16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116414>
- Manoharan, L.; Rosenstock, N.P.; Williams, A.; Hedlund, K., 2017. Agricultural management practices influence AMF diversity and community composition with cascading effects on plant productivity. *Applied Soil Ecology*, 115: 53-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.012>
- Marine Stewardship Council, 2019. *Global Impacts Report Update. June 2019*: Marine Stewardship Council, 10 p. https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/global-impact-reports/msc-global-impacts-update-2019.pdf?sfvrsn=15813b9b_10
- Marine Stewardship Council, 2021. *Recognising & rewarding sustainable fishing. The Marine Stewardship Council Annual Report 2021-21*: Marine Stewardship Council, 41 p. <https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/about-the-msc/msc-annual-report-2020-2021.pdf>
- Mariojous, C.; Wessells, C.R., 2002. Certification and Quality Signals in the Aquaculture Sector in France. *Marine Resource Economics*, 17 (2): 175-180. <https://www.journals.uchicago.edu/doi/abs/10.1086/mre.17.2.42629360>

- Marja, R.; Viik, E.; Mand, M.; Phillips, J.; Klein, A.M.; Batary, P., 2018. Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources. *Journal of Applied Ecology*, 55 (4): 1714-1724. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13119>
- Martin, S.M.; Cambridge, T.A.; Grieve, C.; Nimmo, F.M.; Agnew, D.J., 2012. An Evaluation of Environmental Changes Within Fisheries Involved in the Marine Stewardship Council Certification Scheme. *Reviews in Fisheries Science*, 20 (2): 61-69. <http://dx.doi.org/10.1080/10641262.2011.654287>
- Mas, A.H.; Dietsch, T.V., 2004. Linking shade coffee certification to biodiversity conservation: Butterflies and birds in Chiapas, Mexico. *Ecological Applications*, 14 (3): 642-654. <http://dx.doi.org/10.1890/02-5225>
- Mayer, F.; Heinz, S.; Kuhn, G., 2008. Effects of agri-environment schemes on plant diversity in Bavarian grasslands. *Community Ecology*, 9 (2): 229-236. <http://dx.doi.org/10.1556/ComEc.9.2008.2.12>
- McAuliffe, G.A.; Takahashi, T.; Lee, M.R.F., 2020. Applications of nutritional functional units in commodity-level life cycle assessment (LCA) of agri-food systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (2): 208-221. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01679-7>
- Meijaard, E.; Morgans, C.; Husnayaen, N.K.A.; Ancrenaz, M., 2017. *An impact analysis of RSPO certification on Borneo forest cover and orangutan populations* Pongo Alliance, 38 p. <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.35387.21287>
- Melnychuk, M.C.; Veneziano, A.; Lees, S.; Rasal, J.; Koerner, L.M.; Hair, P.; Costalago, D.; Hively, D.; Jardim, E.; Longo, C., 2022. Wild-caught fish populations targeted by MSC-certified fisheries have higher relative abundance than non-MSC populations. *Frontiers in Marine Science*, 9: 21. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.818772>
- Methley, A.M.; Campbell, S.; Chew-Graham, C.; McNally, R.; Cheraghi-Sohi, S., 2014. PICO, PICOS and SPIDER: a comparison study of specificity and sensitivity in three search tools for qualitative systematic reviews. *Bmc Health Services Research*, 14: 10. <http://dx.doi.org/10.1186/s12913-014-0579-0>
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press, 137 p. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Miret-Pastor, L.; Peiro-Signes, A.; Segarra-Oña, M.D.; Herrera-Racionero, P., 2014. Empirical analysis of sustainable fisheries and the relation to economic performance enhancement: The case of the Spanish fishing industry. *Marine Policy*, 46: 105-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2014.01.009>
- Moher, D.; Shamseer, L.; Clarke, M.; Ghersi, D.; Liberati, A.; Petticrew, M.; Shekelle, P.; Stewart, L.A.; Group, P.-P., 2015. Preferred reporting items for systematic review and meta-analysis protocols (PRISMA-P) 2015 statement. *Systematic Reviews*, 4 (1): 1. <http://dx.doi.org/10.1186/2046-4053-4-1>
- Montanez, M.N.; Amarillo-Suarez, A., 2014. Impact of organic crops on the diversity of insects: A review of recent research. *Revista Colombiana De Entomologia*, 40 (2): 131-142.
- Moos, J.H.; Schrader, S.; Paulsen, H.M., 2017. Reduced tillage enhances earthworm abundance and biomass in organic farming: A meta-analysis. *Landbauforschung-Journal of Sustainable and Organic Agricultural Systems*, 67 (3-4): 123-128. <http://dx.doi.org/10.3220/lbf1512114926000>
- Morgans, C.L.; Meijaard, E.; Santika, T.; Law, E.; Budiharta, S.; Ancrenaz, M.; Wilson, K.A., 2018. Evaluating the effectiveness of palm oil certification in delivering multiple sustainability objectives. *Environmental Research Letters*, 13 (6): 11. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aac6f4>
- Moth, S.; Richart-Cervera, S.; Comsa, M.; Herrera, R.A.; Hoffmann, C.; Kolb, S.; Popescu, D.; Reiff, J.M.; Rusch, A.; Tolle, P.; Walzer, A.; Winter, S., 2023. Local management and landscape composition affect predatory mites in European wine-growing regions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 344: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108292>
- Mueller, C.; de Baan, L.; Koellner, T., 2014. Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk-based on a Swedish case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 52-68. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0638-5>
- Muller-Lindenlauf, M.; Deittert, C.; Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128 (1-3): 140-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.livsci.2009.11.013>
- Muneret, L.; Auriol, A.; Bonnard, O.; Richart-Cervera, S.; Thiery, D.; Rusch, A., 2019a. Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard-dominated landscapes. *Ecology and Evolution*, 9 (23): 13532-13542. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5810>
- Muneret, L.; Auriol, A.; Thiery, D.; Rusch, A., 2019b. Organic farming at local and landscape scales fosters biological pest control in vineyards. *Ecological Applications*, 29 (1): 15. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1818>
- Muneret, L.; Mitchell, M.; Seufert, V.; Aviron, S.; Djoudi, E.; Petillon, J.; Plantegenest, M.; Thiery, D.; Rusch, A., 2018. Evidence that organic farming promotes pest control. *Nature Sustainability*, 1 (7): 361-368. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-018-0102-4>
- Mussells, C.; Stephenson, R.L., 2020. A comparison of sustainability objectives: how well does the Canadian Fisheries Research Network framework compare with fisheries, forestry, and aquaculture certification schemes? *Ecology and Society*, 25 (1): 13. <http://dx.doi.org/10.5751/es-11368-250117>
- Nadarajah, S.; Flaaten, O., 2017. Global aquaculture growth and institutional quality. *Marine Policy*, 84: 142-151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.07.018>
- Nemecek, T.; Dubois, D.; Huguenin-Elie, O.; Gaillard, G., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104 (3): 217-232. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2010.10.002>
- Nilsen, M.; Amundsen, V.S.; Olsen, M.S., 2018. Swimming in a slurry of schemes: Making sense of aquaculture standards and certification schemes. *28th Annual International European Safety and Reliability Conference (ESREL)*. Trondheim, NORWAY. Jun 17-21. Crc Press-Balkema, 3149-3156.

- Nitschelm, L.; Flipo, B.; Auberger, J.; Chambaut, H.; Dauguet, S.; Espagnol, S.; Gac, A.; Le Gall, C.; Malnoé, C.; Perrin, A.; Ponchant, P.; Renaud-Gentié, C.; Tailleux, A.; van der Werf, H.M.G., 2021. Life cycle assessment data of French organic agricultural products. *Data in Brief*, 38: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dib.2021.107356>
- Noojipady, P.; Morton, D.C.; Schroeder, W.; Carlson, K.M.; Huang, C.; Gibbs, H.K.; Burns, D.; Walker, N.F.; Prince, S.D., 2017. Managing fire risk during drought: the influence of certification and El Nino on fire-driven forest conversion for oil palm in Southeast Asia. *Earth System Dynamics*, 8 (3): 749-771. <http://dx.doi.org/10.5194/esd-8-749-2017>
- Noor, N.; Harun, S.; Md Noor, N.; Harun, S.N., 2022. Towards Sustainable Aquaculture: A Brief Look into Management Issues. *Applied Sciences-Basel*, 12 (15).
- Nyirawung, R.A.; Erasmus, V.N., 2022. Ocean and Marine Stewardship in Africa: The Marine Stewardship Council Certification in Namibia and The Gambia. *Frontiers in Marine Science*, 9: 11. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.873397>
- Nyirawung, R.A.; Raj, A.; Foley, P., 2021. Marine Stewardship Council sustainability certification in developing countries: Certifiability and beyond in Kerala, India and The Gambia, West Africa. *Marine Policy*, 129: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104526>
- Obregón, C.; Admiraal, R.; van Putten, I.; Hughes, M.; Loneragan, N.R., 2020. Who You Speak to Matters Information Sharing and the Management of a Small-Scale Fishery. *Frontiers in Marine Science*, 7: 16. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2020.578014>
- OFB, 2022. *Evaluation des performances environnementales de la certification haute valeur environnementale (HVE). Rapport final*. Paris: Office français de la biodiversité, 135 p. https://oai-gem.ofb.fr/exl-php/document-affiche/ofb_recherche_oai/OUVRE_DOC/49972?fic=doc00073300.pdf
- Omoto, R., 2023. Mobilising international resource management certification schemes: Re-configuration of the global shark fin supply network by producers. *Geo-Geography and Environment*, 10 (1): 19. <http://dx.doi.org/10.1002/geo2.117>
- Opitz, S.; Hoffmann, J.; Quaas, M.; Matz-Lück, N.; Binohlan, C.; Froese, R., 2016. Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic. *Marine Policy*, 71: 10-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.05.003>
- Othoniel, B.; Rugani, B.; Heijungs, R.; Beyer, M.; Machwitz, M.; Post, P., 2019. An improved life cycle impact assessment principle for assessing the impact of land use on ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 693: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.180>
- Ouzzani, M.; Hammady, H.; Fedorowicz, Z.; Elmagarmid, A., 2016. Rayyan—a web and mobile app for systematic reviews. *Systematic Reviews*, 5 (1): 210. <https://doi.org/10.1186/s13643-016-0384-4>
- Packer, H.; Schmidt, J.; Bailey, M., 2020. Social networks and seafood sustainability governance: Exploring the relationship between social capital and the performance of fishery improvement projects. *People and Nature*, 2 (3): 797-810. <http://dx.doi.org/10.1002/pan3.10116>
- Pain, G.; Beaujouan, V.; Daniel, H.; Montembault, D.; Pithon, J.; Sigwalt, A.; Vallet, J., 2010. *Biodiversité et territoire viticole : Étude des interactions entre viticulture et biodiversité dans le cadre d'une initiative locale à l'échelle d'une AOC*. Paris: AgroParisTech, Cemagref, 46 p. <https://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0075/Temis-0075550/19569.pdf>
- Pappila, M.; Tynkkynen, M., 2022. The Role of MSC Marine Certification in Fisheries Governance in Finland. *Sustainability*, 14 (12): 15. <http://dx.doi.org/10.3390/su14127178>
- Park, K.J., 2015. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology*, 80 (3): 191-204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004>
- Peiró-Signes, A.; Miret-Pastor, L.; Segarra-Oña, M., 2020. Effects of green certification and labelling on the Spanish fisheries industry. *Aquaculture Reports*, 17: 7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aqrep.2020.100396>
- Penca, J., 2019. Transnational Localism: Empowerment through Standard Setting in Small-Scale Fisheries. *Transnational Environmental Law*, 8 (1): 143-165. <http://dx.doi.org/10.1017/s2047102518000328>
- Pereira, H.M.; Ferrier, S.; Walters, M.; Geller, G.N.; Jongman, R.H.G.; Scholes, R.J.; Bruford, M.W.; Brummitt, N.; Butchart, S.H.M.; Cardoso, A.C.; Coops, N.C.; Dulloo, E.; Faith, D.P.; Freyhof, J.; Gregory, R.D.; Heip, C.; Höft, R.; Hurtt, G.; Jetz, W.; Karp, D.S.; McGeoch, M.A.; Obura, D.; Onoda, Y.; Pettorelli, N.; Reyers, B.; Sayre, R.; Scharlemann, J.P.W.; Stuart, S.N.; Turak, E.; Walpole, M.; Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117): 277-278. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1229931>
- Pérez-Ramírez, M.; Castrejón, M.; Gutiérrez, N.L.; Defeo, O., 2016. The Marine Stewardship Council certification in Latin America and the Caribbean: A review of experiences, potentials and pitfalls. *Fisheries Research*, 182: 50-58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.11.007>
- Pérez-Ramírez, M.; Ponce-Díaz, G.; Lluch-Cota, S., 2012. The role of MSC certification in the empowerment of fishing cooperatives in Mexico: The case of red rock lobster co-managed fishery. *Ocean & Coastal Management*, 63: 24-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.03.009>
- Perrot, T.; Bretagnolle, V.; Gaba, S., 2022. Environmentally friendly landscape management improves oilseed rape yields by increasing pollinators and reducing pests. *Journal of Applied Ecology*, 59 (7): 1825-1836. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14190>
- Petit, S.; Gaba, S.; Grison, A.L.; Meiss, H.; Simmoneau, B.; Munier-Jolain, N.; Bretagnolle, V., 2016. Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223: 41-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.031>
- Phillips, B.F.; Pérez-Ramírez, M., 2019. *A Review of the Current Global Status and Future Challenges for Management of Lobster Fisheries*. Singapore: Springer-Verlag Singapore Pte Ltd (Lobsters: Biology, Fisheries and Aquaculture). http://dx.doi.org/10.1007/978-981-32-9094-5_8
- Pierucci, A.; Columbu, S.; Kell, L.T., 2022. A global review of MSC certification: Why fisheries withdraw? *Marine Policy*, 143: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105124>

- Pleguezuelo, C.R.R.; Zuazo, V.H.D.; Martinez, J.R.F.; Peinado, F.J.M.; Martin, F.M.; Tejero, I.F.G., 2018. Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (2): 16. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-018-0498-2>
- Pon, J.P.S.; Copello, S.; Favero, M., 2023. Seabird interactions and bycatch in the Argentine freezer trawl fleet targeting Patagonian scallop <i>(Zygochlamys patagonica)</i>. *Fisheries Research*, 262: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2023.106661>
- Prechsl, U.E.; Wittwer, R.; van der Heijden, M.G.A.; Luscher, G.; Jeanneret, P.; Nemecek, T., 2017. Assessing the environmental impacts of cropping systems and cover crops: Life cycle assessment of FAST, a long-term arable farming field experiment. *Agricultural Systems*, 157: 39-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.06.011>
- Prieto-Benitez, S.; Mendez, M., 2011. Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis. *Biological Conservation*, 144 (2): 683-691. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.11.024>
- Pristupa, A.O.; Lamers, M.; Amelung, B., 2016. Private informational governance in Post-Soviet waters: Implications of the Marine Stewardship Council certification in the Russian Barents Sea region. *Fisheries Research*, 182: 128-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.006>
- Puech, C.; Poggi, S.; Baudry, J.; Aviron, S., 2015. Do farming practices affect natural enemies at the landscape scale? *Landscape Ecology*, 30 (1): 125-140. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0103-2>
- Puissant, J.; Villenave, C.; Chauvin, C.; Plassard, C.; Blanchart, E.; Trap, J., 2021. Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 161: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108383>
- Rahmann, G., 2011. Biodiversity and Organic farming: What do we know? *Landbauforschung*, 61 (3): 189-208.
- Rector, M.; Filgueira, R.; Grant, J., 2023a. From farm sustainability to ecosystem sustainability: Exploring the limitations of farm-applied aquaculture eco-certification schemes. *Journal of Environmental Management*, 339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117869>
- Rector, M.E.; Filgueira, R.; Bailey, M.; Walker, T.R.; Grant, J., 2023b. Sustainability outcomes of aquaculture eco-certification: Challenges and opportunities. *Reviews in Aquaculture*, 15 (2): 840-852. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12763>
- Reis, G.G.; Molento, C.F.M.; Souza, A.P.O., 2021. Governance and Standardization in Fish Value Chains: Do They Take Care of Key Animal Welfare Issues? *Journal of Agricultural & Environmental Ethics*, 34 (5): 24. <http://dx.doi.org/10.1007/s10806-021-09870-3>
- République française, 2016. Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages JORF n°0184 du 9 août 2016. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000033016237>
- Rigal, S.; Dakos, V.; Alonso, H.; Aunins, A.; Benko, Z.; Brotons, L.; Chodkiewicz, T.; Chylarecki, P.; de Carli, E.; del Moral, J.C.; Domsa, C.; Escandell, V.; Fontaine, B.; Foppen, R.; Gregory, R.; Harris, S.; Herrando, S.; Husby, M.; Ieronymido, C.; Jiguet, F.; Kennedy, J.; Klvanová, A.; Kmecl, P.; Kuczynski, L.; Kurlavicius, P.; Kålås, J.A.; Lehtikoinen, A.; Lindström, Å.; Lorrillière, R.; Moshøj, C.; Nellis, R.; Noble, D.; Eskildsen, D.P.; Paquet, J.Y.; Péliissié, M.; Pladevall, C.; Portolou, D.; Reif, J.; Schmid, H.; Seaman, B.; Szabo, Z.D.; Szép, T.; Florenzano, G.T.; Teufelbauer, N.; Trautmann, S.; van Turnhout, C.; Vermouzek, Z.; Vikstrom, T.; Vorisek, P.; Weiserbs, A.; Devictor, V., 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 120 (21): 9. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2216573120>
- Roheim, C.A.; Asche, F.; Santos, J.L., 2011. The Elusive Price Premium for Ecolabelled Products: Evidence from Seafood in the UK Market. *Journal of Agricultural Economics*, 62 (3): 655-668. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2011.00299.x>
- Rundlof, M.; Bengtsson, J.; Smith, H.G., 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45 (3): 813-820. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x>
- Rundlof, M.; Edlund, M.; Smith, H.G., 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography*, 33 (3): 514-522. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05938.x>
- Rusch, A.; Valantin-Morison, M.; Sarthou, J.P.; Roger-Estrade, J., 2010. Biological control of insect pests in agroecosystems: effects of crop management, farming systems, and seminatural habitats at the landscape scale: A review. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 109*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 219-259. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(10\)09006-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(10)09006-1)
- Samy-Kamal, M., 2020. Estonian fisheries management system under the lens of the Marine Stewardship Council (MSC) standard. *Marine Policy*, 117: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103885>
- Sánchez, J.L.F.; Polanco, J.M.F.; García, I.L., 2020. Evidence of price premium for MSC-certified products at fishers' level: The case of the artisanal fleet of common octopus from Asturias (Spain). *Marine Policy*, 119: 6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104098>
- Sandin, G.; Peters, G.M.; Svanström, M., 2013. Moving down the cause-effect chain of water and land use impacts: An LCA case study of textile fibres. *Resources Conservation and Recycling*, 73: 104-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.020>
- Savina-Rolland, M.; Daures, F.; Zambonino Infante, J.-L.; Desroy, N.; Vermard, Y., 2023. À quelles conditions peut-on parler d'activités de pêche «durables»? *The Conversation*: 5 p. <https://theconversation.com/a-quelles-conditions-peut-on-parler-dactivites-de-peche-durables-198745>
- Scheper, J.; Holzschuh, A.; Kuussaari, M.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Kleijn, D., 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecology Letters*, 16 (7): 912-920. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12128>
- Schiller, L.; Bailey, M., 2021. Rapidly increasing eco-certification coverage transforming management of world's tuna fisheries. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12539>
- Schmeller, D.S.; Mihoub, J.B.; Bowser, A.; Arvanitidis, C.; Costello, M.J.; Fernandez, M.; Geller, G.N.; Hobern, D.; Kissling, W.D.; Regan, E.; Saarenmaa, H.; Turak, E.; Isaac, N.J.B., 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation*, 26 (12): 2967-2972. <Go to ISI>://WOS:000412437200012

- Schmidt, J.; De Rosa, M., 2020. Certified palm oil reduces greenhouse gas emissions compared to non-certified. *Journal of Cleaner Production*, 277: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124045>
- Schmidt, J.H., 2008. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production*, 16 (18): 1929-1942. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.01.004>
- Schneider, M.K.; Luscher, G.; Jeanneret, P.; Arndorfer, M.; Ammari, Y.; Bailey, D.; Balazs, K.; Baldi, A.; Choisis, J.P.; Dennis, P.; Eiter, S.; Fjellstad, W.; Fraser, M.D.; Frank, T.; Friedel, J.K.; Garchi, S.; Geijzenborffer, I.R.; Gomiero, T.; Gonzalez-Bornay, G.; Hector, A.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kakudidi, E.; Kainz, M.; Kovacs-Hostyanszki, A.; Moreno, G.; Nkwiine, C.; Opio, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Pointereau, P.; Pulido, F.J.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Turnbull, L.A.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications*, 5: 9. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5151>
- Schopke, B.; Wesche, K.; Wulf, M., 2023. Dry grasslands adjacent to organic fields have higher plant diversity - Even far into their interior. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 357: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108672>
- Selden, R.L.; Valencia, S.R.; Larsen, A.E.; Cornejo-Donoso, J.; Wasserman, A.A., 2016. Evaluating seafood eco-labeling as a mechanism to reduce collateral impacts of fisheries in an ecosystem-based fisheries management context. *Marine Policy*, 64: 102-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2015.11.010>
- Sigurdsson, V.; Larsen, N.M.; Pálsdóttir, R.G.; Folwarczny, M.; Menon, R.G.V.; Fagerstrom, A., 2022. Increasing the effectiveness of ecological food signaling: Comparing sustainability tags with eco-labels. *Journal of Business Research*, 139: 1099-1110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbusres.2021.10.052>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Reganold, J.P.; Jones, M.S.; Orpet, R.J.; Taylor, J.M.; Thurman, J.H.; Cornell, K.A.; Olsson, R.L.; Ge, Y.; Kennedy, C.M.; Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (6): 2870-2878. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Rieser, C.J.; Davis, A.G.; Taylor, J.M.; Adesanya, A.W.; Jones, M.S.; Meier, A.R.; Reganold, J.P.; Orpet, R.J.; Northfield, T.D.; Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 10. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Sogn-Grundvag, G.; Larsen, T.A.; Young, J.A., 2013. The value of line-caught and other attributes: An exploration of price premiums for chilled fish in UK supermarkets. *Marine Policy*, 38: 41-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.017>
- Staggenborg, J.; Anthes, N., 2022. Long-term fallows rate best among agri-environment scheme effects on farmland birds-A meta-analysis. *Conservation Letters*, 15 (4): 14. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12904>
- Stein-Bachinger, K.; Gottwald, F.; Haub, A.; Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agriculture*, 11 (1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>
- Stemle, A.; Uchida, H.; Roheim, C.A., 2016. Have dockside prices improved after MSC certification? analysis of multiple fisheries. *Fisheries Research*, 182: 116-123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.022>
- Stephenson, S.; Johnson, A.F., 2023. *On The Hook, External Review of the Marine Stewardship Council, No.1*. London, United Kingdom.: On The Hook, 79 p. https://onthehook.org.uk/wp-content/uploads/2023/07/MarFishEco_On-the-Hook-External-Review-of-MSC_June_23_FINAL-2.pdf
- Stolze, M.; Piirr, A.; Häring, A.M.; Dabbert, S., 2000. The Environmental impacts of organic farming in Europe. *Organic Farming in Europe: Economics and Policy, Volume 6*. Universität Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim, 143 p. https://orgprints.org/id/eprint/8400/1/Organic_Farming_in_Europe_Volume06_The_Environmental_Impacts_of_Organic_Farming_in_Europe.pdf
- The Soil Association, 2000. *The biodiversity benefits of organic farming*. Bristol: WWF UK; The Soil Association, 34 p.
- Thøgersen, J.; Haugaard, P.; Olesen, A., 2010. Consumer responses to ecolabels. *European Journal of Marketing*, 44 (11-12): 1787-1810. <http://dx.doi.org/10.1108/03090561011079882>
- Thorbeck, P.; Bilde, T., 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology*, 41 (3): 526-538. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00913.x>
- Tidåker, P.; Potter, H.K.; Carlsson, G.; Röös, E., 2021. Towards sustainable consumption of legumes: How origin, processing and transport affect the environmental impact of pulses. *Sustainable Production and Consumption*, 27: 496-508. <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.017>
- Truisty, M.F., 2012. Environmental improvement of seafood through certification and ecolabelling: theory and analysis. *Fish and Fisheries*, 13 (1): 1-13. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00404.x>
- Tolentino-Zondervan, F.; Berentsen, P.; Bush, S.; Idemne, J.; Babaran, R.; Lansink, A.O., 2016. Comparison of Private Incentive Mechanisms for Improving Sustainability of Filipino Tuna Fisheries. *World Development*, 83: 264-279. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.01.011>
- Tolentino-Zondervan, F.; Berentsen, P.; Bush, S.R.; Lansink, A.O., 2018. FAD vs. free school: Effort allocation by Marine Stewardship Council compliant Filipino tuna purse seiners in the PNA. *Marine Policy*, 90: 137-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.025>
- Travaille, K.L.T.; Crowder, L.B.; Kendrick, G.A.; Clifton, J., 2019a. Key attributes related to fishery improvement project (FIP) effectiveness in promoting improvements towards sustainability. *Fish and Fisheries*, 20 (3): 452-465. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12357>
- Travaille, K.L.T.; Lindley, J.; Kendrick, G.A.; Crowder, L.B.; Clifton, J., 2019b. The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 57: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.05.003>

- Tscharntke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8 (8): 857-874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tscharntke, T.; Sekercioglu, C.H.; Dietsch, T.V.; Sodhi, N.S.; Hoehn, P.; Tylanakis, J.M., 2008. Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. *Ecology*, 89 (4): 944-951. <http://dx.doi.org/10.1890/07-0455.1>
- Tsutsui, M.H.; Kobayashi, K.; Miyashita, T., 2018. Temporal trends in arthropod abundances after the transition to organic farming in paddy fields. *Plos One*, 13 (1): 13. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0190946>
- Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tulaeva, S.; Tysiachniouk, M.; Pappila, M.; Tynkkynen, M., 2023. Marine Stewardship Council Certification in Finland and Russia: Global Standards and Local Practices. *Sustainability*, 15 (5): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/su15054063>
- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, 108: 42-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.01.004>
- Tyser, L.; Kolarova, M.; Tulacka, O.; Hamouz, P., 2021. Weed vegetation in conventional and organic farming in West Bohemia (Czech Republic). *Plant Soil and Environment*, 67 (7): 376-382. <http://dx.doi.org/10.17221/6/2021-pse>
- Uchida, H.; Roheim, C.A.; Wakamatsu, H.; Anderson, C.M., 2014. Do Japanese consumers care about sustainable fisheries? Evidence from an auction of ecolabelled seafood. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 58 (2): 263-280. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8489.12036>
- van der Werf, H.M.G.; Knudsen, M.T.; Cederberg, C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3 (6): 419-425. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- Vasconcelos, S.; Jonsson, M.; Heleno, R.; Moreira, F.; Beja, P., 2022. A meta-analysis of biocontrol potential and herbivore pressure in olive crops: Does integrated pest management make a difference? *Basic and Applied Ecology*, 63: 115-124. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2022.05.009>
- Vélez-Henao, J.A.; Weinland, F.; Reintjes, N., 2021. Life cycle assessment of aquaculture bivalve shellfish production - a critical review of methodological trends. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26 (10): 1943-1958. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-021-01978-y>
- Wakamatsu, H., 2014. The Impact of MSC Certification on a Japanese Certified Fishery. *Marine Resource Economics*, 29 (1): 55-67. <http://dx.doi.org/10.1086/676287>
- Wakamatsu, H.; Sakai, Y., 2021. Can the Japanese fisheries qualify for MSC certification? *Marine Policy*, 134: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104750>
- Wakamatsu, M.; Wakamatsu, H., 2017. The certification of small-scale fisheries. *Marine Policy*, 77: 97-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.12.016>
- Wang, S.H.; Li, W.Y.; Xing, L., 2022. A Review on Marine Economics and Management: How to Exploit the Ocean Well. *Water*, 14 (17): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/w14172626>
- Ward, T.J., 2008. Barriers to biodiversity conservation in marine fishery certification. *Fish and Fisheries*, 9 (2): 169-177. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2008.00277.x>
- Weibull, A.C.; Ostman, O.; Granqvist, A., 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity and Conservation*, 12 (7): 1335-1355. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1023617117780>
- Weitzman, J.; Bailey, M.; Weitzman, J.; Bailey, M., 2018. Perceptions of aquaculture ecolabels: A multi-stakeholder approach in Nova Scotia, Canada. *Marine Policy*, 87: 12-22.
- Wermeille, A.; Gaillet, G.; Asselin, A.C., 2024. Don't miss the big fish! Operational accounting of two major drivers of marine biodiversity loss in LCA of seafood products. *Journal of Cleaner Production*, 435: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.140245>
- Willemen, L.; Crossman, N.D.; Newsom, D.; Hughell, D.; Hunink, J.E.; Milder, J.C., 2019. Aggregate effects on ecosystem services from certification of tea farming in the Upper Tana River basin, Kenya. *Ecosystem Services*, 38: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100962>
- Willette, D.A.; Esteves, S.C.; Ben, F.; Smith, M.L.; Wilson, K.; Yuan, X.Y., 2021. The last mile challenge: Certified seafood and federal labeling laws out of sync at the end of the supply chain in Los Angeles, California. *Marine Policy*, 125: 6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104380>
- Winqvist, C.; Ahnstrom, J.; Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. In: Ostfeld, R.S.; Schlesinger, W.H., eds. *Year in Ecology and Conservation Biology*. Oxford: Blackwell Science Publ (Annals of the New York Academy of Sciences), 191-203. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x>
- Winqvist, C.; Bengtsson, J.; Aavik, T.; Berendse, F.; Clement, L.W.; Eggers, S.; Fischer, C.; Flohre, A.; Geiger, F.; Liira, J.; Part, T.; Thies, C.; Tscharntke, T.; Weisser, W.W.; Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 570-579. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x>
- Wintermantel, D.; Odoux, J.F.; Chadoeuf, J.; Bretagnolle, V., 2019. Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower-poor period in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 56 (8): 1960-1969. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13447>

- Woods, J.S.; Verones, F., 2019. Ecosystem damage from anthropogenic seabed disturbance: A life cycle impact assessment characterisation model. *Science of the Total Environment*, 649: 1481-1490. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.304>
- World Wildlife Fund, 2007. *Benchmarking Study. Certification Programmes for Aquaculture. Environmental Impacts, Social Issues and Animal Welfare*. Switzerland; Norway: (WWF) Zurich and Oslo, 74 p. + annexes. https://media.wwf.no/assets/attachments/41-benchmarking_study_wwf_aquaculture_standards_version_iii_6_feb_2008.pdf
- Yeeting, A.D.; Bush, S.R.; Ram-Bidesi, V.; Bailey, M., 2016. Implications of new economic policy instruments for tuna management in the Western and Central Pacific. *Marine Policy*, 63: 45-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.003>

Annexes

Annexe 2-1. Articles retenus et tableau annoté pour le corpus littérature scientifique pour biodiversité et labels terrestres

Référence	Article	Nom du label	Type d'article	Types de production, EBV et taxons étudiés
(Katayama <i>et al.</i> , 2019)	Katayama, N., <i>et al.</i> 2019, Biodiversity and yield under different land-use types in orchard/vineyard landscapes: A meta-analysis	AB	méta-analyse	Cultures : Vignes et vergers : pommes, olives, mangues, citrons, amandes, prunes EBV : composition des communautés (richesse, abondance, similarité) Taxons : vertébrés, invertébrés et micro-organismes (définition peu précise des taxons)
(Mannaf <i>et al.</i> , 2022)	Mannaf, M., <i>et al.</i> 2022, The spatial influences of organic farming and environmental heterogeneity on biodiversity in South Australian landscapes	AB	broad study	Papier modélisation Multiples (pas centré sur un type de culture mais organisation spatiale) Cultures : Vigne, Vergers, Aquaculture EBV : composition des communautés (richesse spécifique) Taxons : plantes et oiseaux
(Inclan <i>et al.</i> , 2015)	Inclan, D., <i>et al.</i> 2015, Organic farming enhances parasitoid diversity at the local and landscape scales	AB	broad study	Cultures : céréales et prairies Réseau parcelles EBV : composition des communautés (richesse spécifique et abondance) Taxons : Mouches parasitoïdes
(Rahmann, 2011)	Rahmann, G. Rahmann, G., 2011, Biodiversity and Organic farming: What do we know?	AB	review	Précisions sur les groupes d'organismes amis pas sur les types de culture EBV : pas spécifié ? Taxons : pas spécifié ?
(Lichtenberg <i>et al.</i> , 2017)	Lichtenberg, E. <i>et al.</i> 2017, A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes	AB	méta-analyse	Pas spécifique, sauf AB et diversification infra-parcellaire Types de culture très divers à l'échelle du paysage mais pas de focus sur l'influence du type de culture en lui-même Cultures : Maraichage, prairie, vergers, céréales, oléagineux, racines... (données en sup.) Habitats naturels (forêt, prairie...) EBV : composition des communautés (richesse spécifique et abondance) Taxons : arthropodes
(Schneider <i>et al.</i> , 2014)	Schneider, M., <i>et al.</i> 2014, Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level	AB	broad study	Highly diversified (production habitats, non production habitats, farm) Culture : Horticulture, prairies, vigne, olives, croplands EBV : composition des communautés (richesse spécifique et abondance) Taxons : plantes, vers de terre, araignées et abeilles
(Moth <i>et al.</i> , 2023)	Moth, S., <i>et al.</i> 2023, Local management and landscape composition affect predatory mites in European wine-growing regions	AB	broad study	Cultures : vignes (OF, IPM, conventional) EBV : composition des communautés (diversité de Shannon, indice de Pielou), fonctionnement de l'écosystème (régulation biologique) Taxons : Acariens prédateurs
(Montanez et Amarillo-Suarez, 2014)	Montanez, M., <i>et al.</i> 2014, Impact of organic crops on the diversity of insects: A review of recent research	AB	review	Cultures : cereals (36%), followed by annual herbs (15%), pastures (12%), olives (9%), grapes (6%), and tomatoes, apples, canola, mangoes, strawberries, almonds, cashews and bananas (approximately 1% each) Toutefois, pas d'analyse ensuite en fonction du type de culture (vraiment seulement comparaison bio/conv)

					EBV : composition des communautés (richesse spécifique et abondance) Taxons : insectes
(Winqvist <i>et al.</i> , 2012)	Winqvist, C., <i>et al.</i> 2012, Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account	AB	review		Cultures : céréales ou prairies temporaires (fourrages) Encore une étude sur la variabilité spatiale EBV : fonctionnement de l'écosystème (pollinisation et régulation biologique) Taxons : plantes adventices, arthropodes, organismes du sol, oiseaux, mammifères Most studies have been conducted on arable crops such as cereals, whereas some have been conducted in grasslands such as ley.
(Pleguezuelo <i>et al.</i> , 2018)	Pleguezuelo, C., <i>et al.</i> , 2018, Organic olive farming in Andalusia, Spain. A review	AB	review		Olive
(Fischer <i>et al.</i> , 2018)	Fischer, C., <i>et al.</i> , 2018, Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management	AB	broad study		Winter wheat Encore une étude spatiale Petits rongeurs (campagnols et souris)
(Hodgson <i>et al.</i> , 2010)	Hodgson, J., <i>et al.</i> 2010, Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale	AB	broad study		Encore approche spatialisée (centre/bord de champ) winter wheat and barley grassland blé et orge d'hiver, prairie pas de focus sur les types de culture papillons densité
(Wintermantel <i>et al.</i> , 2019)	Wintermantel, D., <i>et al.</i> 2019, Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower-poor period in agricultural landscapes				cereal/sunflower/oilseed rape Within the study period (2012–2017), the area was covered on average by 40.4% with cereals (mainly winter wheat: 33.8%), 9.9% maize, 9.7% sunflower, 7.9% grassland, 7.7% oilseed rape, 3.5% alfalfa and 7.5% other crops. The site contains also 9.8% of urban areas and 3.1% of fragmented woodlands and is bordered in the north by the town Niort and in the south by a large forest (Figure 1). Half of the LTSEr site is designated as a Natura 2000 site under the Birds Directive.
(Perrot <i>et al.</i> , 2022)	Perrot, T., <i>et al.</i> 2022, Environmentally friendly landscape management improves oilseed rape yields by increasing pollinators and reducing pests	AB	broad study		Oilseed rape Encore une étude spatiale abeilles, nuisibles. Proportion du BIO dans le paysage
(Kehinde <i>et al.</i> , 2018)	Kehinde, T., <i>et al.</i> 2018, Organic farming promotes bee abundance in vineyards in Italy but not in South Africa	AB	broad study		vineyard abeilles we included only bumblebees, flower cover and crop rotation data of such transect sections, which were located in the two most common types of field margins, those alongside cereals and mass-flowering crops. Cereal fields included rye, oat, barley, triticale and wheat (hereafter cereals). The mass-flowering crop fields contained legumes (pea, bean, clover, alfalfa, sweet clover spp.) and oilseed rape
(Marja <i>et al.</i> , 2018)	Marja, R., <i>et al.</i> 2018, Crop rotation and agri-environment schemes determine bumblebee communities via flower resources	AB	broad study		cereal/mass flowering crops
(Tuck <i>et al.</i> , 2014)	Tuck, S., <i>et al.</i> 2014, Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis	AB	méta-analyse		Céréales / Prairies / cultures mixtes / arboriculture For taxonomic groups, we classified species as: arthropods, birds, microbes and plants. Data on earthworms, mammals, nematodes and protozoa were excluded from this analysis due to small sample sizes (n<5).
(Jonason <i>et al.</i> , 2011)	Jonason, D., <i>et al.</i> 2011, Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies	AB	broad study		Céréales Gradient d'hétérogénéité du paysage

					Echantillonnage transect en bordure de champ de blé Richesse plantes et papillons	
(Fuller <i>et al.</i> , 2005)	Fuller, R., <i>et al.</i> , 2005, Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa		AB	broad study	Céréales (printemps et hiver) plantes, invertébrates, birds and bats (abundance/richesse)	
(Caro <i>et al.</i> , 2016)	Caro, G., <i>et al.</i> , 2016, Multi-scale effects of agri-environment schemes on carabid beetles in intensive farmland		AB	broad study	Blé/luzerne/prairie Carabes (abundance et richesse)	
(Gomez <i>et al.</i> , 2018)	Gomez, M., <i>et al.</i> , 2018, Small mammal responses to farming practices in central Argentinian agroecosystems: The use of hierarchical occupancy models		AB	broad study	Encore échelle paysage This region is a land mosaic where part of the original flora is restricted to uncultivated border habitats. These linear habitats support a mixed vegetation type dominated by native and invasive herbaceous species. The most frequent crop sequences are wheat-soybean or soybean-maize (as alternate single summer crops per year with a winter fallow), even though the soybean monoculture as a single summer crop per year is also a common practice Echantillonnage en bordure de champs Blé/soja ou Maïs/soja	
(Manoharan <i>et al.</i> , 2017)	Manoharan, L., <i>et al.</i> , 2017, Agricultural management practices influence AMF diversity and community composition with cascading effects on plant productivity		AB	broad study	Orge	
(Smith <i>et al.</i> , 2019)	Smith, O., C <i>et al.</i> , 2019, Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis		AB	méta-analyse	60 cultures	
(Aavik <i>et Liira</i> , 2010)	Aavik, T., <i>et al.</i> , 2010, Quantifying the effect of organic farming, field boundary type and landscape structure on the vegetation of field boundaries		AB	broad study	céréales	
(Tyser <i>et al.</i> , 2021)	Tyser, L., <i>et al.</i> , 2021, Weed vegetation in conventional and organic farming in West Bohemia (Czech Republic)		AB	broad study	Winter cereals	
(Smith <i>et al.</i> , 2020)	Smith, O., <i>et al.</i> , 2020, Landscape context affects the sustainability of organic farming systems		AB	méta-analyse	60 cultures	
(Petit <i>et al.</i> , 2016)	Petit, S., <i>et al.</i> , 2016, Landscape scale management affects weed richness but not weed abundance in winter wheat fields		AB	broad study	blé d'hiver	
(Kolarova <i>et al.</i> , 2013)	Kolarova, M., <i>et al.</i> , 2013, Impact of site conditions and farming practices on the occurrence of rare and endangered weeds on arable land in the Czech Republic		AB	broad study	grandes cultures: b	
(Gong <i>et al.</i> , 2022)	Gong, S., <i>et al.</i> , 2022, Biodiversity and yield trade-offs for organic farming		AB	méta-analyse	?	
(Nitschelm <i>et al.</i> , 2021)	Nitschelm, L., <i>et al.</i> , 2021, Life cycle assessment data of French organic agricultural products		AB	méta-analyse	?	
(Hole <i>et al.</i> , 2005)	Hole, D., <i>et al.</i> , 2005, Does organic farming benefit biodiversity?		AB	review	?	
(Lynch, 2009)	Lynch, D., 2009, Environmental impacts of organic agriculture: A Canadian perspective		AB	review	?	

(Chowdhury <i>et al.</i> , 2021)	Chowdhury, A., <i>et al.</i> 2021, Can tea support biodiversity with a few "nudges" in management: Evidence from tea growing landscapes around the world	AB	review	?	
(Bandanaa <i>et al.</i> , 2021)	Bandanaa, J., <i>et al.</i> 2021, Sustainability performance of organic and conventional cocoa farming systems in Atwima Mponua District of Ghana	AB	review	?	
(Bengtsson <i>et al.</i> , 2005)	Bengtsson, J., <i>et al.</i> 2005, The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis	AB	méta-analyse	Tout ce qui est dispo	
(Winqvist <i>et al.</i> , 2011)	Winqvist, C., <i>et al.</i> 2011, Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe	AB	broad study	Céréales	
(Mayer <i>et al.</i> , 2008)	Mayer, F., <i>et al.</i> 2008, Effects of agri-environment schemes on plant diversity in Bavarian grasslands	AB	broad study	Prairies	
(Josefsson <i>et al.</i> , 2017)	Josefsson, J., <i>et al.</i> 2017, Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: does the CAP fit?	AB	broad study	?	
(El Bilali, 2020)	El Bilali, H., 2020, Organic food and farming in West Africa: A systematic review	AB	review	? Rien de spécifique	
(Park, 2015)	Park, K. J., 2015, Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators	AB	review	All	
(Moos <i>et al.</i> , 2017)	Moos, J., <i>et al.</i> 2017, Reduced tillage enhances earthworm abundance and biomass in organic farming: A meta-analysis	AB	méta-analyse	grande culture? pas d'info donnée dans le papier	
(Lori <i>et al.</i> , 2017)	Lori, M., <i>et al.</i> 2017, Organic farming enhances soil microbial abundance and activity-A meta-analysis and meta-regression	AB	méta-analyse		
(Christel <i>et al.</i> , 2021)	Christel, A., <i>et al.</i> 2021, Impact of farming systems on soil ecological quality: a meta-analysis	AB	méta-analyse	grandes cultures, prairie, viticulture, arboriculture, maraîchage	
(Barre <i>et al.</i> , 2018)	Barre, K., <i>et al.</i> 2018, Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats	AB	broad study	blé	
(Bai <i>et al.</i> , 2018)	Bai, Z.G., <i>et al.</i> 2018, Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China	AB			
(de Graaff <i>et al.</i> , 2019)	de Graaff, M.-A., <i>et al.</i> 2019, Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis	AB			
(Garratt <i>et al.</i> , 2011)	Garratt, M.P.D., <i>et al.</i> 2011, The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research	AB			
(Gonthier <i>et al.</i> , 2014)	Gonthier, D.J., <i>et al.</i> 2014, Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach	AB			
(Muneret <i>et al.</i> , 2018)	Muneret, L., <i>et al.</i> 2018, Evidence that organic farming promotes pest control	AB			
(Prieto-Benítez et Mendez, 2011)	Prieto-Benítez, S., <i>et al.</i> 2011, Effects of land management on the abundance and richness of spiders (Araneae): A meta-analysis	AB			

(Puissant <i>et al.</i> , 2021)	Puissant, J., et al, 2022, Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis	AB			
(Scheper <i>et al.</i> , 2013)	Scheper, J., et al, 2013, Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis	AB			
(Staggenborg et Anthes, 2022)	Staggenborg, J. & N. Anthes, 2022, Long-term fallows rate best among agri-environment scheme effects on farmland birds-A meta-analysis	AB			
(Vasconcelos <i>et al.</i> , 2022)	Vasconcelos, S. et al, 2022, A meta-analysis of biocontrol potential and herbivore pressure in olive crops: Does integrated pest management make a difference?	AB			
(Stein-Bachinger <i>et al.</i> , 2021)	Stein-Bachinger, K., 2021, To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review	AB			
(Gockowski, J. <i>et al.</i> , 2013)	Gockowski, J.; Afari-Sefa, V.; Sarpong, D.B.; Osei-Asare, Y.B.; Agyeman, N.F., 2013. Improving the productivity and income of Ghanaian cocoa farmers while maintaining environmental services: what role for certification? International Journal of Agricultural Sustainability, 11 (4): 331-346.	Rainforest	Local study	cacao	
(Morgans <i>et al.</i> , 2018)	Morgans, CL; <i>et al.</i> , 2018, Evaluating the effectiveness of palm oil certification in delivering multiple sustainability objectives	RSPO	Local study	palmiers à huile	
(Noojipady <i>et al.</i> , 2017)	Noojipady, P; <i>et al.</i> , 2017, Managing fire risk during drought: the influence of certification and El Nino on fire-driven forest conversion for oil palm in Southeast Asia	RSPO	Local study	palmiers à huile	
(Carlson et Palmer, 2016)	Carlson, K.M <i>et al.</i> , 2016. Effect of oil palm sustainability certification on deforestation and fire in Indonesia	RSPO	Local study	palmiers à huile	
(Willemen <i>et al.</i> , 2019)	Willemen, L; <i>et al.</i> , 2019, Aggregate effects on ecosystem services from certification of tea farming in the Upper Tana River basin, Kenya	Rainforest	Local study	thé	
(Haggar <i>et al.</i> , 2017)	Haggar, J; <i>et al.</i> , 2017. Environmental-economic benefits and trade-offs on sustainably certified coffee farms	Rainforest	Local study	café	
(Azhar <i>et al.</i> , 2015)	Azhar, Br <i>et al.</i> , 2015, Promoting landscape heterogeneity to improve the biodiversity benefits of certified palm oil production: Evidence from Peninsular Malaysia	RSPO	Local study	palmiers à huile	
(Gatti <i>et al.</i> , 2019)	Gatti, RC; <i>et al.</i> , 2019, Sustainable palm oil may not be so sustainable	RSPO	Broad study	palmiers à huile	
(Mas et Dietsch, 2004)	Mas, AH; <i>et al.</i> , 2004, Linking shade coffee certification to biodiversity conservation: Butterflies and birds in Chiapas, Mexico	Rainforest	Local study	café	

Annexe 2-2. Articles retenus pour le corpus littérature scientifique pour biodiversité et labels en aquaculture

Article	Référence
Aubin, Joël. « Life Cycle Assessment as applied to environmental choices regarding farmed or wild-caught fish ». CAB Reviews Perspectives in Agriculture Veterinary Science Nutrition and Natural Resources 8, no 011 (2013): 1-10. https://doi.org/10.1079/pavsmn.20138011	(Aubin, 2013)
Barrett, Luke T., Stephen E. Swearer, et Tim Dempster. « Impacts of Marine and Freshwater Aquaculture on Wildlife: A Global Meta-Analysis ». Reviews in Aquaculture 11, no 4 (2019): 1022-44. https://doi.org/10.1111/raq.12277 .	(Barrett et al., 2019)
Diana, James S. « Aquaculture Production and Biodiversity Conservation ». BioScience 59, no 1 (1 janvier 2009): 27-38. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.1.7 .	(Diana, 2009)
« Eco-certification of Farmed Seafood: Will it Make a Difference? Ambio ». Consulté le 30 janvier 2024. https://link.springer.com/article/10.1007/s13280-013-0409-3 .	(Jonell et al., 2013)
Falconer, Lynne, Karl Cutajar, Amalia Krupandan, Elisa Capuzzo, Richard A. Corner, Tim Ellis, Keith Jeffery, et al. « Planning and Licensing for Marine Aquaculture ». Reviews in Aquaculture n/a, no n/a. Consulté le 17 mars 2023. https://doi.org/10.1111/raq.12783 .	(Falconer et al., 2023)
Gephart, Jessica A., Patrik J. G. Henriksson, Robert W. R. Parker, Alon Shepon, Kelvin D. Gorospe, Kristina Bergman, Gidon Eshel, et al. « Environmental Performance of Blue Foods ». Nature 597, no 7876 (septembre 2021): 360-65. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03889-2 .	(Gephart et al., 2021)
Gulbrandsen, Lars H., Irla Vormedal, et Mari Lie Larsen. « No Logo? The Failure of ASC Salmon Labeling in Norway and the UK ». Marine Policy 138 (1 avril 2022): 104987. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.104987 .	(Gulbrandsen et al., 2022)
Mariojouis, Catherine, et Cathy Roheim Wessells. « Certification and Quality Signals in the Aquaculture Sector in France ». Marine Resource Economics 17, no 2 (janvier 2002): 175-80. https://doi.org/10.1086/mre.17.2.42629360 .	(Mariojouis et Wessells, 2002)
Mid Noor, Noorashikin, et Siti Norliyana Harun. « Towards Sustainable Aquaculture: A Brief Look into Management Issues ». Applied Sciences 12 (25 juillet 2022): 7448. https://doi.org/10.3390/app12157448 .	(Noor et al., 2022)
Nadarajah, Suthamathy, et Ola Flaaten. « Global Aquaculture Growth and Institutional Quality ». Marine Policy 84 (1 octobre 2017): 142-51. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.07.018 .	(Nadarajah et Flaaten, 2017)
Nilsen, M., V. S. Amundsen, et M. S. Olsen. « Swimming in a slurry of schemes: Making sense of aquaculture standards and certification schemes ». In Safety and Reliability - Safe Societies in a Changing World. CRC Press, 2018.	(Nilsen et al., 2018)
Pavel, Castka, et Danna Leaman, éd. Policy Matters: Certification and Biodiversity : How Voluntary Certification Standards Impact Biodiversity and Human Livelihoods. IUCN, International Union for Conservation of Nature, 2016. https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2014.PolicyMatters-21.en .	(Castka et al., 2016)
Rector, Megan E., Ramon Filgueira, Megan Bailey, Tony R. Walker, et Jon Grant. « Sustainability Outcomes of Aquaculture Eco-Certification: Challenges and Opportunities ». Reviews in Aquaculture 15, no 2 (2023): 840-52. https://doi.org/10.1111/raq.12763 .	(Rector et al., 2023b)
Rector, M.; Filgueira, R.; Grant, J., 2023. From farm sustainability to ecosystem sustainability: Exploring the limitations of farm-applied aquaculture eco-certification schemes. Journal of Environmental Management, 339. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117869	(Rector et al., 2023a)
Schmeller, D.S.; Mihoub, J.B.; Bowser, A.; Arvanitidis, C.; Costello, M.J.; Fernandez, M.; Geller, G.N.; Hoborn, D.; Kissling, W.D.; Regan, E.; Saarenmaa, H.; Turak, E.; Isaac, N.J.B., 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. Biodiversity and Conservation, 26 (12): 2967-2972.	(Schmeller et al., 2017)
Vélez-Henao, Johan Andrés, Franz Weinland, et Norbert Reintjes. « Life Cycle Assessment of Aquaculture Bivalve Shellfish Production – a Critical Review of Methodological Trends ». The International Journal of Life Cycle Assessment 26, no 10 (1 octobre 2021): 1943-58. https://doi.org/10.1007/s11367-021-01978-y .	(Vélez-Henao et al., 2021)
Wang, Shuhong, Weiyao Li, et Lu Xing. « A Review on Marine Economics and Management: How to Exploit the Ocean Well ». Water 14, no 17 (janvier 2022): 2626. https://doi.org/10.3390/w14172626 .	(Wang et al., 2022)
Weitzman, Jenny, et Megan Bailey. « Perceptions of Aquaculture Ecolabels: A Multi-Stakeholder Approach in Nova Scotia, Canada ». Marine Policy 87 (1 janvier 2018): 12-22. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.09.037 .	(Weitzman et al., 2018)

Annexe 2-3. Articles retenus et tableau annoté pour le corpus littérature scientifique pour biodiversité et labels pêche

NB : les analyses des articles liés aux résultats économiques sont à retrouver au chapitre 5.

Référence	Auteurs	Année	Titre	Descripteur général de l'article (PICO, PIO, autre)	Type d'article (review, méta-analyse...) échelle globale ou cas d'étude
(Agnew <i>et al.</i> , 2014)	Agnew, DJ and Gutierrez, NL and Stern-Piriot, A and Hoggarth, DD	2014	The MSC experience: developing an operational certification standard and a market incentive to improve fishery sustainability	PICO	Review base de données interne MSC
(Agnew <i>et al.</i> , 2013)	Agnew, DJ and Gutierrez, NL and Stern-Piriot, A and Smith, ADM and Zimmermann, C and Sainsbury, K	2013	Rebuttal to Froese and Proelss "Evaluation and legal assessment of certified seafood"	PIO	global scale. 45 certified stocks (data available at https://ars.els-cdn.com/content/image/1-s2.0-S0308597X12001625-mmc1.pdf)
(Anderson <i>et al.</i> , 2021)	Anderson, CM and Himes-Cornell, A and Pita, C and Arton, A and Favret, M and Averill, D and Stohs, S and Longo, CS	2021	Social and Economic Outcomes of Fisheries Certification: Characterizing Pathways of Change in Canned Fish Markets	PIO	Méta-analyse
(Ankamah-Yeboah <i>et al.</i> , 2020)	Ankamah-Yeboah, I and Asche, F and Bronnmann, J and Nielsen, M and Nielsen, R	2020	Consumer Preference Heterogeneity and Preference Segmentation: The Case of Ecolabeled Salmon in Danish Retail Sales	PICO	Cas d'étude (consumer oriented)
(Arton <i>et al.</i> , 2020)	Arton, A and Leiman, A and Petrokofsky, G and Toonen, H and Longo, CS	2020	What do we know about the impacts of the Marine Stewardship Council seafood ecolabelling program? A systematic map	Une analyse des sujets abordés dans les articles PICO	Méta-analyse des sujets traités dans la littérature
(Asche et Bronnmann, 2017)	Asche, F and Bronnmann, J	2017	Price premiums for ecolabelled seafood: MSC certification in Germany	PICO	étude de cas
(Asche <i>et al.</i> , 2015)	Asche, F and Larsen, TA and Smith, MD and Sogn-Grundvag, G and Young, JA	2015	Pricing of eco-labels with retailer heterogeneity		Cas étude (consumer oriented)
(Autzen et Hegland, 2021)	Autzen, MH and Hegland, TJ	2021	When 'sustainability' becomes the norm: Power dynamics in the making of a new eco-label for low-environmental-impact, small-scale fisheries	pas de lien avec la biodiversité	cas d'étude
(Ballance <i>et al.</i> , 2021)	Ballance, IT and Gerrodette, T and Lennert-Cody, CE and Pitman, RL and Squires, D	2021	A History of the Tuna-Dolphin Problem: Successes, Failures, and Lessons Learned	PICO	review
(Bellchambers <i>et al.</i> , 2016)	Bellchambers, LM and Phillips, BF and Perez-Ramirez, M	2016	From certification to recertification the benefits and challenges of the Marine Stewardship Council (MSC): A case study using lobsters	PICO	étude de cas
(Birchenough <i>et al.</i> , 2020)	Birchenough, SE and Clark, RWE and Pengelly, S and Humphreys, J	2020	Managing a dredge fishery within a marine protected area: resolving environmental and socio-economic objectives		cas d'étude
(Blomquist <i>et al.</i> , 2015)	Blomquist, J and Bartolino, V and Waldo, S	2015	Price Premiums for Providing Eco-labelled Seafood: Evidence from MSC-certified Cod in Sweden	PICO	cas étude

(Borland et Bailey, 2019)	Borland, ME and Bailey, M	2019	Benchmarking data of the Fair Trade USA Capture Fisheries Standard and the Marine Stewardship Council Fisheries Standard against the Food and Agricultural Organization's Voluntary Guidelines for Securing Sustainable Small-Scale Fisheries	Autre	data paper
(Bronnmann et Asche, 2017)	Bronnmann, J and Asche, F	2017	Sustainable Seafood From Aquaculture and Wild Fisheries: Insights From a Discrete Choice Experiment in Germany	PICO comparateur préférence consommateurs entre wild et aqua	cas d'étude
(Bronnmann et al., 2023)	Bronnmann, J., F. Asche, I. K. Pettersen and G. Sogn-Grundvåg	2023	Certify or not? The effect of the MSC certification on the ex-vessel prices for Atlantic cod in Norway.	PICO	étude de cas
(Butterworth, 2016)	Butterworth, DS	2016	The South African experience with MSC certification: A perspective		
(Crosoer et al., 2006)	Crosoer, D and van Sittert, L and Ponte, S	2006	The integration of South African fisheries into the global economy: Past, present and future	Autre	Cas d'étude
(Field et al., 2013)	Field, JG and Attwood, CG and Jarre, A and Sink, K and Atkinson, LJ and Petersen, S	2013	Cooperation between scientists, NGOs and industry in support of sustainable fisheries: the South African hake <i>Merluccius spp.</i> trawl fishery experience	PIO	cas d'étude
(Foley, 2012)	Foley, P	2012	The Political Economy of Marine Stewardship Council Certification: Processors and Access in Newfoundland and Labrador's Inshore Shrimp Industry	Autre	étude de cas
(Foley et Havice, 2016)	Foley, P and Havice, E	2016	The rise of territorial eco-certifications: New politics of transnational sustainability governance in the fishery sector	Autre	
(Foley et Hébert, 2013)	Foley, P and Hebert, K	2013	Alternative regimes of transnational environmental certification: governance, marketization, and place in Alaska's salmon fisheries	pas de lien avec la biodiversité	Cas d'étude
(Foley et McCay, 2014)	Foley, P and McCay, B	2014	Certifying the commons: eco-certification, privatization, and collective action	pas de lien avec la biodiversité	2 exemples locaux
(Froese et Proelss, 2012)	Froese, R and Proelss, A	2012	Evaluation and legal assessment of certified seafood		
(Giacomarra et al., 2021)	Giacomarra, M and Crescimanno, M and Vrontis, D and Pastor, LM and Galati, A	2021	The ability of fish ecolabels to promote a change in the sustainability awareness	pas de lien avec la biodiversité	review
(Grantham et al., 2022)	Grantham, A and Pandan, MR and Roxas, S and Hitchcock, B n	2022	Overcoming Catch Data Collection Challenges and Traceability Implementation Barriers in a Sustainable, Small-Scale Fishery	PICO	analyse of catch record accuracy
(Gulbrandsen, 2009)	Gulbrandsen, LH	2009	The emergence and effectiveness of the Marine Stewardship Council	aucun	position paper
(Gulbrandsen et Honneland, 2014)	Gulbrandsen, LH and Honneland, G	2014	Fisheries Certification in Russia: The Emergence of Nonstate Authority in a Postcommunist Economy	Autre	
(Gutiérrez et al., 2012)	Gutiérrez, NL and Valencia, SR and Branch, TA and Agnew, DJ and Baum, JK and Bianchi, PL and Cornejo-Donoso, J and Costello, C and Defeo, O and	2012	Eco-Label Conveys Reliable Information on Fish Stock Health to Seafood Consumers	PICO	Méta-analyse

	Essington, TE and Hilborn, R and Hoggarth, DD and Larsen, AE and Nines, C and Sainsbury, K and Selden, RL and Sista, S and Smith, ADM and Stern-Piriot, A and Teck, SJ and Thorson, JT and Williams, NE			Media representations of seafood certification in Australia: Mobilising sustainability standards to attack or defend the value of an industry		Autre (analyse de la perception du label MSC dans les médias Australiens	Analyse des articles de presse	
(Haas <i>et al.</i> , 2020)	Haas, B and Phillipov, M and Gale, F	2020		The effect of habitat and fishing-effort data resolution on the outcome of seabed status assessment in bottom trawl fisheries		hors sujet	hors sujet	
(Hiddink <i>et al.</i> , 2023)	Hiddink, JG and Evans, L and Gilmour, F and Lourenco, G and McLennan, S and Quinn, E and Shepperson, J	2023		Spatiotemporal bycatch analysis of the Atlantic halibut (<i>Hippoglossus hippoglossus</i>) longline fishery survey indicates hotspots for species of conservation concern		autre	cas d'étude	
(Hurley <i>et al.</i> , 2019)	Hurley, I and Wringe, BF and den Heyer, CE and Shackell, NL and Lotze, HK	2019		Promoting Sustainable Seafood Market in Japan: Perspectives From MSC and ASC Applicants		Autre (analyse des motivations des acteurs à demander la certification)	Etude de cas	
(Ishihara <i>et al.</i> , 2022)	Ishihara, H and Blandon, A and Watanabe, J and Yagi, N	2022		Is there a Future in the Sustainability Certification of Sardine and Anchovy Fisheries?		autre	perspective (et synthèse)	
(Izquierdo-Peña <i>et al.</i> , 2020)	Izquierdo-Peña, V and Lluch-Cota, SE and Chavez, FP and Lluch-Cota, DB and Morales-Bojorquez, E and Ponce-Diaz, G	2020		The rise of seafood awareness campaign in an era of collapsing fisheries			papier d'opinion	
(Jacquet et Pauly, 2007)	Jacquet JL and Pauly D	2007		Eco-Labeled Seafood: Determinants for (Blue) Green Consumption		?	Cas d'étude (Consumer oriented)	
(Jonell <i>et al.</i> , 2016)	Jonell, M and Crona, B and Brown, K and Ronnback, P and Troell, M	2016		Interactions between International Law and Private Fisheries Certification		Autre (analyse générique et juridique des relations entre droit international et label privé MSC	review	
(Karavias, 2018)	Karavias, M	2018		A brief history of lumpfishing, assessment, and management across the North Atlantic		PICO	cas d'étude	
(Kennedy <i>et al.</i> , 2019)	Kennedy, J and Durif, CMF and Florin, AB and Frechet, A and Gauthier, J and Hussy, K and Jonsson, ST and Olafsson, HG and Post, S and Hedeholm, RB	2019		Sustainable seafood certifications are inadequate to challenges of ecosystem change		PIO	cas d'étude	
(Kourantidou et Kaiser, 2019)	Kourantidou, M and Kaiser, BA	2019		Estimating the economic benefits of MSC certification for the South African hake trawl fishery		PICO	cas d'étude	
(Lallemand <i>et al.</i> , 2016)	Lallemand, P and Bergh, M and Hansen, M and Purves, M	2016		The Responsible Seafood Tool (RESET): Empowering businesses in Asia to source seafood more responsibly		<i>discussion paper</i>	cas d'étude	
(Lee, 2019)	Lee, MKK	2020		Deep-sea benthic habitats and the impacts of trawling on them in the offshore Greenland halibut fishery, Davis Strait, west Greenland		Comparaison de 2 zones avec des efforts de pêche différents mais sans lien direct avec le label	cas d'étude	
(Long <i>et al.</i> , 2021)	Long, S and Blicher, ME and Arboe, NH and Fuhrmann, M and Darling, M and Kemp, KM and Nygaard, R and Zinglensen, K and Yesson, C	2021						

(Long et Jones, 2021)	Long, SP	2021	Greenland's offshore Greenland halibut fishery and role of the Marine Stewardship Council certification: A governance case study	PICO	review (all kind of litt) and consultation
(Longo <i>et al.</i> , 2021)	Longo, CS and Buckley, L and Good, SD and Gorham, TM and Koerner, L and Lees, S and Liow, SY and Oloruntimeyi, O and Schley, D and Rice, J and Currey, RJC	2021	A Perspective on the Role of Eco-Certification in Eliminating Illegal, Unreported and Unregulated Fishing	PICO	review MSC database
(Luna <i>et al.</i> , 2021)	Luna, M and García-Olalla, M and Sanchez, JLF	2021	How Do Investors Value Firms' Decisions on Obtaining an Eco-label? Evidence from the Fishing Industry	pas de lien avec la biodiversité	Méta-analyse économique
(Martin <i>et al.</i> , 2012)	Martin, SM and Cambridge, TA and Grieve, C and Nimmo, FM and Agnew, DJ	2012	An Evaluation of Environmental Changes Within Fisheries Involved in the Marine Stewardship Council Certification Scheme	PICO	étude de cas
(Melnychuk <i>et al.</i> , 2022)	Melnychuk, MC and Veneziano, A and Lees, S and Rasal, J and Koerner, LM and Hair, P and Costalago, D and Hively, D and Jardim, E and Longo, C	2022	Wild-caught fish populations targeted by MSC-certified fisheries have higher relative abundance than non-MSC populations	PICO	Méta-analyse
(Miret-Pastor <i>et al.</i> , 2014)	Miret-Pastor, L and Peiro-Signes, A and Segarra-Ona, MD and Herrera-Racionero, P	2014	Empirical analysis of sustainable fisheries and the relation to economic performance enhancement: The case of the Spanish fishing industry	pas de lien avec la biodiversité	Cas d'étude
(Mussells et Stephenson, 2020)	Mussells, C and Stephenson, RL	2020	A comparison of sustainability objectives: how well does the Canadian Fisheries Research Network framework compare with fisheries, forestry, and aquaculture certification schemes?	PICO	global review of principles
(Nyawung et Erasmus, 2022)	Nyawung, RA and Erasmus, VN	2022	Ocean and Marine Stewardship in Africa: The Marine Stewardship Council Certification in Namibia and The Gambia	PIO	Cas d'étude
(Nyawung <i>et al.</i> , 2021)	Nyawung, RA and Raj, A and Foley, P	2021	Marine Stewardship Council sustainability certification in developing countries: Certifiability and beyond in Kerala, India and The Gambia, West Africa	Autre (analyse des difficultés de certification dans les pays en développement, Inde et Gambie)	Etude de cas
(Obregón <i>et al.</i> , 2020)	Obregon, C and Admiraal, R and van Putten, I and Hughes, M and Loneragan, NR	2020	Who You Speak to Matters Information Sharing and the Management of a Small-Scale Fishery		analyse d'interviews
(Omoto, 2023)	Omoto, R	2023	Mobilising international resource management certification schemes: Re-configuration of the global shark fin supply network by producers	discussion paper	cas d'étude
(Opitz <i>et al.</i> , 2016)	Opitz, S and Hoffmann, J and Quaas, M and Matz-Luck, N and Binohlan, C and Froese, R	2016	Assessment of MSC-certified fish stocks in the Northeast Atlantic	PIO	cas d'étude

(Packer <i>et al.</i> , 2020)	Packer, H and Schmidt, J and Bailey, M	2020	Social networks and seafood sustainability governance: Exploring the relationship between social capital and the performance of fishery improvement projects	discussion paper on FIPs	theoretical considerations
(Pappila et Tynkkynen, 2022)	Pappila, M and Tynkkynen, M	2022	The Role of MSC Marine Certification in Fisheries Governance in Finland	PIO (control = non certified finnish fisheries mais pas vraiment de comparaison systématique)	review litt et litt grise et consultations
(Peiró-Signes <i>et al.</i> , 2020)	Peiro-Signes, A and Miret-Pastor, L and Segarra-Ona, M	2020	Effects of green certification and labelling on the Spanish fisheries industry	pas de lien avec la biodiversité	
(Penca, 2019)	Penca, J	2019	Transnational Localism: Empowerment through Standard Setting in Small-Scale Fisheries	Autre (analyse des tactiques des SSFs pour accéder au marché et à la reconnaissance politique)	Discussion génériques et juridique (relation entre loi locale et standards internationaux (type MSC))
(Pérez-Ramírez <i>et al.</i> , 2012)	Perez-Ramirez, M and Ponce-Diaz, G and Lluch-Cota, S	2012	The role of MSC certification in the empowerment of fishing cooperatives in Mexico: The case of red rock lobster co-managed fishery	PICO	étude de cas
(Phillips et Pérez-Ramírez, 2019)	Phillips, BF and Perez-Ramirez, M	2019	A Review of the Current Global Status and Future Challenges for Management of Lobster Fisheries	un peu PICO mais pas de détails.	cas d'étude
(Pierucci <i>et al.</i> , 2022)	Pierucci, A and Columbu, S and Kell, LT	2022	A global review of MSC certification: Why fisheries withdraw?	Autre (analyse des retraits du MSC)	méta-analyse
(Pon <i>et al.</i> , 2023)	Pon, JPS and Copello, S and Favero, M	2023	Seabird interactions and bycatch in the Argentine freezer trawl fleet targeting Patagonian scallop (<i>Zygochlamys patagonica</i>)	pas de comparaison	cas d'étude
(Pristupa <i>et al.</i> , 2016)	Pristupa, AO and Lamers, M and Amelung, B and	2016	Private informational governance in Post-Soviet waters: Implications of the Marine Stewardship Council certification in the Russian Barents Sea region	PICO	étude de cas
(Reis <i>et al.</i> , 2021)	Reis, GG and Molento, CFM and Souza, APO	2021	Governance and Standardization in Fish Value Chains: Do They Take Care of Key Animal Welfare Issues?	Autre (Analyse du cahier des charges MSC au regard du bien-être animal)	Discussion générique
(Roheim <i>et al.</i> , 2011)	Roheim, CA and Asche, F and Santos, JI	2011	The Elusive Price Premium for Ecolabelled Products: Evidence from Seafood in the UK Market	Autre (analyse de l'effet prix sur le Alaska pollock MSC à Londres)	Cas d'étude
(Samy-Kamal, 2020)	Samy-Kamal, M and Samy-Kamal, Mohamed	2020	Estonian fisheries management system under the lens of the Marine Stewardship Council (MSC) standard	PIO	review litt grise et consultations
(Sánchez <i>et al.</i> , 2020)	Sanchez, JLF and Polanco, JMF and García, IL and Fernandez	2020	Evidence of price premium for MSC-certified products at fishers' level: The case of the artisanal fleet of common octopus from Asturias (Spain)	PICO	cas d'étude
(Selden <i>et al.</i> , 2016)	Selden, RL and Valencia, SR and Larsen, AE and Cornejo-Donoso, J and Wasserman, AA	2016	Evaluating seafood eco-labeling as a mechanism to reduce collateral impacts of fisheries in an ecosystem-based fisheries management context	PICO	cas d'étude sur les US Fisheries
(Sigurdsson <i>et al.</i> , 2022)	Sigurdsson, V and Larsen, NM and Palsdottir, RG and Folwaczny, M and Menon, RGV and Eagerstrom, A	2022	Increasing the effectiveness of ecological food signaling: Comparing sustainability tags with eco-labels	PICO	choice experiment

(Sogn-Grundvag <i>et al.</i> , 2013)	Sogn-Grundvag, G and Larsen, TA and Young, JA	2013	The value of line-caught and other attributes: An exploration of price premiums for chilled fish in UK supermarkets	PICO	étude de cas
(Stemle <i>et al.</i> , 2016)	Stemle, A and Uchida, H and Roheim, CA	2016	Have dockside prices improved after MSC certification? analysis of multiple fisheries	PICO	étude de cas
(Thøgersen <i>et al.</i> , 2010)	Thøgersen, J and Haugaard, P and Olesen, A	2010	Consumer responses to ecolabels	Autre	Cas d'étude (consumer oriented)
(Tolentino-Zondervan <i>et al.</i> , 2016)	Tolentino-Zondervan, F and Berentsen, P and Bush, S and Idemne, J and Babaran, R and Lansink, AO	2016	Comparison of Private Incentive Mechanisms for Improving Sustainability of Filipino Tuna Fisheries	PIO - mais comparateur avec d'autres mécanismes privés (FIP et ISSF)	plusieurs cas d'étude comparés au sein du même type de pêche
(Tolentino-Zondervan <i>et al.</i> , 2018)	Tolentino-Zondervan, F and Berentsen, P and Bush, SR and Lansink, AO	2018	FAD vs. free school: Effort allocation by Marine Stewardship Council compliant Filipino tuna purse seiners in the PNA	PICO, mais de lien direct avec la diversité dans cet article	cas d'étude
(Travaille <i>et al.</i> , 2019a)	Travaille, KLT and Crowder, LB and Kendrick, GA and Clifton, J	2019	Key attributes related to fishery improvement project (FIP) effectiveness in promoting improvements towards sustainability	PIO (évaluation globale, à dire d'experts, d'un progrès réalisé. Mais pas de comparaison formelle avec et sans certification FIP)	Meta-analyse de la base de donnée mondiale <i>Fisheries Progress</i> du Conservation Alliance for Seafood Solution (CASS)
(Travaille <i>et al.</i> , 2019b)	Travaille, KLT and Lindley, J and Kendrick, GA and Crowder, LB and Clifton, J	2019	The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems	PIO	Cas d'étude
(Tulaeva <i>et al.</i> , 2023)	Tulaeva, S and Tysiacniouk, M and Pappila, M and Tynkkynen, M	2023	Marine Stewardship Council Certification in Finland and Russia: Global Standards and Local Practices	PIO	review and consultation
(Uchida <i>et al.</i> , 2014)	Uchida, H and Roheim, CA and Wakamatsu, H and Anderson, CM	2014	Do Japanese consumers care about sustainable fisheries? Evidence from an auction of ecolabelled seafood	Autre	Cas d'étude (consumer oriented)
(Wakamatsu, 2014)	Wakamatsu, H	2014	The Impact of MSC Certification on a Japanese Certified Fishery	PICO	étude de cas
(Wakamatsu et Sakai, 2021)	Wakamatsu, H and Sakai, Y	2021	Can the Japanese fisheries qualify for MSC certification?	PICO	méta-analyse
(Wakamatsu et Wakamatsu, 2017)	Wakamatsu, M and Wakamatsu, H	2017	The certification of small-scale fisheries	pas de lien avec la biodiversité	Cas d'étude
(Ward, 2008)	Ward TJ	2008	Barriers to biodiversity conservation in marine fishery certification		revue biblio
(Willette <i>et al.</i> , 2021)	Willette, DA and Esteves, SC and Ben Fitzpatrick and Smith, ML and Wilson, K and Yuan, XY	2021	The last mile challenge: Certified seafood and federal labeling laws out of sync at the end of the supply chain in Los Angeles, California		étude
(Yeeting <i>et al.</i> , 2016)	Yeeting, AD and Bush, SR and Ram-Bidesi, V and Bailey, M	2016	Implications of new economic policy instruments for tuna management in the Western and Central Pacific	Analyse de l'effet sur la gouvernance d'une pêche	Cas d'étude

Chapitre 3. Les pratiques des labels au vu de leur impact sur la biodiversité

Coordination (*par ordre alphabétique*) : Guillaume Fried, Françoise Lescourret, Marie Savina-Rolland, Fabrice Vinatier

Contributions : Pascal Bach*, Damien Beillouin*, Christian Bockstaller, Coline Capron, Anne Farruggia, Colin Fontaine, Didier Gascuel, Thierry Laugier, Sophie Le Perchec, Pierre-Alain Maron, Anne Mérot, Clémence Morant, Emmanuelle Porcher, Adrien Rusch, Marie Savina-Rolland, Clélia Sirami, Clara Ulrich, José-Luis Zambonino-Infante

* Extérieur au comité d'experts de l'étude BiodivLabel

Relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction	161
3.1. Agriculture	162
3.1.1. Analyse de la littérature scientifique sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.....	162
3.1.2. Les pratiques pouvant avoir un impact sur la biodiversité abordées dans les cahiers des charges des labels agricoles.....	197
3.1.3. Croisement entre exigences des certifications agricoles et connaissances scientifiques.....	218
3.2. Aquaculture.....	227
3.2.1. Analyse de la littérature scientifique sur les effets des pratiques aquacoles sur la biodiversité	227
3.2.2. Contenu des cahiers des charges aquacoles.....	234
3.2.3. Conclusion sur la partie aquaculture	239
3.3. Pêche	240
3.3.1. Introduction	240
3.3.2. De la notion de « pratiques » en halieutique	242

3.3.3. Quels impacts de la pêche sur la biodiversité marine ?	250
3.3.4. Cahiers des charges et préconisations des labels des produits de la pêche	280
3.4. Conclusion générale	291
Références bibliographiques.....	293
Annexe.....	308

Introduction

Dans le chapitre 2, nous avons documenté, à partir de la littérature académique et non-académique (dite aussi littérature « grise »), l'impact des modes de production sous label sur la biodiversité. Nous en avons tiré une vision globale, sans toutefois pouvoir apprécier le rôle des pratiques sous-jacentes à ces modes de production. De plus, la littérature étudiée se concentrait majoritairement sur deux labels dominants : Agriculture Biologique (AB) pour l'agriculture et Marine Stewardship Council (MSC) pour la pêche. Pour l'aquaculture, le constat était que la littérature scientifique concernée est très pauvre, pour ne pas dire inexistante.

Le présent chapitre vise à étudier de manière plus approfondie le lien entre labels et biodiversité. Pour ce faire, pour chacun des trois domaines d'activité que sont l'agriculture, l'aquaculture et la pêche, d'une part nous examinons à partir de la littérature l'impact des différentes pratiques sur la biodiversité et d'autre part nous analysons les pratiques mentionnées dans les cahiers des charges des labels examinés dans cette étude, présentés au chapitre 1, et qui relèvent du domaine. Pour cet examen et cette analyse, nous nous appuyons sur les éléments de cadrage proposés au chapitre 1, soit les typologies des pratiques adaptées à l'étude de leurs impacts sur la biodiversité, organisées en familles, et l'appréhension large de la biodiversité au travers de la gamme possible des EBV sans restriction.

Pour l'examen des impacts des pratiques sur la biodiversité, nous avons sélectionné les sources documentaires disponibles les plus solides possibles. Il s'agissait d'études de grande envergure pour l'agriculture et d'études de cas avec une couverture mondiale pour l'aquaculture, provenant dans les deux cas de la littérature scientifique, et de rapports d'expertise publiés par les organisations scientifiques internationales, ainsi que de rapports de projets nationaux et européens, complétés par quelques articles scientifiques, pour la pêche. Pour l'agriculture et pour l'aquaculture, nous avons apprécié à partir de ces corpus bibliographiques la couverture des pratiques par famille, celle des taxons et celle des EBV. Nous avons analysé l'impact des pratiques par famille de pratiques avec une approche semi-quantitative basée sur le comptage des effets négatifs, neutres ou positifs rencontrés dans la littérature. Nous avons procédé différemment pour la pêche qui est un domaine beaucoup plus cadré par des propositions existantes, conceptuelles et méthodologiques, d'analyse des impacts, et qui se distingue des domaines précédents par le fait que la notion de pratique individuelle y est beaucoup plus difficile à appréhender. En halieutique, la gestion collective, capitale pour la durabilité de la pêche, est à considérer en premier lieu, et par ailleurs l'évaluation de l'impact des pratiques est généralement conduite à l'échelle d'un groupe (flottes, métiers). Nous avons considéré trois catégories majeures d'impacts : les espèces ciblées, les fonds marins, les captures non désirées, d'espèces commerciales et d'espèces sensibles. Les impacts ont été estimés par diverses métriques. Nous avons également considéré l'impact sur les réseaux trophiques, la contribution des activités de pêche au réchauffement climatique, et l'incidence des déchets et pollutions.

L'analyse des cahiers des charges a parfois été complétée par celle des plans de contrôle explicitant les exigences des labels et certifications étudiées, et la lecture de quelques exemples d'audit (en vue de la certification, quand ils étaient disponibles) pour mieux comprendre le processus d'évaluation. Dans les cahiers des charges se trouvent à la fois des obligations de moyens (pratiques explicites) et des obligations de résultats (principes, objectifs, indicateurs). De manière générale, les obligations de moyens prévalent dans les labels agricoles tandis que les labels marins se rapprochent davantage d'une logique d'obligation de résultats.

Pour l'agriculture et l'aquaculture, nous avons uniquement extrait et catégorisé les éléments qui relevaient d'obligations de moyens pouvant avoir un effet sur la biodiversité. Pour cela, nous nous sommes appuyés sur les schémas des liens entre pratiques et processus ou états des écosystèmes impactés, qui influent sur les variables observées ou mesurées de biodiversité (Figures 1-5 et 1-6 décrites dans le chapitre 1).

Lors de la lecture des 13 cahiers des charges de 10 labels agricoles et des 6 cahiers des charges de trois labels aquacoles, présentés plus en détail dans les parties dédiées, les pratiques relevées ont été classées par grande catégorie (famille,

sous-famille) puis précisées (ex : dose, type de produit, fréquence d'administration, etc.) lorsque les informations étaient disponibles. Les informations collectées ont ensuite été regroupées par pratique pour donner une vue détaillée des diverses manières d'aborder ou non une même pratique par chacun des cahiers des charges. La méthode d'analyse est détaillée à la Figure 3-1. Pour l'agriculture les résultats des analyses des cahiers des charges et de la littérature scientifique sur l'impact des pratiques sur la biodiversité ont pu être croisés.

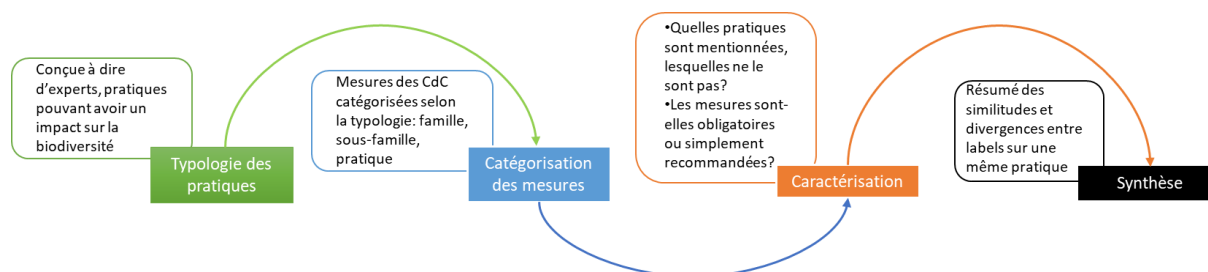


Figure 3-1. Méthode d'analyse des cahiers des charges des labels agricoles et aquacoles.

Pour la pêche, nous avons analysé deux labels, l'écolabel public Pêche Durable (EPD), et le label privé Marine Stewardship Council (MSC). Les préconisations des deux labels ont été classées en 4 grandes catégories : état, impact de l'unité de certification, connaissance et gouvernance, et pratiques de pêche. Chaque catégorie s'appliquait à 5 compartiments de la biodiversité : stocks exploités, stocks co-capturés, espèces à statut spécial (e.g. espèces protégées ou sensibles), habitats benthiques (ou fonds marins), écosystème.

3.1. Agriculture

3.1.1. Analyse de la littérature scientifique sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité

L'objectif de cette partie est de fournir un panorama synthétique de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité. Les impacts hors du site d'application des pratiques, comme ceux qui concernent la biodiversité des cours d'eau contaminés par des produits phytopharmaceutiques, ne sont pas considérés ici. D'une part, ce panorama devait être cohérent avec les cadres conceptuels présentés au chapitre 1, soit la vision de la biodiversité par le prisme des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV) et la classification des pratiques agricoles via leurs impacts sur la biodiversité. D'autre part, il devait avoir un degré de quantification adapté aux objectifs de l'étude et suffisant pour permettre, au travers d'un croisement avec les résultats des analyses des cahiers des charges (section 3.1.3), d'explorer une piste méthodologique pour évaluer l'impact des aliments sous label sur la biodiversité (chapitre 4). C'est pourquoi nous avons opté non pas pour une synthèse narrative détaillant les effets des pratiques et leurs mécanismes (pour cela nous renvoyons par exemple à Le Roux *et al.* (2008) mais pour l'analyse d'une grille de lecture (tableau à double entrée reliant un corpus bibliographique scientifique à une série d'indicateurs) propre à codifier l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité, grille par laquelle nous avons examiné des articles de grande envergure : méta-analyses ou études de terrain uniques mais sur un grand nombre de sites/parcelles (>100), ci-après "études larges", autorisant une certaine robustesse des effets.

Un total de 169 articles (Annexe) a été traité selon cette grille, sur la base d'une méthode de constitution du corpus décrite dans la partie suivante. Les premières colonnes de la grille permettaient d'identifier de manière unique chaque article (auteurs, année, titre, DOI), son type méta-analyse, étude large ou revue de littérature et la grande catégorie de productions étudiées : cultures annuelles, pérennes... Il est à noter que les articles lus sont surtout des méta-analyses : 153, contre 15 études larges et une revue de littérature. Les colonnes suivantes appréhendaient l'ampleur des travaux, avec le nombre d'études pour les méta-analyses ou de parcelles pour les études larges, le nombre d'observations, la

couverture géographique (quels pays ou zones), la couverture temporelle des observations (dates minimale et maximale). Enfin, les dernières colonnes permettaient de décrire le cœur de cible de l'analyse, soit le taxon, le groupe fonctionnel, la classe et le nom de l'EBV, la famille de pratiques, la pratique et pour cette dernière la modalité testée et la modalité témoin, et enfin le sens de l'effet (négatif, neutre, positif), voire la taille d'effet. Les modalités de pratique étudiées correspondent à des cas de bonne gestion, sans surdosage et avec adaptation au contexte pédoclimatique et aux besoins de la culture ou de l'élevage.

La classe et le nom de l'EBV ont été spécifiés selon la nomenclature en vigueur (chapitre 1 section 1.2.3), enrichie pour l'occasion et détaillée par une description précise dans une colonne dédiée. La famille de pratiques puis la pratique correspondent à la typologie présentée au chapitre 1 section 1.3.1. La modalité de pratique testée et la modalité de pratique témoin associée forment des couples variés selon les pratiques ou au sein d'une pratique, comme « Cultures associées || Monoculture » ou « Légumineuse || Absence de légumineuse » pour la famille « Ajout d'organismes ». Le sens d'effet est l'une des trois catégories suivantes : négatif, non significatif et positif, plus précisément : effet significativement positif de la modalité testée par rapport à la modalité témoin ; effet non significatif ; effet significativement négatif. Elle est assortie dans un certain nombre de cas d'une taille d'effet exprimée en pourcentage de changement entre la modalité témoin et la modalité testée.

Chaque **ligne de la grille** de lecture correspond à un croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique (ici Modalité de pratique est un raccourci pour désigner un couple modalité testée-témoin) pour lequel est noté un effet, qualitatif (négatif/neutre/positif comme désigné ci-dessus) voire quantitatif. C'est l'individu statistique des analyses, qui sera appelé « **effet** » dans la suite du texte.

Chaque effet est calculé à partir d'un nombre d'observations élevé, mais très hétérogène selon les taxons, contrairement aux pratiques et aux EBV. Une observation correspond à un indicateur de biodiversité mesuré entre une parcelle testée et un témoin dans les études primaires qui alimentent les méta-analyses. Au niveau des taxons, le nombre d'observations par effet varie de 1 à 4 300 avec une médiane de 40 à 60. Si on se réfère aux moyennes des observations par taxon, les organismes de taille moyenne (vertébrés, mammifères, oiseaux) rassemblent 25 à 100 observations par effet. Tous les autres taxons (arthropodes, lombrics, nématodes et plantes) ont un nombre d'observations plus élevé, en moyenne de 300 à 500 observations selon les taxons, exceptés les micro-organismes qui ont 66 observations en moyenne par effet. Ce poids relatif du nombre d'observations derrière chaque effet doit être pris en considération dans l'interprétation des résultats afin également d'estimer l'effort de recherche derrière chaque taxon.

3.1.1.1. Méthodologie de constitution du corpus : requêtes, critères d'inclusion/non inclusion

Le corpus constitué de 169 articles scientifiques a été composé en deux étapes. La première étape a consisté à sélectionner l'ensemble des études (200 méta-analyses) traitées par Bonfanti *et al.* (2024), synthèse la plus actualisée et exhaustive sur le sujet, en excluant les études situées à l'échelle des systèmes et non des pratiques, celles traitant exclusivement la différence entre l'agriculture bio et l'agriculture conventionnelle (car déjà traité dans le chapitre 2), et enfin les études portant sur les changements d'occupation des sols sans mention des pratiques associées.

Dans une seconde étape, ce corpus a été complété par des études larges pour lesquelles il était possible d'accéder aux sens des tailles d'effet. Ensuite, ont été identifiées une vingtaine de pratiques orphelines sous représentées dans ce corpus, et les études portant sur le lien entre ces pratiques orphelines et la biodiversité ont été ajoutées via des requêtes spécifiques, en donnant la priorité aux méta-analyses et études larges. Enfin, le taxon Plantes a été systématiquement ajouté à tout le corpus, car absent du corpus initial de Bonfanti *et al.* (2024).

Les dix premières catégories disciplinaires (WoS categories)¹ du corpus au sens du Web of Science (WoS) sont représentées dans la Figure 3-2, qui montre un bon équilibre entre sciences environnementales (Environmental Sciences + Soil Science) et écologie (Ecology + Biodiversity conservation).

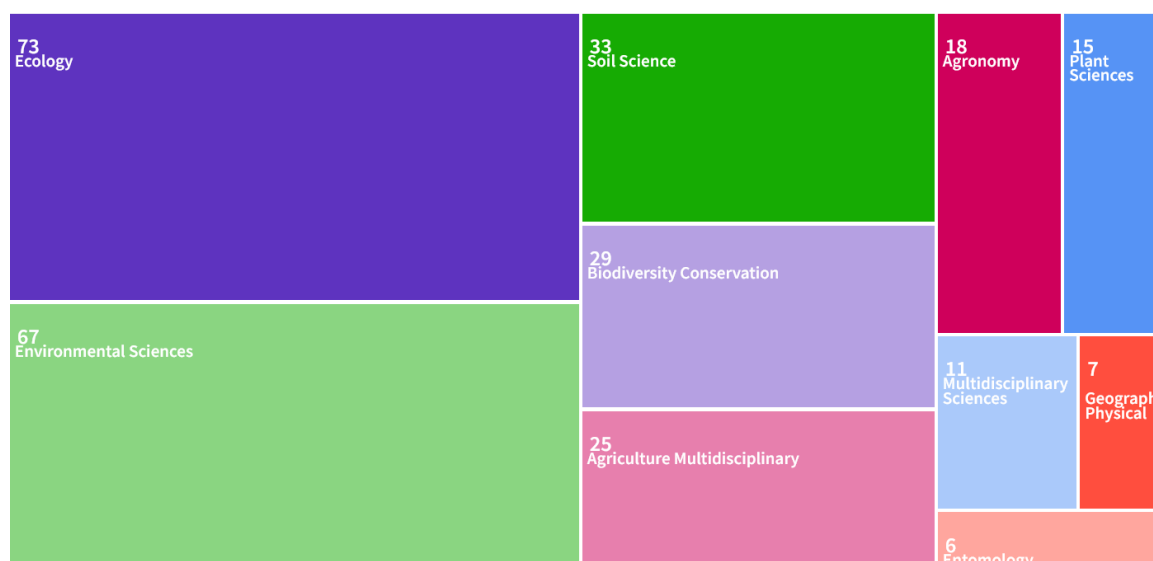


Figure 3-2. Dix premières catégories disciplinaires au sens du Web of Science (WoS categories) du corpus bibliographique utilisé pour l'analyse de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.

La Figure 3-3 montre les vingt instituts les plus représentés selon les affiliations des auteurs. L'académie chinoise des sciences arrive en première position, suivie par INRAE et l'Université de Californie.



Figure 3-3. Vingt premiers instituts du corpus bibliographique utilisé pour l'analyse de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité selon le Web of Science.

La redondance des études primaires utilisées dans les méta-analyses et revues de littérature a été examinée lorsque les listes des références bibliographiques étaient disponibles et exploitables, soit pour 138 méta-analyses ou revues (plus

¹ Les WoS categories sont attribuées au niveau de la revue. A tous les articles d'une revue sont attribuées les catégories Web of Science de la revue dans laquelle ils sont publiés. Chaque revue couverte par Web of Science Core Collection se voit attribuer une ou plusieurs catégories, jusqu'à 6 catégories maximum.

de 80% du corpus concerné). Pour cet examen nous avons comptabilisé le nombre total d'études primaires identiques citées dans n méta-analyses ou revues (n=1, 2, ...), comme en rend compte le Tableau 3-1. Par exemple la ligne 2 indique que la somme des articles cités à l'identique par des triplets de méta-analyses ou revues couvrant les 138 est de 1323. Les résultats indiquent une très grande diversité des articles primaires mobilisés et une faible redondance.

Tableau 3-1. Redondance des études primaires utilisées dans les méta-analyses et revues de littérature du corpus bibliographique utilisé pour l'analyse de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.

Nombre de méta-analyses ou revues citant les mêmes études primaires	Nombre total d'études primaires identiques citées
2	326
3	1323
4	630
5	260
6	20
7	6
8	3

3.1.1.2. Couverture géographique, temporelle et types de production

La couverture géographique des articles est très majoritairement mondiale, avec 73% des effets. « Mondiale » signifie, pour un effet donné, que les observations prises en compte pour le définir proviennent de nombreux pays répartis sur au moins deux continents. Dans certains cas, seul le continent est mentionné dans les articles (Europe : 2,3% ; Amérique : 1,8% ; Eurasie : 0,15%), ou parfois le pays, avec une prédominance de la Chine (9,3%) suivie par la France (4,7%). D'un point de vue biogéographique global, les zones tempérées, tropicales et méditerranéennes sont représentées ; ceci n'exclut pas les forts biais géographiques habituels, liés au fait que la plupart des études sont menées dans les pays du Nord.

La couverture temporelle est celle des observations, et pour les méta-analyses elle a été la plupart du temps approchée à partir des dates des publications des études primaires, en identifiant, pour chaque article, la publication la plus ancienne et la plus récente, mais elle n'a pu être renseignée que pour la moitié des articles. Elle couvre une période s'étalant entre 1935 et 2022.

Le type de production n'est pas défini pour un nombre non négligeable d'effets (18%) pour des raisons variées liées au niveau d'organisation, qui peut aller jusqu'au paysage, ou à l'objet de la recherche qui peut être la biodiversité du sol sans spécifier les cultures en place. Les situations où deux cultures, ou plus, sont considérées ensemble parmi les catégories suivantes : cultures annuelles, pérennes, maraîchage/horticulture, prairies, ont été notées comme « multiple cultures ». Au total, les cultures annuelles, multiples cultures et les prairies sont bien représentées : 28, 28 et 20% respectivement. En revanche, les cultures pérennes sont peu représentées avec 6% des effets, et le maraîchage/horticulture est très peu représenté avec seulement 0,19% des effets. En regard de la faible représentation des fruits et légumes, on peut noter la faible répartition de ces productions dans la SAU mondiale (moins de 8% des terres arables, prairies et pâtures non comprises ; FAO, 2022).

3.1.1.3. Couverture des pratiques

La répartition des effets selon les quatre familles de pratiques (chapitre 1 section 1.3.1) montre une forte prédominance de la famille **Ajouts de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires**, qui réunit 50% des effets, la représentation des autres familles étant équilibrée autour de 15-18% (Figure 3-4). Cette famille est celle du travail du sol et de l'ajout d'intrants, très classique en agriculture et largement étudiée. Les pratiques biocides (ajout d'herbicides, insecticides et fongicides) considérées en premier lieu comme des intrants dans le milieu, qui viennent contaminer une biomasse restant sur place, viennent compléter cette famille plutôt que celle nommée **Prélèvement/destruction de biomasse/organismes**. Il est à noter que plusieurs sous-familles, et donc les pratiques qui leurs sont rattachées

(chapitre 1 section 2.1), ne sont pas du tout représentées (données non montrées): *Allocation des terres et des animaux pour l'élevage* (famille **Allocation spatio-temporelle des terres**), *Infrastructures intra-parcellaires temporaires* et *Chauffage* (famille **Ajout de facteurs physiques et chimiques intra-parcellaires**), ainsi que *Destruction des couverts* (famille **Prélèvement/destruction de biomasse/organismes**). Ces sous-familles mériteraient une investigation particulière avec une recherche par mots-clés plus poussée que celle réalisée et la mobilisation d'articles primaires plutôt que des méta-analyses ou études larges.

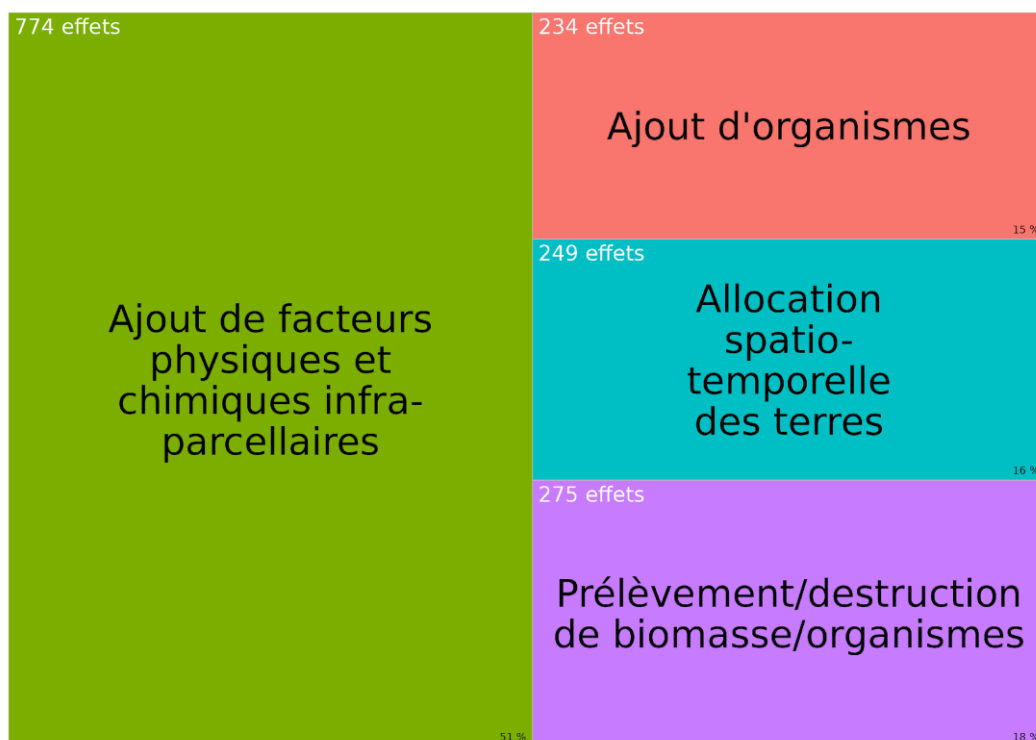


Figure 3-4. Nombre d'effets (croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique) de la grille de lecture par famille de pratiques agricoles.

Allocation spatio-temporelle des terres

La répartition des effets selon les pratiques répertoriées pour la famille **Allocation spatio-temporelle des terres** est hétérogène avec une forte représentation de la pratique *Implantation des IAE/ESN* (Infrastructures Agro-écologiques / éléments semi-naturels) qui réunit 65% des effets et rassemble les modalités correspondant à la combinaison de plusieurs occupations du sol (Jachères, prairies, cultures) avec des ESN. Les pratiques *Allocation des surfaces cultivées dans le temps* qui concernent les types de rotation, et *Choix des cultures (dont pérennes)* portant sur la diversification des cultures et l'agroforesterie, viennent en second en nombre d'effets. Les deux autres pratiques *Choix des surfaces en herbe et parcours* et *Configuration spatiale du parcellaire*, plus minoritaires, concernent la comparaison entre prairies et cultures, et la taille des parcelles, respectivement (Figure 3-5). L'hétérogénéité de répartition des pratiques au sein de cette famille est à nuancer au regard des nombreux couples de modalité testés || témoin qui font intervenir des modalités appartenant à plusieurs pratiques (e.g. Prairies || Cultures, ESN || Prairies ou ESN || Cultures). Comme nous avons choisi de rassembler tous les couples de modalité incluant l'ESN dans la pratique *Implantation des IAE/ESN*, cette pratique se retrouve la plus importante en nombre d'effets.

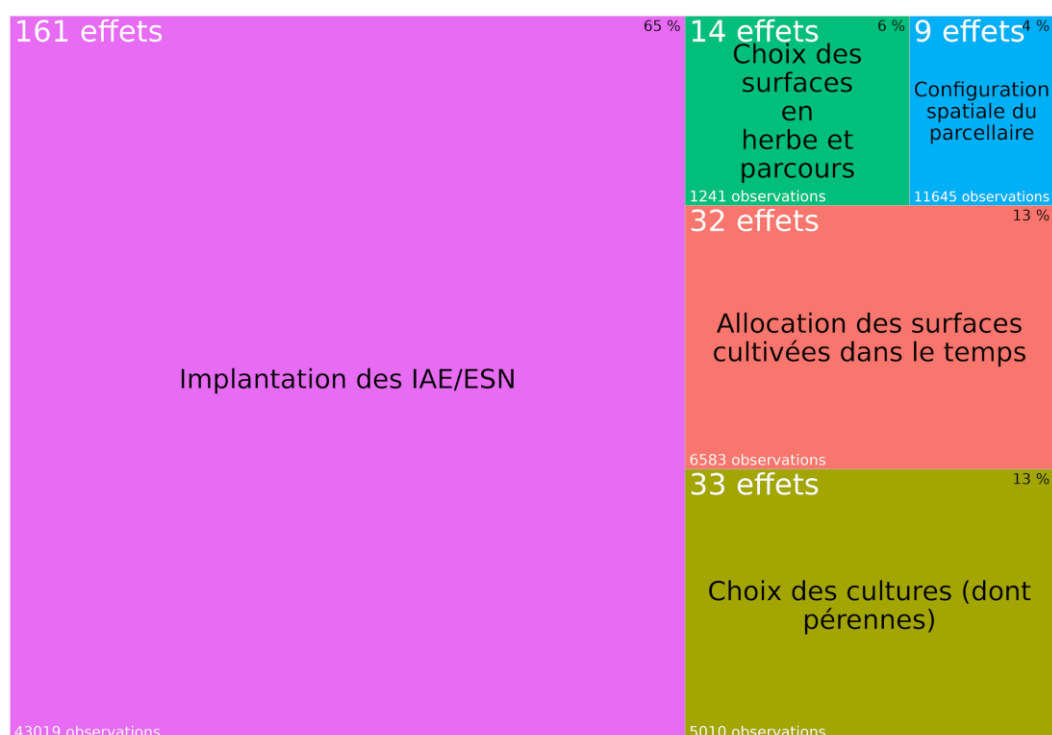


Figure 3.5. Nombre d'effets (croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique) de la grille de lecture par pratique agricole pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ».

Pour l'analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité dans cette famille, nous avons défini que les modalités témoins correspondent à l'option « standard » (e.g. sans rotation, grandes parcelles, absence d'IAE) et les modalités testées à une option agroécologique, orientée vers la diversification des cultures ou la mise en place d'ESN (e.g. rotation diversifiée, petites parcelles, avec IAE). Nous avons choisi de définir les prairies comme des modalités intermédiaires entre les cultures et les ESN.

Ajout d'organismes

Dans la famille **Ajout d'organismes**, la pratique Semis/plantation au sein de la parcelle est surreprésentée (69%) aux dépens du Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN et de la Lutte biologique (Figure 3-6). Semis/plantation au sein de la parcelle concerne majoritairement des parcelles de cultures annuelles, secondairement des parcelles de cultures pérennes, et aucunement des parcelles herbacées. Les modalités testées concernent des intensités de couverture du sol dans les parcelles par des cultures/plantes ajoutées (présence versus absence, présence à hauteur de 30% de la surface versus absence) et des types de cultures/plantes introduites (plante de couverture versus jachère, légumineuses versus absence, OGM versus absence, cultures associées versus monoculture, agroforesterie versus forêt). La « Lutte biologique » réunit des formes variées : lutte génétique avec OGM (cultures Bt-Bacillus thuringiensis), biocontrôle utilisant des insectes ou des pathogènes, inoculation de mycorhizes arbusculaires. La pratique Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN, contrairement à la famille de pratique précédente **Allocation spatio-temporelle des terres**, porte sur la composition des IAE plutôt que leur distribution dans les paysages (cf. chapitre 1 section 1.3.1), selon un seul couple de modalité Complexe || Simple.

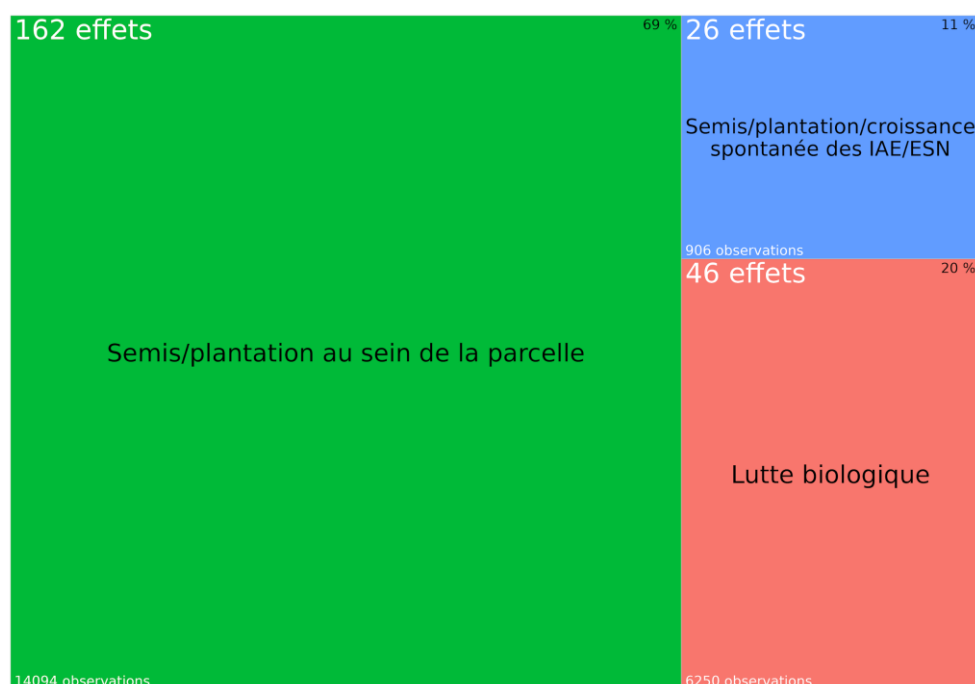


Figure 3-6. Nombre d'effets (croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique) de la grille de lecture par pratique agricole pour la famille de pratiques « Ajout d'organismes ».

Pour l'analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité dans cette famille, nous avons défini en modalité testée la présence d'une pratique (e.g. lutte biologique, semis d'une plante de couverture, d'une légumineuse) versus son absence, ou une option de pratique (e.g. cultures associées) versus son contraire (e.g. monoculture). L'ordre testé || témoin des modalités est parfois défini plus arbitrairement lorsque par exemple divers niveaux d'ombrage agroforestier sont comparés entre eux et avec la forêt adjacente.

Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires

Dans la famille Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires, la Fertilisation est très largement représentée aux dépens des autres pratiques (73%) (Figure 3-7). Lors d'études similaires et concomitantes, il a été noté que l'effet de la fertilisation sur la biodiversité était très étudié (Babin *et al.*, 2023 ; Cozim-Melges *et al.*, 2024). Elle est suivie par deux pratiques bien représentées, la Réduction du travail du sol, et la Lutte chimique contre les adventices, ravageurs et maladies qui réunit des modalités relatives à l'usage d'herbicides, de fongicides, d'insecticides, et de pesticides non précisés. Les modalités testées de la pratique Réduction du travail du sol englobent une grande diversité d'options de réduction (travail réduit, superficiel, non-travail) par rapport à la modalité témoin « Travail » qui correspond à un travail standard, dans le sens qui correspond à la pratique majoritairement observée. Les deux dernières pratiques, très minoritaires dans le corpus académique, sont les Amendements qui traitent exclusivement de l'utilisation du biochar et l'Irrigation traitée en oui-non. On peut constater des manques outre ceux déjà notés au niveau des familles de pratiques : les pratiques *Drainage*, *Hydrologie régénérative*, *Soins de santé des animaux* et *Traitements sanitaires* (des bâtiments d'élevage, etc.) sont absentes. Le drainage des zones humides dans les paysages agricoles a été cité comme préjudiciable à la plupart des espèces animales de ces zones (Leighton, 1991, *in* McLaughlin et Mineau, 1995) mais les quantifications sont manquantes (Blann *et al.*, 2009). L'hydrologie régénérative est une pratique trop récente pour qu'il y ait du recul sur son effet sur la biodiversité. Les « Soins de santé des animaux » ont été documentés mais en dehors du cadre de la grille de lecture (voir section 3.1.1.8).

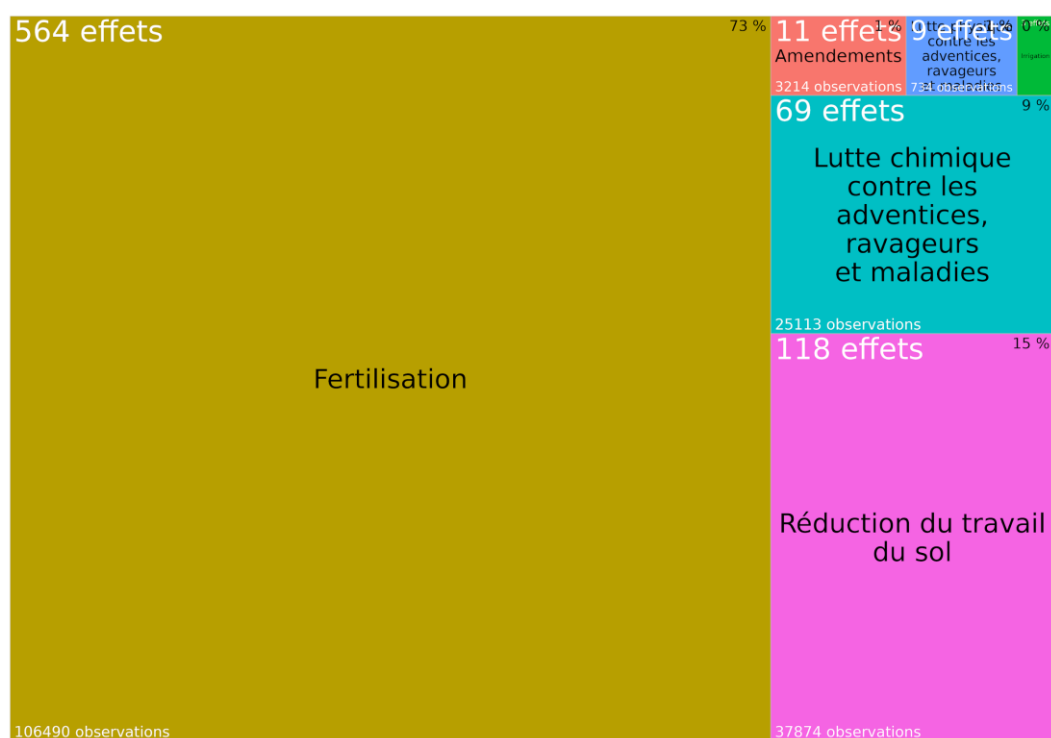


Figure 3-7. Nombre d'effets (croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique) de la grille de lecture par pratique agricole pour la famille de pratiques « Ajout de facteurs physiques et chimiques intra-parcellaires ».

Pour l'analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité dans cette famille (section 3.1.1.8), nous avons classé les couples modalité testée || témoin, selon le type présence || absence d'une option comme dans la famille précédente. C'est le cas des pratiques *Amendements*, *Irrigation* où l'on retrouve des couples « Mulch || Absence » sauf pour les couples décrivant la lutte chimique ou physique contre les bioagresseurs, où l'absence de traitement à priori moins préjudiciable à la biodiversité a été défini comme modalité testée, donnant des couples « Sans Traitement || Traitement Pesticide ». Pour la pratique *Fertilisation*, il y a deux couples de ce type : « Fertilisation || Sans Fertilisation » et « Fertilisation organique || Sans Fertilisation organique », mais les autres couples sont plus complexes. Le couple « Travail standard || Travail profond » correspond également à une réduction de la profondeur du labour.

Prélèvement/Destruction de biomasse/organismes

La pratique *Pâturage surfaces herbe*, qui concerne les prairies, est ultra-majoritaire (94%) en nombre d'effets dans la famille de pratiques **Prélèvement/Destruction de biomasse/organismes**. Les autres pratiques sont *Fauche surfaces herbe*, *Entretien des IAE/ESN et végétation*, avec notamment la fauche des bandes enherbées, et des inter-rangs dans les vignes, et *Gestion mécanique/thermique/animale des adventices, ravageurs et maladies* qui ne traite que du cas des adventices (Figure 3-8). La sous-représentation de ces dernières pratiques n'est pas étonnante dans la mesure où elles correspondent à une perception détaillée des pratiques agricoles qui n'est pas encore très fréquente chez les observateurs de la biodiversité.

Pour l'analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité dans cette famille (section 3.1.1.8) portant sur les prairies, il existe une grande complexité des couples de modalités testées || témoin dans la pratique *Fauche/pâturage*, avec pour conséquence un nombre élevé de modalités : 15 pour le pâturage et 4 pour la fauche. Pour le pâturage les modalités sont relatives à l'intensité, la saisonnalité, la rotation et l'ancienneté. Dix modalités de pratiques avec un témoin du type « Sans pâturage » ont été isolées, mais avec des incertitudes sur les pratiques réellement appliquées à ce témoin. Les couples de modalités qui concernent la fauche, qu'il s'agisse d'ESN ou de surfaces en herbe, concernent la comparaison « Fauche ou Pâturage || Abandon » et des comparaisons d'intensités de fréquence de fauche.

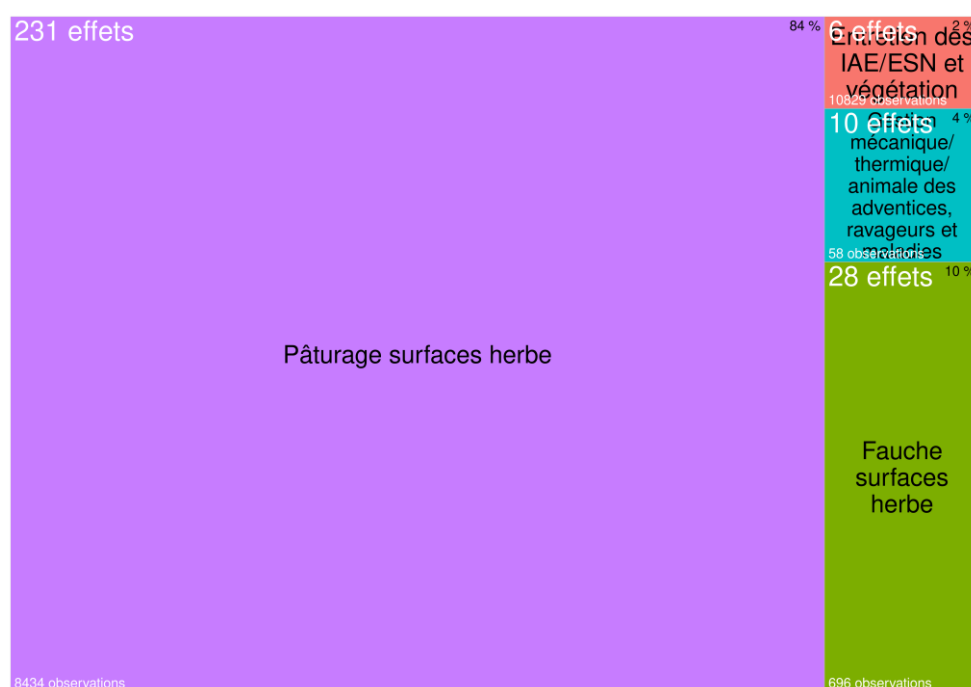


Figure 3-8. Nombre d'effets (croisement Taxon x EBV x Modalité de pratique) de la grille de lecture par pratique agricole pour la famille de pratiques « Prélèvement / destruction de biomasse / organismes ».

3.1.1.4. Couverture des taxons et groupes fonctionnels

Afin de pouvoir dégager des grandes tendances d'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité, nous avons réalisé un certain nombre de regroupements taxonomiques. Les données brutes couvrent les trois domaines du vivant (*Archea*, *Bacteria*, *Eukarya*) et parmi les Eucaryotes, plusieurs règnes (*Protozoa*, *Fungi*, *Plantae*, *Animalia*). Enfin au sein du règne animal, les embranchements *Annelida* (lombrics), *Arthropoda* (arachnides, collemboles, insectes), *Chordata* (mammifères, oiseaux) et *Nematoda* (nématodes) sont représentés dans le corpus étudié. Conserver une classification strictement taxonomique à un rang homogène pose plusieurs problèmes. D'abord, de nombreuses études primaires, et par conséquent de méta-analyses, effectuent déjà des regroupements taxonomiques (souvent paraphylétiques) ou fonctionnels. Ainsi, de nombreuses études portent sur les « communautés microbiennes ». Derrière cette appellation, si 143 effets peuvent être rattachés aux champignons et 94 effets aux bactéries, la plupart des effets restants ne permettent pas de distinguer de groupes taxonomiques précis. Nous avons donc conservé une catégorie large intitulée « micro-organismes ». D'autres études utilisent des dénominations paraphylétiques comme « invertébrés ». Enfin, certaines études portent sur des groupes fonctionnels comme les auxiliaires ou les pollinisateurs. Ces groupes fonctionnels peuvent inclure aussi bien des arthropodes que des oiseaux. Dans ce cas, et plus généralement lorsque l'étude primaire ou la méta-analyse regroupait plusieurs taxons sans les expliciter, nous avons créé une catégorie « multi-taxa ». Au final, nous avons conservé neuf groupes « taxonomiques » : les micro-organismes (incluant *Archaea*, *Bacteria* et *Fungi*), les plantes, les arthropodes, les lombrics, les nématodes, les oiseaux, les mammifères et les autres vertébrés (amphibiens, poissons d'eaux douces) et enfin un groupe divers intitulé « multi-taxa ».

Le corpus analysé est largement dominé par les micro-organismes du sol (42%) suivis par les plantes (21%) et les arthropodes (17%) (Figure 3-9). On peut considérer que ces trois groupes sont bien représentés. Les nématodes (4%) et les oiseaux (3%) restent à un niveau acceptable par rapport aux autres taxons ($n > 50$ effets liant une modalité de pratiques à un EBV d'un taxon). Les lombrics (1%), les autres vertébrés (1%) et les mammifères (0,2%) sont très peu représentés. Il faut toutefois noter que la catégorie multitaxa, qui regroupe 10% des effets, inclut souvent en plus des plantes et des arthropodes les taxons par ailleurs peu représentés comme les lombrics, les oiseaux ou les mammifères.

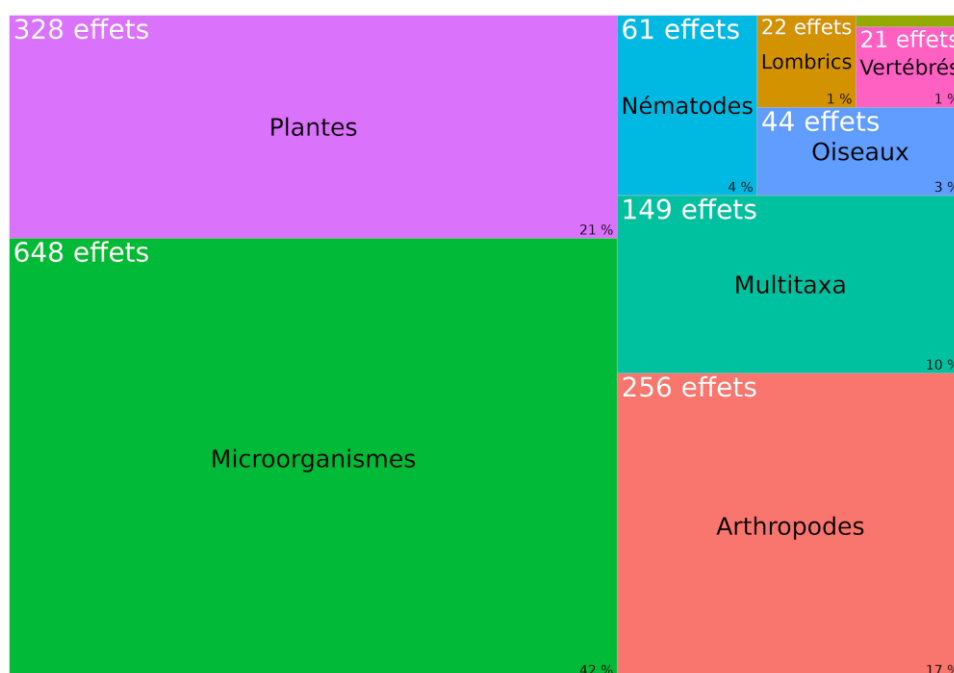


Figure 3-9. Proportion des neuf groupes taxonomiques retenus dans la grille de lecture
(1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique).

Nous avons aussi conservé une classification par groupe fonctionnel, même si une grande proportion des effets n'a pu être assimilée à un groupe car il existe une diversité fonctionnelle au sein des groupes taxonomiques simplifiés (exemple des vertébrés ou arthropodes). On peut retenir quatre groupes fonctionnels complémentaires à la classification taxonomique : les pollinisateurs (5%), la faune du sol (51%), les auxiliaires (4%) et les bioagresseurs (7%), et un cinquième groupe « Autres » (34%) rassemblant les effets non attribués (Figure 3-10). Si le groupe fonctionnel « Faune du sol » rassemble lombrics, micro-organismes et nématodes, les autres groupes « Pollinisateurs », « Bioagresseurs » et « Auxiliaires » sont généralement assignés à un seul groupe taxonomique simplifié.

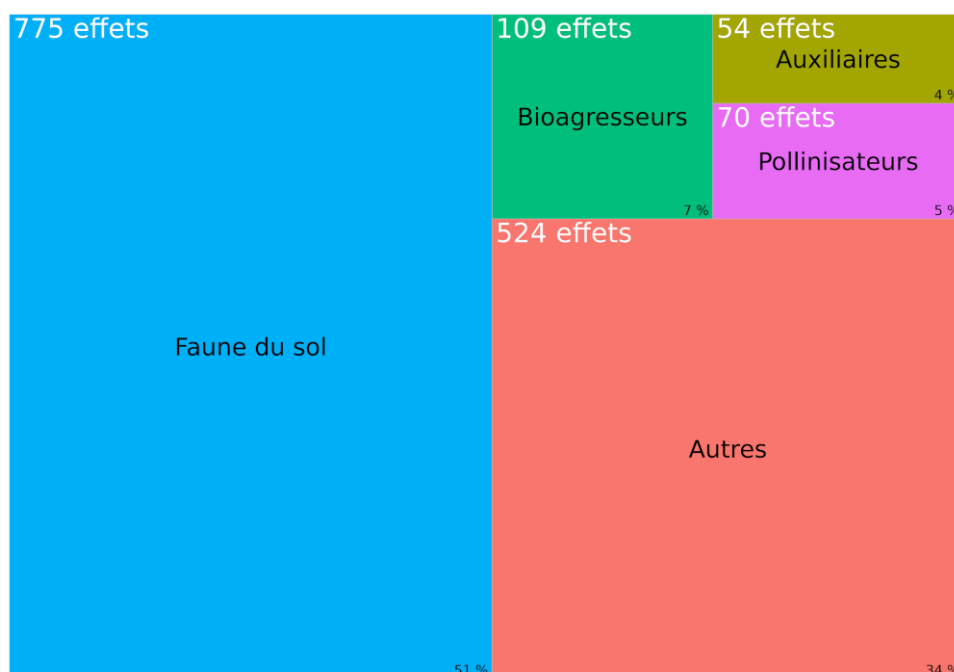


Figure 3-10. Distribution des effets entre les cinq groupes fonctionnels et les taxons simplifiés
(1 effet correspondant au croisement d'un Taxon ou Groupe Fonctionnel x EBV x Modalité de pratique).

3.1.1.5. Couverture des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV)

Le jeu de données est déséquilibré en matière de classes d'EBV avec une forte prédominance de la classe **Composition des communautés** qui représente 83% des effets, contre seulement 12% pour la classe **Fonctionnement des écosystèmes**, 4% pour **Populations d'espèces** et 1% pour **Traits de vie des espèces** (Figure 3-11). Cette prédominance s'explique en partie par la constitution de notre corpus, axé sur des méta-analyses et études larges agrégeant des données multi-taxonomiques.



Figure 3-11. Distribution des effets parmi les quatre classes d'EBV
(1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique).

La classe d'EBV « Composition des communautés » se décompose de manière équilibrée entre deux noms d'EBV dominants : **l'abondance de la communauté** (43%) et **la diversité taxonomique/phylogénétique** (31%) (Figure 3-12). La diversité des traits est nettement moins représentée avec seulement 1%. Nous avons considéré une autre variable relative à la diversité fonctionnelle (*Teneur en traits*, absente des catégories d'EBV) qui s'apparente à l'abondance de différentes modalités de traits et/ou à la moyenne pondérée de certains traits de la communauté (6%). Enfin, certaines méta-analyses ayant regroupé dans une seule mesure globale de biodiversité des indices relatifs à l'abondance et à la diversité des communautés, nous avons dû créer un nom d'EBV *Indices de diversité globaux* hors du cadre des EBV qui regroupe 2,5% des observations de la classe d'EBV « Composition des communautés ».

Si l'on se penche plus en détail sur les deux noms d'EBV dominants (*Diversité taxonomique/phylogénétique* et *Abondance de la communauté*), on peut noter que la *Diversité taxonomique/phylogénétique* est surtout étudiée à travers la **richesse spécifique** (217 effets), l'indice de **diversité de Shannon** (119 effets) ou plus rarement l'**indice d'équitabilité** (27 effets). L'*Abondance de la communauté* est principalement mesurée à travers la **biomasse** totale de la communauté (221 effets) ou plus rarement à travers la **densité moyenne des individus** de la communauté (30 effets). Dans la plupart des cas (400 effets), la mesure d'abondance n'est pas précisée ou agrège différentes mesures (densité et/ou biomasse, ou par exemple pourcentage de couverture pour les plantes).

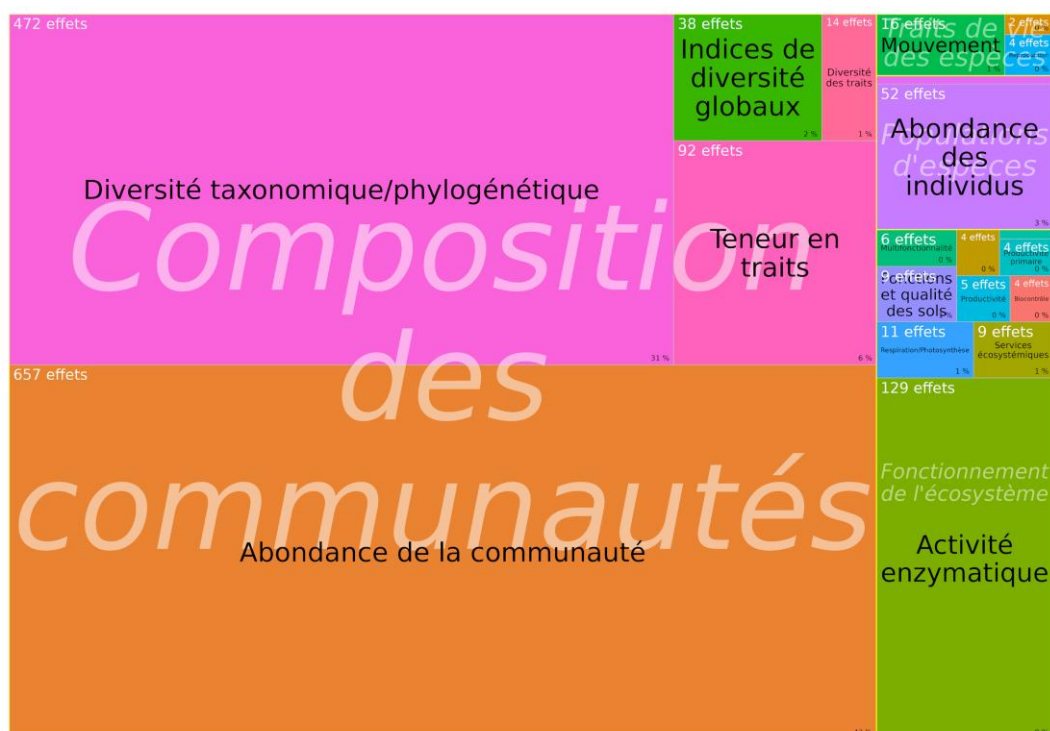


Figure 3-12. Ventilation des 21 noms d'EBV parmi les quatre classes d'EBV (1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique).

La classe d'EBV **Populations des espèces** concerne principalement l'abondance des populations. Cela concernait dans notre corpus quelques méta-analyses qui s'intéressent à l'effet de différentes pratiques agricoles pour contrôler l'abondance de certaines adventices problématiques comme le liseron des champs (*Convolvulus arvensis*) ou le chardon des champs (*Cirsium arvense*).

Quelques rares données concernaient des *Mesures de traits* à l'échelle de l'espèce, avec des données sur la **reproduction**, le **mouvement** (vitesse de nage, activité, comportement) et la démographie de quelques taxons (collemboles, amphibiens, poissons, insectes auxiliaires) soumis à des pesticides (Figure 3-12).

Un certain nombre d'observations se rapportaient à l'échelle de l'écosystème et de son fonctionnement. Ces observations ont été rapportées dans la classe d'EBV **Fonctionnement de l'écosystème** mais il a été difficile de classer plus précisément les observations au sein des noms d'EBV de cette classe (Figure 3-12). La grande majorité des observations se rapporte à l'activité enzymatique des micro-organismes du sol. Diverses autres fonctions ont été relevées : Contrôle des bioagresseurs, Fonctions et qualité des sols, Respiration/photosynthèse, Services écosystémiques, Productivité (primaire ou non), Biocontrôle, Multifonctionnalité.

3.1.1.6. Couverture des EBV par taxon et par groupe fonctionnel

Les effets de la classe d'EBV **Composition des communautés** sont assez bien répartis entre les différents taxons (Figure 3-13) tandis que la classe d'EBV **Fonctionnement de l'écosystème** a surtout été mesurée sur les micro-organismes et le groupe « multi-taxa ». La classe d'EBV **Populations d'espèces**, qui concerne la mesure d'abondance ou de fréquence sur des espèces particulières, a été utilisée sur les plantes considérées comme des bioagresseurs des cultures (cf. commentaires plus haut sur les plantes adventices) et plus rarement sur les oiseaux. Enfin, la classe d'EBV **Traits de vie des espèces** concerne les arthropodes et les vertébrés (autres que mammifères et oiseaux).

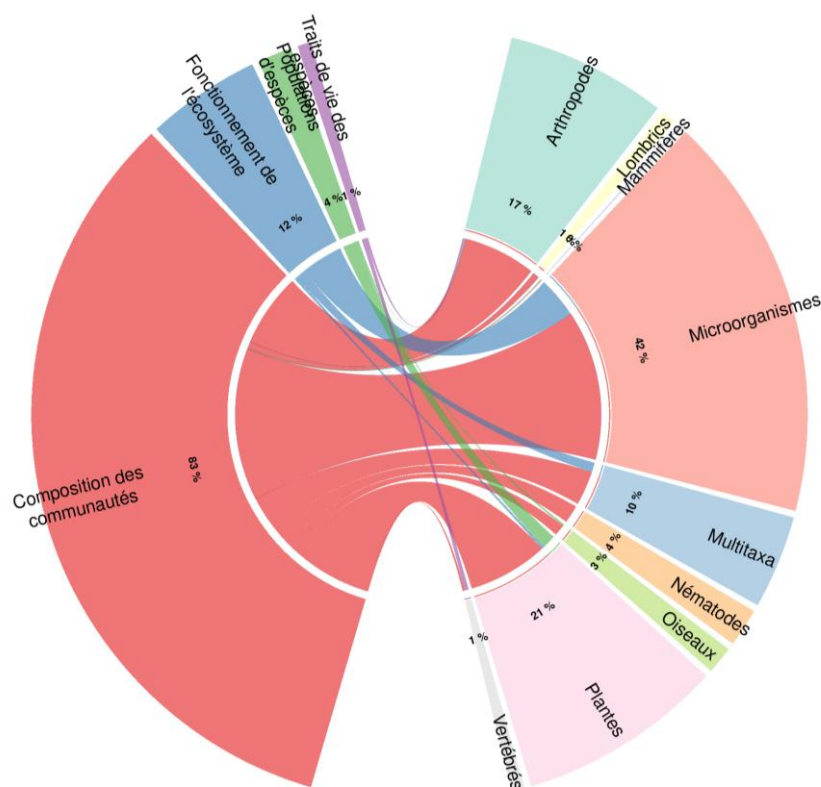


Figure 3-13. Distribution des effets entre les quatre classes d'EBV et les neuf groupes taxonomiques (1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique). Chaque segment du demi-cercle gauche représente une classe d'EBV et chaque segment à droite correspond à un groupe taxonomique. Les pourcentages d'effets sont indiqués. Les flux qui relient les segments à gauche et à droite illustrent le nombre d'effets associés à chaque combinaison de classe d'EBV et de groupe taxonomique. Plus un flux est épais, plus le nombre d'effets pour cette intersection est important. Les couleurs des flux adoptent celles attribuées arbitrairement aux segments des classes d'EBV.

Si l'on analyse plus précisément la répartition par taxons des EBV les mieux représentés (*Abondance de la communauté*, *Diversité taxonomique/phylogénétique*, et une classe *Autres* regroupant les autres EBV), on peut distinguer différents taxons. Les arthropodes, les lombrics et les micro-organismes du sol ont surtout été appréhendés à travers leur abondance, le choix de cet EBV étant probablement dû aux méthodes d'échantillonnage. A l'inverse, les oiseaux sont surtout étudiés à travers leur diversité. Les plantes bénéficient de mesures assez équilibrées entre abondance, diversité et autres (Figure 3-14).

3.1.1.7. Couverture de l'effet des pratiques par taxon/EBV

Les liens entre familles de pratiques et taxons fournissent une première image globale. L'**Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires**, principale famille de pratiques dans le corpus étudié, est principalement axée sur les micro-organismes (Figure 3-15). Cette famille de pratiques prédomine également dans les recherches portant sur les lombrics et les nématodes. Les investigations sur les plantes se concentrent davantage sur la famille de pratiques **Prélèvements/destruction de biomasse/organismes**, et secondairement sur la famille **Ajout de facteurs physiques et chimiques**. En revanche, l'étude de la biodiversité des arthropodes et du groupe « multi-taxa » relève principalement de l'**Allocation spatio-temporelle des terres** et de l'**Ajout d'organismes** (pour les arthropodes).

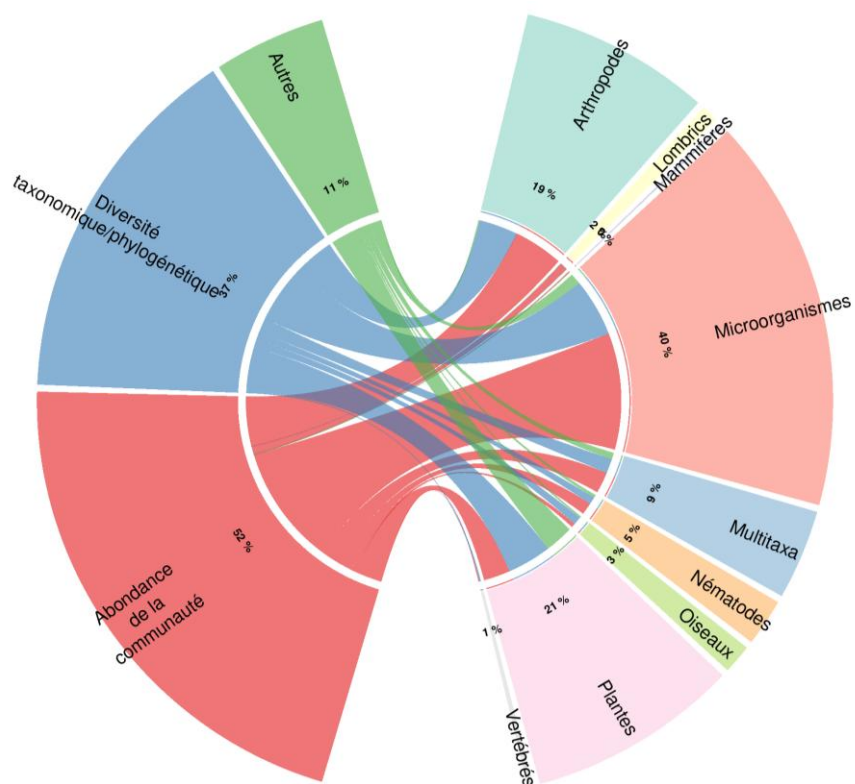


Figure 3-14. Distribution des effets entre les trois principales EBV représentées et les neuf groupes taxonomiques (1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique).

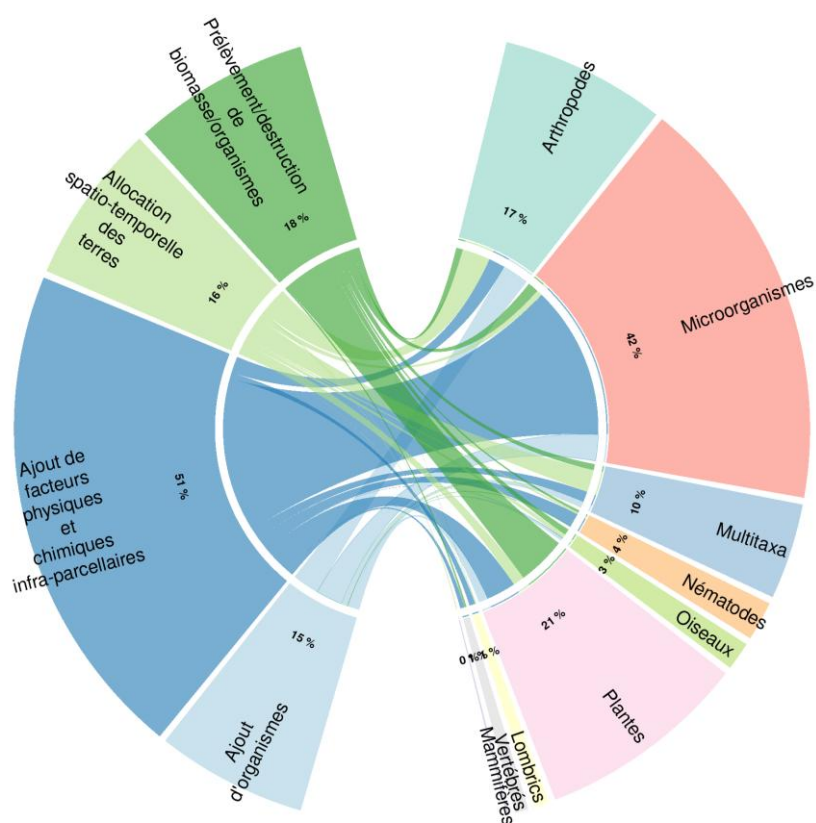


Figure 3-15. Distribution des effets entre les familles de pratiques et les 9 groupes taxonomiques (1 effet correspondant au croisement d'un Taxon x EBV x Modalité de pratique).

Allocation spatio-temporelle des terres

La pratique majoritaire Implantation des IAE/ESN porte sur tous les taxons, sauf nématodes, vertébrés et lombrics. Les autres pratiques couvrent rarement la totalité des taxons (Figure 3-16). La ventilation des pratiques par taxon ne permet pas de tester l'hypothèse selon laquelle les taxons les plus mobiles (oiseaux, mammifères) sont sensibles aux pratiques visant à augmenter l'hétérogénéité de **configuration** du paysage (« Allocation spatiale du parcellaire », « Implantation des IAE, HSN », « Configuration spatiale du parcellaire »), et qu'à l'inverse, les taxons peu mobiles (« Micro-organisme », « Nématodes », « Lombrics », « Plantes ») sont plus sensibles à une augmentation de l'hétérogénéité de **composition** du paysage (« Choix des cultures », « Allocation des surfaces cultivées dans le temps », « Choix des surfaces en herbe »). En effet, la majorité des études portent sur des taxons avec des capacités de dispersion très variables (« Arthropodes » rassemblant aussi bien des carabes, peu mobiles, que des abeilles, très mobiles, ou « Multi-taxa »). Les effets portant sur la composition du paysage concernent principalement les taxons peu mobiles (« Lombrics », « Nématodes », « Micro-organismes »). Seuls les taxons « Oiseaux » et « Plantes » permettent une couverture des pratiques visant à augmenter à la fois la composition et la configuration des paysages.

La pratique *Implantation des IAE/ESN*, qui rassemble la majorité des effets, s'appuie de façon équilibrée sur la Diversité taxonomique/phylogénétique des communautés et sur l'abondance des communautés (Figure 3-17), de même que toutes les autres pratiques, sauf la pratique *Configuration spatiale du parcellaire*, qui porte essentiellement sur la Diversité taxonomique/phylogénétique.

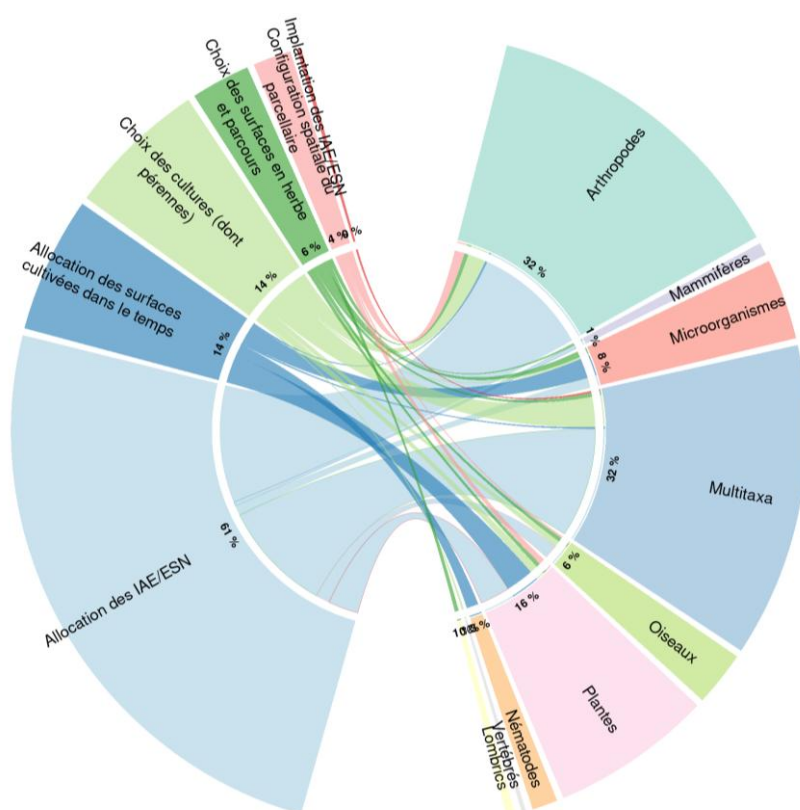


Figure 3-16. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux groupes taxonomiques pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

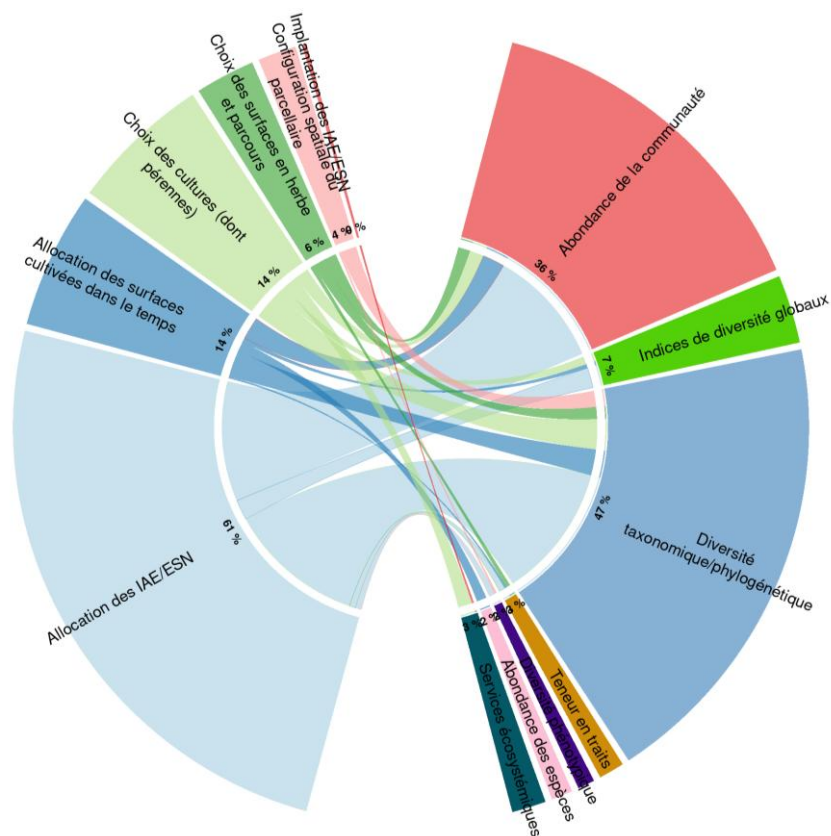


Figure 3-17. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux EBV pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

Ajout d'organismes

La pratique majoritaire *Semis/plantation au sein de la parcelle* couvre tous les taxons, alors que la Lutte biologique et le Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN portent principalement sur les arthropodes (Figure 3-18). La pratique *Semis/plantation au sein de la parcelle* a été analysée à la fois sur les abondances de communautés et sur la diversité taxonomique/phylogénétique. La pratique *Lutte biologique* a plutôt porté sur les abondances des communautés alors qu'à l'inverse la pratique *Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN* a surtout été mise en relation avec la diversité taxonomique/phylogénétique (Figure 3-19).

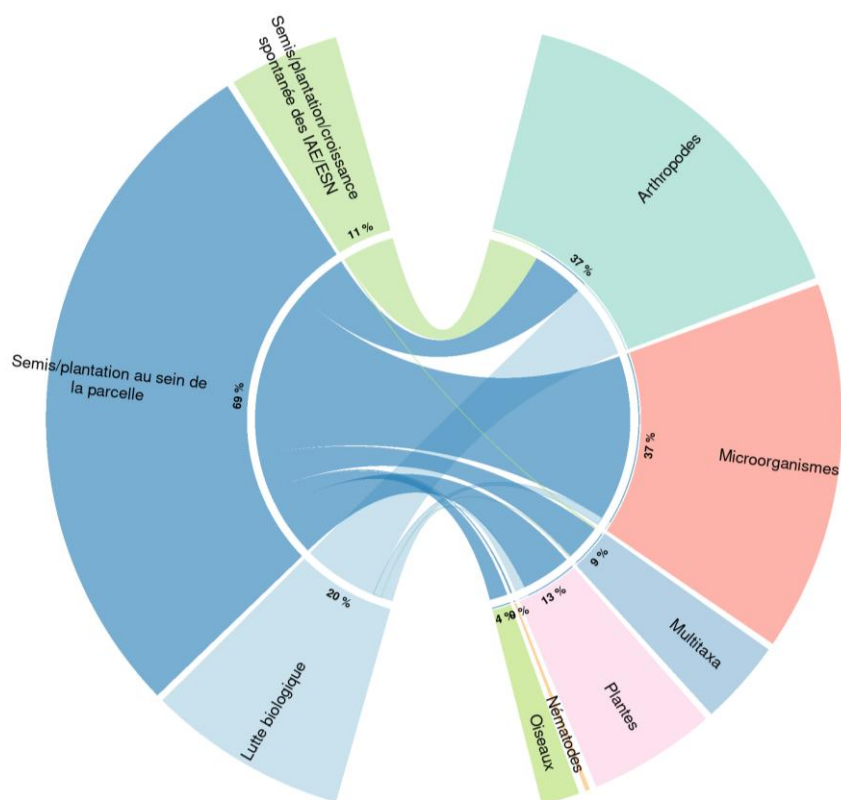


Figure 3-18. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux groupes taxonomiques pour la famille de pratiques « Ajout d'organismes ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

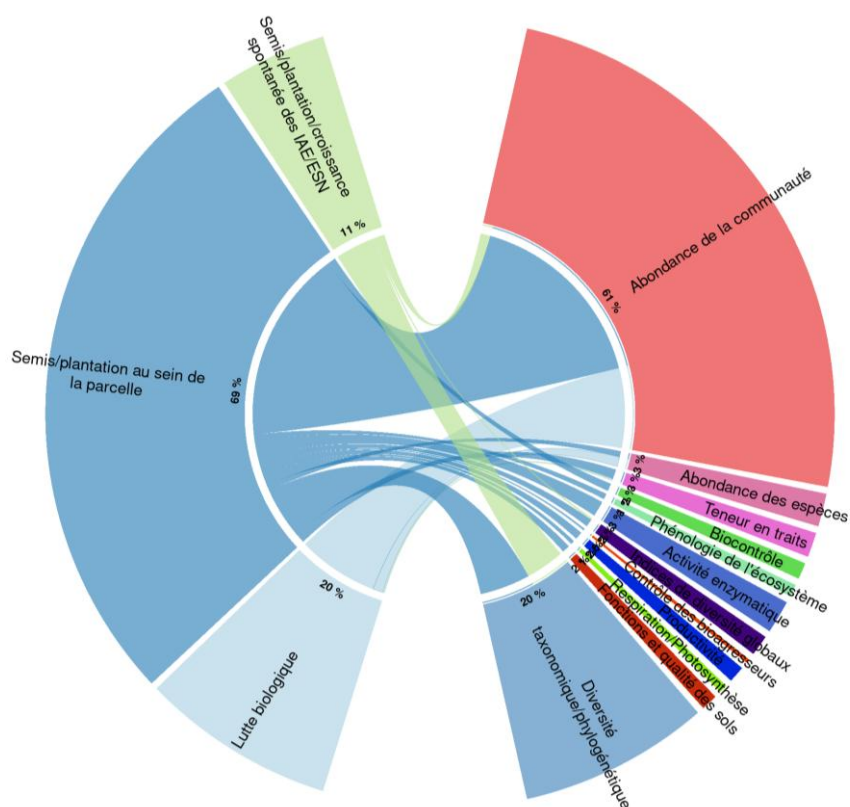


Figure 3-19. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux EBV pour la famille de pratiques « Ajout d'organismes ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires

La pratique qui rassemble la grande majorité des effets, la Fertilisation, porte sur tous les taxons (Figure 3-20). Les données disponibles sont cependant très inégales selon les taxons. Ainsi au sein du corpus, ce sont les micro-organismes qui sont largement les plus représentés avec 66% des effets, suivis des arthropodes, des plantes, des nématodes, des lombrics et des oiseaux (n=2). Ces données illustrent donc un manque de couverture de la biodiversité des agroécosystèmes, mais aussi de généralité des conclusions tirées pour beaucoup de taxons ; seules les données sur les micro-organismes apparaissent suffisantes pour appuyer des conclusions robustes. Les impacts de cette pratique sont principalement étudiés sur l'abondance des organismes et la diversité taxonomique/phylogénétique, puis l'activité enzymatique (Figure 3-21).

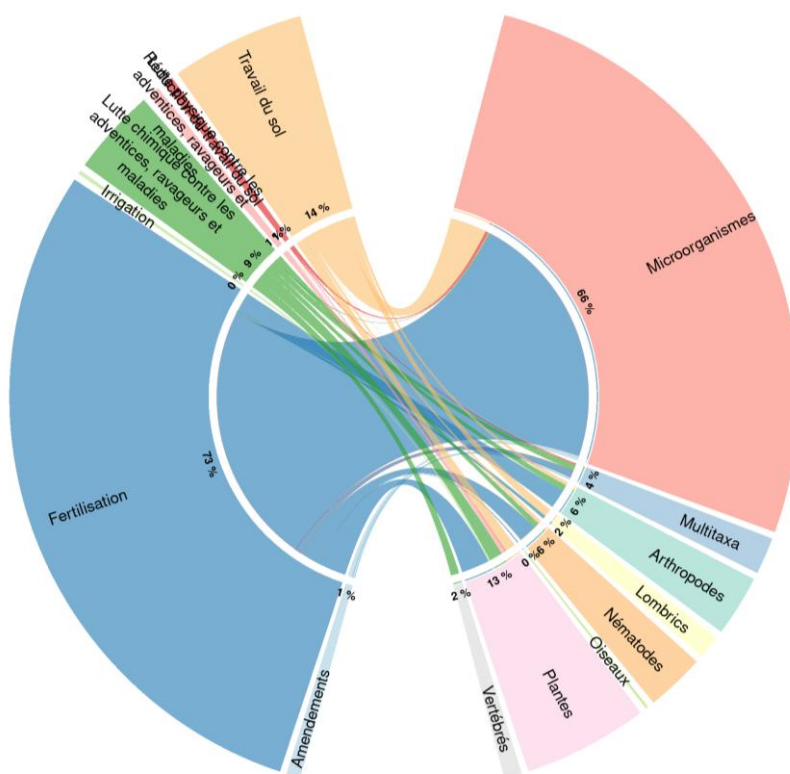


Figure 3-20. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux groupes taxonomiques pour la famille de pratiques « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires ». Une bande correspond au nombre de cas où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

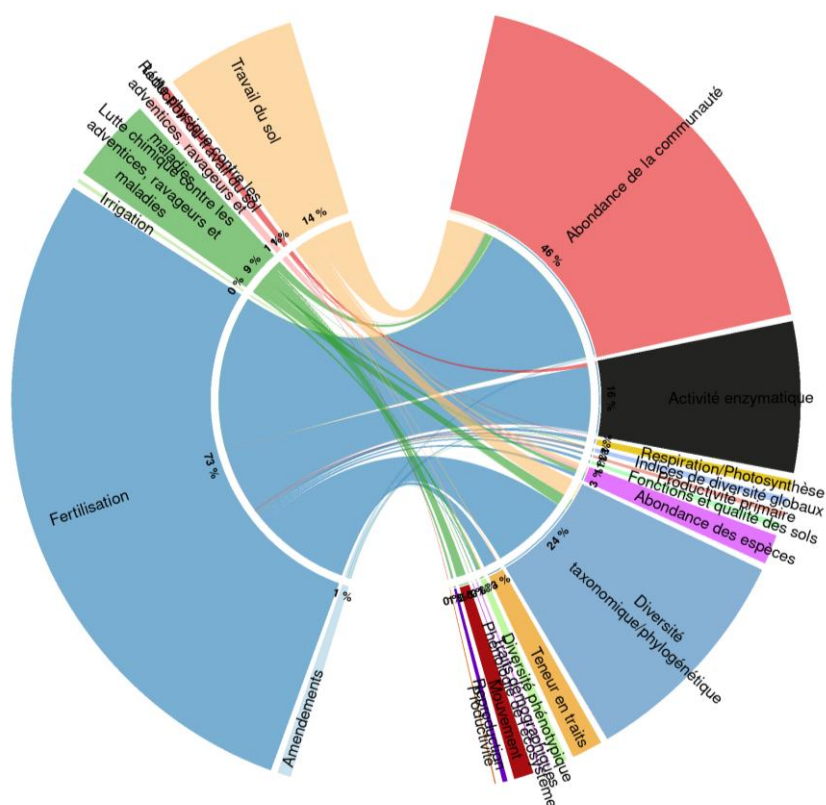


Figure 3-21. Diagramme d'accords liant les pratiques aux EBV pour la famille de pratiques « Ajouts de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires ». Une bande correspond au nombre de cas où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

La réduction du travail du sol, avec un nombre important d'effets, concerne aussi plusieurs taxons mais plus souvent les micro-organismes du sol. La lutte chimique contre les adventices, ravageurs et maladies porte sur tous les taxons, alors que la lutte physique s'appuie principalement sur les plantes.

Concernant la pratique *Lutte chimique contre les adventices, ravageurs et maladies*, en plus du relativement faible nombre de méta-analyses sur l'utilisation des pesticides, en comparaison d'autres pratiques comme la fertilisation, il existe des déséquilibres dans les études disponibles en termes de taxons et de classes de substances. Par exemple, la majorité des études portent sur les herbicides ou les insecticides, et seules deux méta-analyses s'intéressent aux effets des fongicides, alors que ceux-ci sont vendus en volume comparable à ceux des herbicides en France. Par ailleurs, la plupart des données disponibles concernent les plantes, les poissons et amphibiens, suivis des arthropodes et de la faune du sol. Aucune méta-analyse ne s'est par exemple intéressée aux oiseaux, alors même que plusieurs études individuelles montrent des effets négatifs de divers insecticides, notamment néonicotinoïdes, sur ce groupe (Hallmann *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2020b ; Mineau et Whiteside, 2013 ; Chiron *et al.*, 2014).

Prélèvement/destruction de biomasse/organismes

La pratique majoritaire **Pâturage surfaces herbe** couvre tous les taxons (Figure 3-22) et selon l'EBV *Diversité taxonomique/phylogénétique* en majorité, puis selon l'*Abondance de la communauté* (Figure 3-23). La seconde pratique majoritaire, *Fauche surfaces herbe*, couvre les taxons Plantes et Multi-taxa (Figure 3-22) et l'EBV *Diversité taxonomique/phylogénétique*.

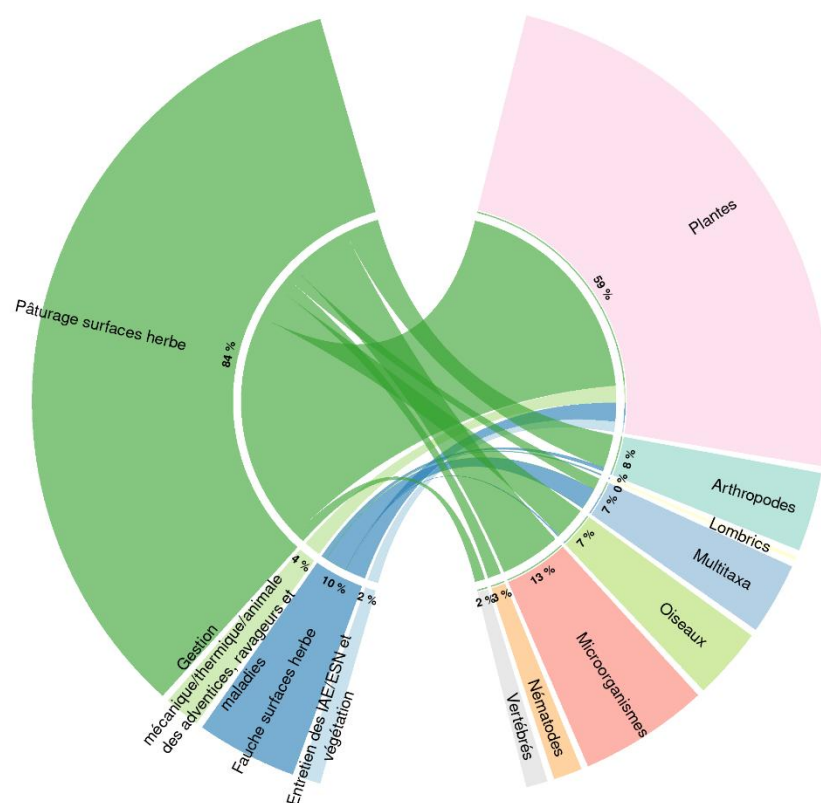


Figure 3-22. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux groupes taxonomiques pour la famille de pratiques « Prélèvement ou destruction de biomasse ou organismes ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

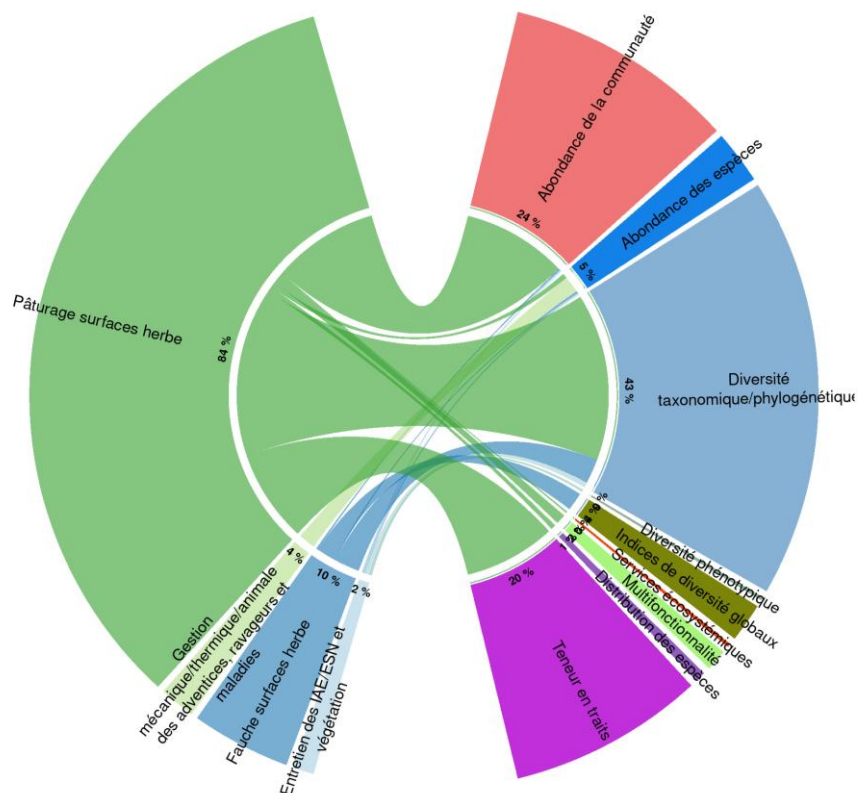


Figure 3-23. Diagramme d'accords liant les pratiques agricoles aux EBV pour la famille de pratiques « Prélèvement ou destruction de biomasse ou organismes ». Une bande correspond au nombre d'effets où l'impact d'une pratique sur un taxon a été documenté.

3.1.1.8. Analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité

Dans ce qui suit, l'analyse des effets des pratiques sur la biodiversité est ventilée par famille de pratiques. Afin de limiter les biais induits par le comptage de pratiques liées à des EBV sous-représentées, **seule la classe d'EBV prédominante « Composition des communautés » a été retenue, et, au sein de cette classe, seuls les deux noms d'EBV dominantes « Abondance de la communauté » et « Diversité taxonomique/phylogénétique » ont été sélectionnés.**

La représentation des impacts s'inspire des travaux de Cozim-Melges *et al.* (2024), en s'appuyant sur la méthode dite COMA (*Counting of meta-analysis*) présentée par Makowski *et al.* (2023). La méthode COMA propose un comptage du nombre d'effets selon trois catégories : Négatif, Neutre et Positif pour donner un **score semi-quantitatif** permettant de compiler les résultats de plusieurs études considérées comme indépendantes sur l'effet d'une pratique sur la biodiversité. Pour un taxon/EBV donné, ce score est dit **positif** lorsqu'il y a une majorité d'effets positifs (ou uniquement des scores positifs et neutres), **neutre ou compensé** lorsqu'il n'y a que des effets non significatifs ou que les effets positifs et négatifs se compensent, et ce score est **négatif** dans les autres cas (majorité d'effets négatifs ou uniquement des scores négatifs et neutres).

Deux types de pratiques sont ensuite extraites de l'analyse des scores semi-quantitatifs :

- les « **pratiques favorables à la biodiversité avec un niveau élevé de confiance** » (PFF, Pratique Favorable avec confiance Forte) ayant un score positif sur deux taxons ou plus, toutes EBV confondues, un score neutre/non renseigné/compensé sur les autres, et un score positif, tous taxons confondus, sur les EBV « Abondance des communautés » et « Diversité taxonomique/phylogénétique ». Les PFF se rapprochent des pratiques **qualifiées de « sans regret » (*no regret*)**, dénomination proposée par Cozim-Melges *et al.* (2024) ;
- les « **pratiques favorables à la biodiversité avec un niveau modéré de confiance** » (PFM, Pratique Favorable avec confiance Modérée) ayant un score positif sur au moins un taxon, un score neutre/non renseigné/compensé sur les autres, et un score positif sur au moins une des deux EBV et neutre/non renseigné/compensé sur l'autre.

Toutes les autres pratiques sont considérées comme **non conclusives**, c'est-à-dire qu'elles ne peuvent être considérées comme des PFF ou des PFM car (i) leur impact sur la biodiversité n'a pas été évalué, (ii) elles présentent des effets antagonistes entre taxons ou entre EBV, (iii) elles présentent des effets neutres ou compensés entre taxons et entre EBV.

Les pratiques inverses des PFF ou PFM, c'est-à-dire des pratiques majoritairement ou potentiellement **défavorables** à la biodiversité ont été systématiquement inversées. Ce choix de représentation des pratiques peut être critiquable car il reflète une certaine vision de l'agriculture qui demeure une forme d'exploitation des milieux naturels, mais il permet, au sein des différentes formes d'agriculture, de mettre en évidence les pratiques visant à maintenir la biodiversité dans ces milieux.

Il est important de noter que ce classement révèle uniquement les lacunes ou les ambivalences de la littérature lorsqu'on considère l'impact d'une pratique donnée sur la biodiversité. La hiérarchisation induite par ce classement (PFF > PFM > non conclusif) n'est due qu'à cet unique critère. Par conséquent, **une pratique classée PFF n'est pas forcément plus bénéfique à la biodiversité qu'une pratique dite PFM, ou non conclusive.**

Allocation spatio-temporelle des terres

Les scores de l'allocation spatio-temporelle des terres sont principalement positifs et cohérents pour l'ensemble des taxons (Figure 3-24). L'existence ou l'implantation d'IAE et d'ESN et les paysages plus complexes (i.e. avec des proportions d'ESN plus élevées) ont des scores majoritairement positifs sur l'ensemble des taxons. La diversification des cultures dans l'assolement, la mise en place de rotation ou des rotations plus diversifiées ont également des scores majoritairement positifs sur l'ensemble des taxons. Les prairies (i.e. les prairies permanentes) ont un niveau de

biodiversité supérieur à celui des cultures mais inférieur à celui des ESN. L'agroforesterie a des scores positifs (mais pas pour les plantes) en regard de la monoculture. Enfin, la diminution de la taille des parcelles a un score majoritairement positif sur l'ensemble des taxons analysés. Les taxons « Oiseaux » (mobiles) et « Plantes » (peu mobiles) répondent de la même manière aux pratiques visant à augmenter la composition et la configuration des paysages, avec des scores majoritairement positifs et quelques scores neutres ou négatifs.

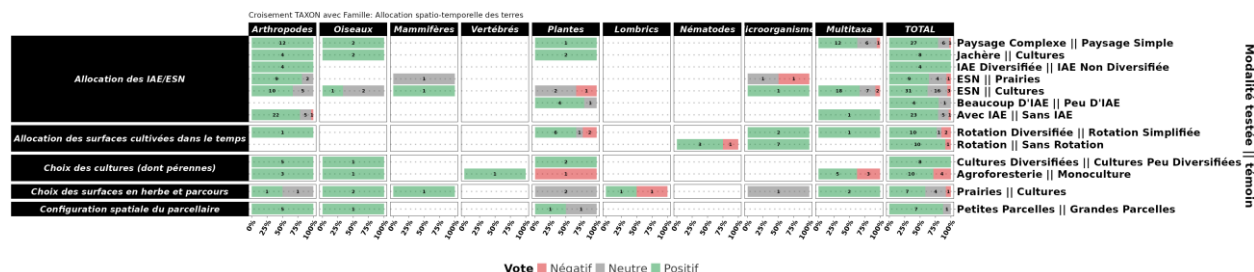


Figure 3-24. Réponse des groupes taxonomiques à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe.

Les scores de l'allocation spatio-temporelle des terres sont similaires sur l'abondance des communautés et sur leur diversité taxonomique/phylogénétique, à l'exception de la diversification des rotations et de l'agroforesterie qui présentent des scores plus hétérogènes pour les variables d'abondance (Figure 3-25). Cette hétérogénéité plus élevée s'explique notamment par le fait que certaines études concernent l'abondance des plantes adventices, qui diminue avec la diversification des rotations, ou l'abondance des ravageurs, qui diminue lorsque les auxiliaires augmentent.

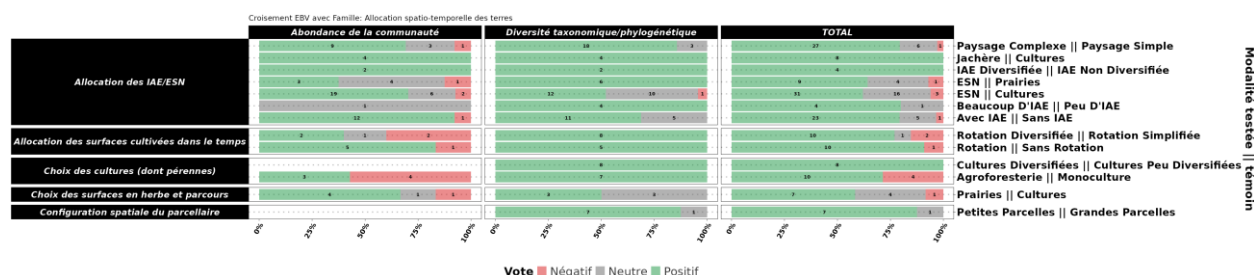


Figure 3-25. Réponse des deux grandes catégories d'EBV à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre de cas est indiqué sur chaque classe.

Ces résultats peuvent être considérés comme robustes du fait du nombre élevé de méta-analyses et de la bonne couverture des groupes taxonomiques pour chaque pratique analysée. Ces résultats viennent compléter la récente méta-analyse de Cozim-Melges *et al.* (2024) sur l'effet des pratiques sur la biodiversité, qui ne traitait que partiellement de l'allocation des terres (uniquement via la diversité des cultures). Ils permettent également de préciser la revue de la littérature, non quantifiée, de Babin *et al.* (2023) qui traitait de façon plus globale le rôle de l'hétérogénéité des paysages agricoles pour la biodiversité.

Les mécanismes expliquant l'impact de l'allocation spatio-temporelle des terres sur la biodiversité sont nombreux et principalement d'ordre biotique (Disponibilité et connectivité des habitats et corridors tel qu'évoqué dans le chapitre 1 section 1.3.1). En effet, les ESN incorporés dans les paysages jouent le rôle de refuge/corridor ou ressource supplémentaire pour la biodiversité sauvage (Beillouin *et al.*, 2021). L'hypothèse selon laquelle les taxons répondent différemment aux pratiques selon leur niveau de mobilité, testée uniquement sur les deux taxons « Oiseaux », mobiles, et « Plantes », peu mobiles, n'a pas été mise en évidence selon notre grille d'analyse. Une étude récente (Priyadarshana *et al.*, 2024) avait mis en évidence un effet plus important de la configuration que de la composition du paysage, uniquement sur oiseaux, le nombre limité d'études sur le taxon « Plantes » ne permettant pas de statuer. Cette famille

de pratiques joue aussi sur la qualité des habitats via des impacts sur la disponibilité des ressources abiotiques et le microclimat, rappelés par Beillouin *et al.* (2021).

Un des constats majeurs pour cette famille est que presque toutes les pratiques visant à intégrer des éléments semi-naturels (forêts, jachères, IAE) dans les cultures monospécifiques sont des PFF, exceptée la pratique ESN || Prairies qui est non conclusive. Les prairies comparées aux cultures, la diversification des cultures dans le temps (PFF si on regroupe les deux modalités) et dans l'espace (PFM) sont également favorables à la biodiversité.

Ajout d'organismes

L'analyse des pratiques relatives à la famille **Ajout d'organismes** montre un effet du *Semis/plantation au sein de la parcelle* favorable aux micro-organisme et nématodes sur les deux EBV étudiées mais négatif sur les plantes et les oiseaux. Pour les autres taxons, arthropodes et multitaxa, les scores sont assez divergents selon les modalités testées (Figure 3-26). Cela invite à rentrer dans le détail des modalités testées pour cette pratique globale.

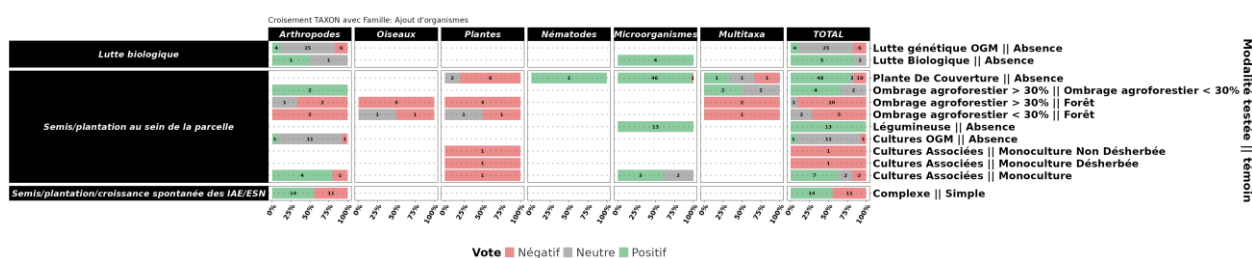


Figure 3-26. Réponse des groupes taxonomiques à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Ajout d'organismes ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe.

Il est logique que l'introduction d'une plante de couverture ou la présence de cultures associées aient des effets négatifs sur les plantes sauvages, car un de leurs objectifs majeurs est de réguler les adventices. Nous proposons donc pour ces cas particuliers de ne pas considérer le taxon plante. Cela implique de ne retenir que la comparaison « Cultures associées || Monoculture » dans le cas des cultures associées (les deux autres comparaisons, « Cultures associées || Monoculture non désherbée » et « Cultures associées || Monoculture non désherbée » ne portant pas sur d'autres taxons que les plantes). Sous cette condition, **l'introduction d'une plante de couverture**, avec un score positif sur micro-organisme et nématodes et compensé sur multi-taxa, **ou de cultures associées**, avec un score positif sur arthropodes et micro-organisme (Figure 3-26), et des scores positifs sur l'abondance de communautés et la diversité taxonomique/phylogénétique dans les deux cas (Figure 3-27), **sont des PFF. L'introduction de légumineuses**, positive pour le seul taxon étudié, les micro-organismes, augmente les deux EBV abondance et diversité, **c'est une PFM**.

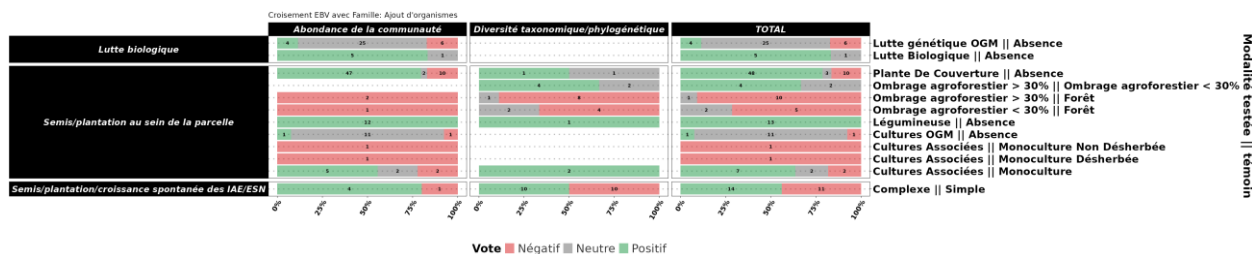


Figure 3-27. Réponse des deux grandes catégories d'EBV à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Ajout d'organismes ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe.

Le cas de l'introduction d'ombrage agroforestier dans les références scientifiques étudiées est particulier lorsqu'il est comparé à de la forêt. Dans cette situation, l'agroforesterie dégrade les indicateurs EBV notamment la diversité taxonomique/phylogénétique, et montre des scores négatifs ou parfois compensés sur les taxons. Par contre, la comparaison entre deux modèles agroforestiers différenciés par le niveau d'ombrage dans la parcelle (<30% vers >30%) montre qu'un **niveau d'agroforesterie plus marqué (ombrage >30%)** reste plus favorable à la biodiversité avec plus de diversité taxonomique/phylogénétique et des scores positifs sur arthropodes et multi-taxa (Figures 3-26 et 3-27) : **c'est une PFM**. Enfin, toujours pour cette pratique globale *Semis/plantation au sein de la parcelle*, il n'est pas possible de conclure à propos des effets de l'introduction de cultures OGM au sein de la parcelle qui sont documentés uniquement pour les arthropodes et l'abondance des communautés, et majoritairement neutres.

Pour ce qui concerne la pratique *Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN*, nous mettons en évidence ici que **plus les IAE/ESN implantées sont complexes**, plus l'effet sur la biodiversité sera positif en termes d'abondance et de diversité des communautés d'arthropodes, seul taxon étudié dans ce cas (Figures 3-26 et 3-27) : **c'est une PFM**.

Pour la pratique *Lutte biologique*, les deux modalités étudiées montrent des résultats différents (Figures 3.26 et 3.27). On ne peut pas conclure pour la lutte génétique par OGM, étudiée sur l'abondance des arthropodes avec un score neutre, alors que la **lutte biologique** montre un score positif sur micro-organisme et neutre sur arthropodes, pour l'abondance des communautés : **c'est une PFM**.

Nous avons ainsi dressé un bilan **mitigé** de cette famille de pratiques en regard de la biodiversité, en notant une forte hétérogénéité des pratiques et modalités testées. Le type d'organismes et de cultures introduits est particulièrement varié et implique des différences d'actions sur le milieu et de temporalité dans ces actions. Par exemple, l'introduction d'une culture associée comme une légumineuse sera gérée comme un semis de culture avec une préparation du sol, un entretien et une destruction potentielle de biomasse. Ces actions, qui sont des pratiques en soi, vont induire, en parallèle des effets propres à la présence d'un nouvel organisme/culture, les mêmes effets qu'un labour ou un prélèvement de biomasse/fauche. De ce fait, il peut tout à fait y avoir des pratiques dont les effets se compensent, s'annulent ou s'additionnent.

Par ailleurs, derrière la forte diversité de cultures introduites se cache une diversité et une temporalité d'habitats recréés et de ressources pour la biodiversité (cf. le schéma conceptuel du chapitre 1, section 1.3.1). L'implantation d'arbres, comme un dispositif pérenne dans les parcelles, offre ainsi une ressource abondante sur le long terme par rapport à une culture associée en strate basse présente quelques mois dans l'année après un labour. Cette différenciation n'a pas été faite dans cette étude, ce qui peut expliquer des résultats ambivalents sur certains taxons ou EBV. Les analyses sur cette famille de pratiques montrent cependant qu'**elle peut être plus favorable à la biodiversité du sol** (micro-organismes et nématodes) lorsqu'en particulier on ajoute des légumineuses et cultures associées, mais **défavorable à la biodiversité aérienne et macro** (oiseaux, plantes) en cas d'introduction d'une plante de couverture homogène ou en agroforesterie comparée à la forêt, en raison de la réduction des arbres.

Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires

Cette famille de pratiques, très riche, a été subdivisée en cinq sous-parties, se rapportant aux deux graphiques ci-dessous (Figures 3-28 et 3-29).

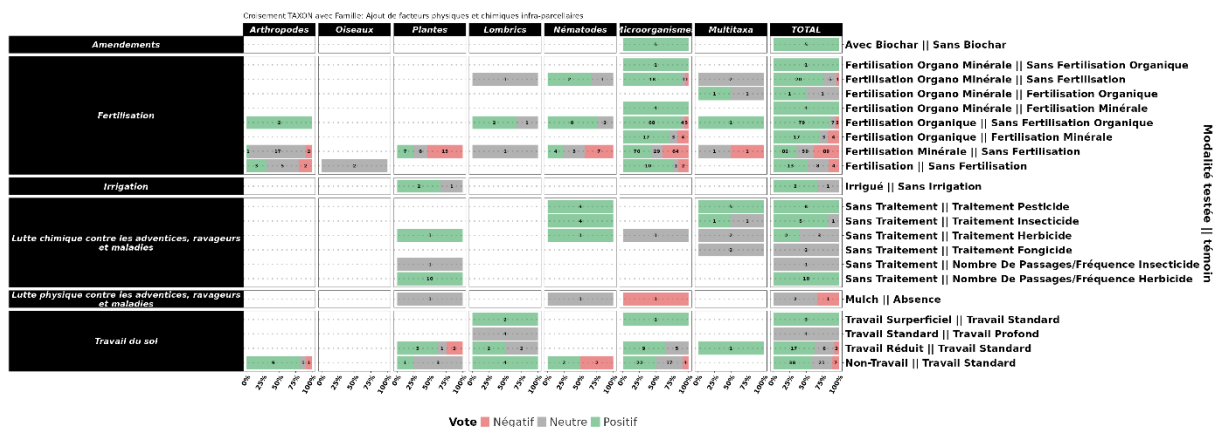


Figure 3-28. Réponse des groupes taxonomiques à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe.

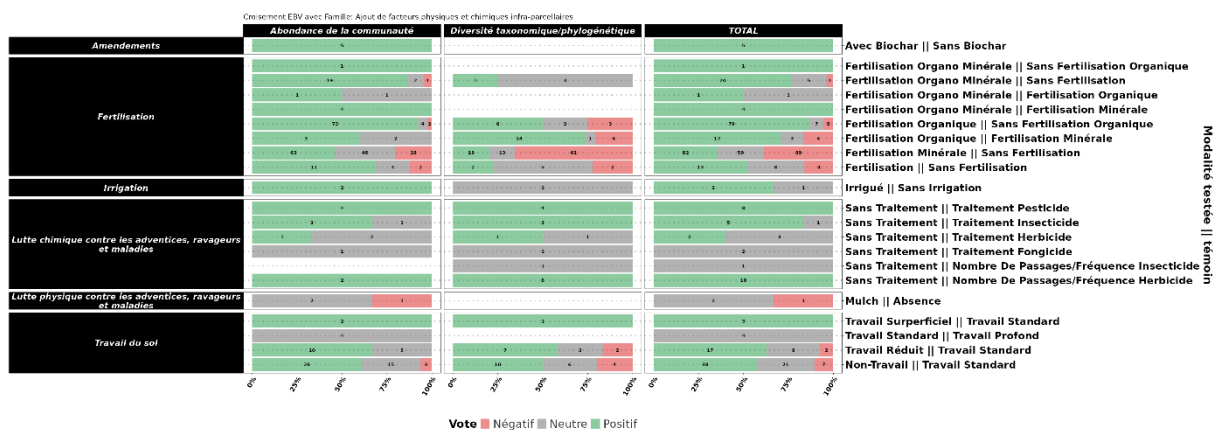


Figure 3-29. Réponse des deux grandes catégories d'EBV à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe.

Effet de la fertilisation et des amendements

L'utilisation d'intrants organiques et/ou minéraux est une pratique courante pour améliorer la fertilité des sols et promouvoir la productivité des cultures. Ces intrants représentent une très large gamme de produits mais aussi de modalités d'apport. **L'interprétation de leurs effets sur la biodiversité ne devrait donc pas s'affranchir des pratiques qui leur sont associées.** La restitution de résidus au sol n'a par exemple pas le même impact sur la biodiversité selon qu'elle est réalisée en mulch ou par incorporation dans l'horizon de surface et donc associée à un travail du sol. L'analyse des effets couplés des pratiques (i.e. systèmes de cultures) reste pourtant encore marginale dans la littérature où la recherche de démonstration de « l'effet pur » de la pratique est souvent au cœur des travaux. C'est ainsi le cas dans le corpus constitué pour la présente étude où les travaux pris en compte se focalisent essentiellement sur l'effet du type (i.e. organique/minérale/organo-minérale) des intrants apportés sur la biodiversité.

L'apport de **fertilisants organiques a majoritairement un score positif sur l'abondance et la diversité biologique** (Figure 3-29). Ceci peut s'expliquer par le fait que la grande majorité des organismes du sol est hétérotrophe, c'est-à-dire qu'ils sont dépendants de la disponibilité en substrats carbonés pour leur développement. De plus, l'apport d'intrants organiques améliore généralement les propriétés physiques du sol en termes de structure et de stabilité, créant ainsi des habitats plus favorables au développement de la biodiversité.

En comparaison à la fertilisation organique, l'apport de fertilisants minéraux 'seuls' a un effet contrasté sur l'abondance et la diversité des organismes du sol : **ce score est positif sur l'abondance et négatif sur la diversité** (Figure 3-29). La fertilisation minérale est réalisée pour apporter les nutriments destinés à améliorer la productivité primaire et donc les rendements des cultures. Cette pratique est donc associée sans surprise à un effet positif sur la biomasse végétale. Il en résulte une augmentation de la libération de substrats carbonés (*i.e.* exsudats) par les racines qui peuvent stimuler la croissance et donc l'abondance des organismes du sol, et principalement les micro-organismes. Un apport excessif de fertilisants minéraux peut toutefois également entraîner une acidification du sol pouvant affecter les organismes qui y vivent. Ceci pourrait notamment expliquer les quelques effets négatifs observés sur l'abondance des micro-organismes et des nématodes.

Outre les scores positifs "indirects" de la fertilisation minérale, lorsqu'elle est appliquée seule, sur l'abondance des organismes du sol via la stimulation de la productivité primaire et/ou la modification du pH du sol, le score négatif observé sur la diversité (*i.e.* Richesse = nombre d'espèces) peut être dû au fait que l'homogénéisation de la disponibilité en ressources qui lui est associée favorise les espèces végétales généralistes et nitrophiles aux dépens des espèces spécialistes adaptées aux milieux pauvres en nutriments. La baisse de richesse végétale qui en résulte peut expliquer la baisse de diversité également observée pour les micro-organismes du sol. En effet, une baisse de richesse végétale se traduit par une baisse de la diversité des habitats rhizosphériques et donc par une homogénéisation des conditions environnementales favorisant le développement de populations microbiennes spécifiques adaptées à ces conditions particulières.

Les données collectées grâce au corpus rassemblé dans ce travail suggèrent que **la fertilisation organique est une PFF. L'association de fertilisants organiques et minéraux (*i.e.* fertilisation organo minérale) permet de pallier les effets négatifs de la fertilisation minérale** évoqués précédemment. Les modalités **Fertilisation Organo Minérale || Sans Fertilisation organique/Minérale ou Sans Fertilisation** sont **considérées comme des PFM. La pratique consistant à incorporer du Biochar dans le sol est également une PFM.**

Effet de la réduction du travail du sol

La réduction du travail du sol a un score positif ou neutre sur la biodiversité quelles que soient les modalités examinées, aussi bien pour les taxons (Figure 3-28) que pour les EBV (Figure 3-29), **cette pratique pouvant être qualifiée de PFF**. Dans les deux tiers des cas (63%), le non-travail du sol a un score positif comparé au travail du sol. Cet effet positif est très net pour les arthropodes, les lombrics, et les micro-organismes du sol. L'effet est plus mitigé pour les plantes et les nématodes (pas de sens d'effet significatif). Un travail du sol réduit comparé à un travail du sol standard présente un score positif, principalement porté par les micro-organismes (effets significatifs) mais aussi par les plantes (tendance non significative). De même, un travail du sol superficiel a un score toujours positif lorsque comparé à un travail du sol standard. Enfin, un travail standard du sol ne montrerait pas d'effet bénéfique par rapport à un travail du sol profond.

Ce tableau est cohérent avec les connaissances actuelles sur l'effet du travail du sol sur la biodiversité inféodée aux milieux cultivés. Tel qu'évoqué dans le chapitre 1 (schéma conceptuel, section 1.3.1), le travail du sol contribue à modifier drastiquement et brutalement les conditions abiotiques des milieux, aussi bien l'état physique, chimique ou le microclimat du sol, avec en premier lieu, un focus sur les modifications de l'état physique du sol. Lorsqu'il est retourné, de nombreux taxons vivant à l'intérieur subissent une dégradation de leur niche écologique.

Concernant la faune du sol, les lombrics subissent des blessures mortelles directes et se retrouvent exposés aux prédateurs et à des conditions environnementales défavorables. De plus, pour les vers anéciques, qui creusent des tunnels verticaux, leurs structures biogéniques telles que les pores et les tunnels sont détruites, et leurs sources de nourriture sont ensevelies (Briones et Schmidt, 2017). L'effet positif moins marqué pour les micro-organismes pourrait être lié à une réponse différente des bactéries et des champignons du sol que nous n'avons pu distinguer ici. Jusque récemment, le consensus général de la recherche dans ce domaine présentait en effet le labour conventionnel comme

favorisant la dominance des bactéries dans les communautés microbiennes du sol, tandis que l'agriculture de conservation, avec non-travail ou travail réduit, favoriserait la dominance fongique (Chen *et al.*, 2020a) (l'absence de perturbation du sol favoriserait l'établissement et le maintien de vastes réseaux d'hyphes permettant de conserver des macro-agrégats du sol). Cependant, Chen *et al.* (2020a) montrent que l'effet positif de la réduction du travail du sol s'applique aussi bien à la biomasse microbienne que fongique. Enfin, l'effet mitigé de la réduction du travail du sol sur les nématodes et sur les plantes (adventices) s'explique par un effet espèce/trait-dépendant. Les méta-analyses portant sur les nématodes indiquent l'absence d'effet sur les nématodes bactériophages et mycophages mais un effet positif sur les nématodes omnivores (Puissant *et al.*, 2021); (Betancur-Corredor *et al.*, 2023). Il est aussi suggéré que l'absence d'effet du travail du sol sur la biomasse totale de nématodes pourrait être liée au fait que les nématodes les plus tolérants au travail du sol ont été sélectionnés depuis longtemps par l'agriculture (i.e. il n'y a plus, depuis longtemps, de nématodes intolérants aux perturbations dans les sols agricoles).

Concernant la flore dont les racines dépendent du sol, notamment pour les plantes adventices, il est connu que l'action du travail du sol a des effets complexes (Fried et Maillet, 2018). Le travail du sol empêche l'installation des espèces ligneuses et détruit les herbacées à souche. Pour les plantes annuelles (la majorité des adventices, adaptées aux perturbations), si les individus émergés sont détruits, le labour ramène aussi vers la surface des graines produites les années précédentes et qui seront aptes à germer par la suite. Enfin, pour les plantes vivaces dotées d'une capacité de multiplication végétative, la destruction de certains individus peut être compensée par la dissémination de propagules (tels que des bulbes ou des morceaux de rhizomes) par les outils. Comme pour les autres organismes, un travail du sol intensif, fréquent et/ou profond réduit l'abondance et la diversité des communautés adventices. Cependant, l'arrêt complet du travail du sol n'est pas toujours favorable car certaines espèces caractéristiques des moissons (les espèces messicoles qui font l'objet d'un plan national d'action pour leur conservation) dépendent d'un minimum de perturbations (travaux superficiels) pour se maintenir.

Deux aspects importants sont à souligner. D'abord, le travail du sol est une pratique complexe dont les effets peuvent varier selon la nature de l'outil utilisé, l'inversion des couches de sol ou non, la fréquence et la profondeur de travail. Ensuite, il est essentiel de considérer les interactions avec les autres pratiques (tontes, gestion des résidus, fertilisation, etc.) et avec d'autres facteurs (type de sol, conditions météorologiques au moment de la pratique). Ainsi, à titre d'exemple, dans les systèmes conventionnels, le non-travail du sol est souvent associé à une plus grande utilisation d'herbicides ce qui peut expliquer l'absence d'effet positif du non-travail sur les plantes.

Comparés au travail du sol standard, le travail superficiel, le travail réduit ou le non-travail du sol sont considérés comme des PFF.

Effets de la lutte chimique contre les adventices, ravageurs et maladies

Les effets des pesticides sont globalement négatifs pour les organismes cibles et non-cibles, mais encore peu évalués dans les agroécosystèmes, comme le souligne l'ESCo « *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques* » (Leenhardt *et al.*, 2022). Les résultats de la présente expertise s'appuient ainsi sur les seules 10 méta-analyses (seulement 4 en se restreignant aux EBV « Abondance des communautés » et « Diversité taxonomique/phylogénétique ») et six études larges disponibles dans la littérature, représentant près de 1 000 études (méta-analyses) ou parcelles ("études larges") et plus de 7 000 observations individuelles. Ces études concernent surtout des substances actives ayant pour vocation d'augmenter la mortalité des organismes cibles (« pesticides » au sens strict). Les taxons concernés peuvent être des taxons cibles (plantes adventices des cultures, 4 articles) ou non (plantes des bords de champs, faune et micro-organisme du sol, arthropodes prédateurs).

Les scores de la lutte chimique sont très largement négatifs sur tous les taxons (Figure 3-28), et ce à la fois pour les EBV « Abondance » et « Diversité taxonomique/phylogénétique » (Figure 3-29). Ces scores négatifs généralisés sont cohérents avec l'objectif de la lutte chimique, de contrôler les populations de ravageurs, adventices et maladies via une mortalité accrue. Bien que les pratiques d'application des substances actives soient pensées pour tenter de limiter les

effets sur les espèces non-cibles, il est bien démontré que ces substances se répandent largement dans l'environnement et peuvent être fortement rémanentes (Leenhardt *et al.*, 2022). Elles ont donc des effets toxiques directs y compris sur les organismes non-cibles, qu'ils soient létaux ou sublétaux, bien démontrés en laboratoire par des approches d'écotoxicologie et qui peuvent agir en synergie. Les pesticides peuvent également avoir des effets indirects, soit via une modification des ressources disponibles (par exemple sur les plantes ou les micro-organismes du sol pour la faune du sol (Beaumelle *et al.*, 2023), soit via des changements de disponibilité de certains éléments chimiques suite à leur métabolisation (par exemple phosphore pour la métabolisation du glyphosate (Nguyen *et al.*, 2016).

Malgré le faible nombre de synthèses, la littérature existante est donc très cohérente pour montrer **un effet négatif généralisé des traitements par les pesticides sur l'abondance et la diversité des espèces sauvages, et ceci pour tous les taxons, dans les espaces agricoles**, ce qui rejoint les résultats de l'ESCo suscitée et les effets démontrés du label « agriculture biologique » sur ces mêmes EBV. Dans le détail, **l'absence d'utilisation de pesticides, d'herbicides ou d'insecticides peut être considérée comme une PFF et la réduction de la fréquence d'utilisation des herbicides comme une PFM**. On ne peut pas conclure sur les autres modalités de pratiques testées. L'absence de conclusion est ici liée au faible nombre d'études (2 scores neutres du Traitement fongicides || Sans traitement sur Multi-taxa) et/ou au test d'effets *a priori* plus indirects entre la cible du produit biocide et le taxon étudié (un score neutre de la fréquence d'utilisation des insecticides sur la flore).

Effets des traitements vétérinaires pour les soins des animaux

Du fait de l'absence de ces pratiques dans notre grille de lecture, les résultats exposés ci-après s'appuient, pour les traitements **antiparasitaires** appliqués aux animaux d'élevage, sur deux études : une méta-analyse (Finch *et al.*, 2020) et une revue (de Souza et Guimaraes, 2022), et pour les effets des **antibiotiques**, une revue (Narciso *et al.*, 2023).

Ainsi, Finch *et al.* (2020) montrent que l'abondance des coléoptères coprophages est impactée négativement et de façon significative par les résidus fécaux des traitements **antiparasitaires** internes et externes des animaux d'élevage. Le sol étant le premier et le principal compartiment atteint par ces traitements via les déjections des animaux, la revue de de Souza *et al.* (2022) montre que les vers de terre, les collembolles et les enchytréides peuvent être également négativement affectés. Au-delà de leur toxicité directe sur la microfaune du sol, ces mêmes auteurs suggèrent, à partir d'études récentes, que ces traitements antiparasitaires pourraient causer des effets phytotoxiques chez les plantes tels qu'une germination et une croissance racinaires réduites, ainsi que des effets génotoxiques tels qu'une instabilité chromosomique.

Les traitements **antibiotiques** peuvent se retrouver également dans les déjections des animaux et impacter les plantes et les sols via les apports de fumier ou les déjections émises au pâturage. Les auteurs de la revue de Narciso *et al.* (2023) rapportent que la plupart des catégories courantes d'antibiotiques pourraient induire des effets sublétaux au niveau moléculaire des plantes, tels que l'expression d'enzymes liées au stress ou aux dommages de l'ADN. Ils suggèrent une plus grande sensibilité des invertébrés terrestres comparé aux plantes avec des effets sur l'abondance et la reproduction des vers de terre et des enchytréides mais aussi des effets sur les microbiomes associés à la microfaune.

Par conséquent la réduction, voire l'arrêt des traitements antiparasitaires et antibiotiques dans l'alimentation des animaux d'élevage, est considérée comme une PFM, du fait de son effet négatif avéré sur le taxon « Arthropodes » et son effet variable ou absent sur les autres taxons et EBV.

Effet de l'irrigation

Dans les trois scores répertoriés, qui portent sur la présence-absence d'irrigation et uniquement les plantes, on note deux scores positifs sur l'abondance de la communauté et un neutre sur sa diversité (Figure 3-29), les scores positifs correspondant aux plantes (Figure 3-28). Les scores positifs sont logiques au vu de ce qui est connu de la réaction de la croissance des plantes à l'apport d'eau en situation de déficit hydrique (cf. le schéma conceptuel du chapitre 1, section

1.3.1), même si pour une des deux méta-analyses sous-jacentes, qui concerne la prairie, ils sont attribués aux dicotylédones herbacées (« phorbes ») aux dépens des graminées, possiblement en raison de modes différents d'absorption de l'eau (DeMalach *et al.*, 2017) et des dates d'apport d'eau par rapport aux stades phénologiques et conditions de développement des diverses espèces en mélange. Certaines espèces prennent ainsi le pas sur d'autres augmentant leur abondance immédiate et engendrant un stock de graines supérieur. Les scores positifs sur l'abondance et neutre sur la diversité proviennent de cette même méta-analyse ; leurs auteurs soulignent que l'hypothèse classique du lien productivité-diversité n'est pas vérifiée en l'occurrence. La faible disponibilité d'études de grande ampleur sur cette pratique à l'échelle de la parcelle, à l'exception de celle de Cozim-Melges *et al.* (2024) qui contrairement à ce qui est fait ici ont détaillé les pratiques d'irrigation mais n'ont pas considéré les plantes comme taxon cible, apparaît ici limitante.

Selon nos définitions, **l'irrigation est une PFM** c'est-à-dire qu'elle peut avoir un effet positif sur une partie de la biodiversité hébergée dans l'agroécosystème irrigué. Cependant, il est à noter qu'il existe très peu d'études sur le lien entre la ressource en eau et la biodiversité des agroécosystèmes, alors que la réserve en eau des sols contribue directement à la croissance des plantes, premier niveau trophique des écosystèmes et source de biodiversité. De nouvelles pratiques agricoles sont mises en place régulièrement pour pallier le changement climatique et ses conséquences sur les régimes de précipitations. Elles visent à restaurer la réserve utile des sols et leurs conséquences sur la biodiversité végétale et animale associées devront être analysées. Par ailleurs, notre corpus n'a pas capté la littérature qui traite de l'impact du prélèvement de l'eau pour l'irrigation agricole à l'échelle du bassin versant **avec de multiples conséquences négatives sur les écosystèmes naturels** (Lemly *et al.* 2000). Il faut donc fortement nuancer l'impact potentiellement positif de cette pratique à l'échelle locale par un effet largement négatif à l'échelle régionale.

Effet de la lutte physique contre les adventices, ravageurs et maladies

On compte trois scores sur l'abondance des communautés, pour des comparaisons entre présence et absence de mulch (ici mulch plastique traditionnel) (Figure 3-29). Deux relatifs aux plantes (adventices) et aux nématodes respectivement sont neutres, un relatif aux micro-organismes (pathogènes du sol) est négatif (Figure 3-28). On ne peut donc conclure. Cozim-Melges *et al.* (2024) ont noté des scores positifs des mulchs synthétiques sur les nématodes, mais la comparaison n'est pas triviale car leurs indices de biodiversité combinent des métriques d'abondance et de diversité. Les effets des différents types de mulch sur les micro-organismes, la faune du sol et les plantes, qui passent par la modification physico-chimique du sol (cf. le schéma du chapitre 1, section 1.3.1) sont complexes et mal connus et appellent à des recherches approfondies (Huang *et al.*, 2023).

Prélèvement/destruction de biomasse/organismes

Dans cette famille de pratiques, les milieux étudiés sont pour la très grande majorité des **prairies**, pâturées par des herbivores ou fauchées par les agriculteurs. Par conséquent, toutes les modalités de pratiques (pâture et fauche) s'appliquent exclusivement à ce milieu, exceptée les 3 premières pratiques qui s'appliquent aux bordures et interrangs des parcelles agricoles. Dans ce dernier cas, seule la fauche des bandes enherbées comparée à une absence de fauche a un effet positif sur les plantes et l'EBV de Diversité : il s'agit d'une PFM.

Le maintien d'un **prélèvement sur les surfaces en herbe**, qu'il soit en fauche ou en pâture, comparé à un abandon des parcelles traditionnellement exploitées a un score positif sur la diversité taxonomique et phylogénétique (Figure 3-31) et positif sur les plantes et multi-taxa. Une méta-analyse (Elliott *et al.*, 2023) montre l'effet positif du pâturage ou de la fauche comparés à l'abandon sur la diversité des plantes et de l'ensemble des taxa de la faune étudiés (insectes [fourmis, Coléoptères phytophages, saprophages et coprophages, lépidoptères diurnes], oiseaux, plantes prairiales). **Le prélèvement sur les surfaces en herbe par fauche ou par pâturage comparé à l'abandon est donc une PFM.**

Les pratiques de **fauche des surfaces en herbe** ont un score positif ou neutre sur tous les taxons (Figure 3-30) et tous les EBV étudiés (Figure 3-31). Ces résultats sont issus d'une méta-analyse (Tälle *et al.*, 2018) qui ne montre pas d'effet

de la fauche comparée à la pâture sur le multitaxa et sur les deux EBV diversité et abondance, et d'une étude de longue durée (Milberg *et al.*, 2017) qui montre un effet positif de la fauche annuelle comparée à l'absence de fauche. Cette même étude montre l'effet positif de la fauche annuelle comparée à la fauche tous les 3 ans sur les plantes prairiales. **La pratique de fauche annuelle, comparée à une réduction ou une absence de fauche, peut être considérée comme une PFM.**

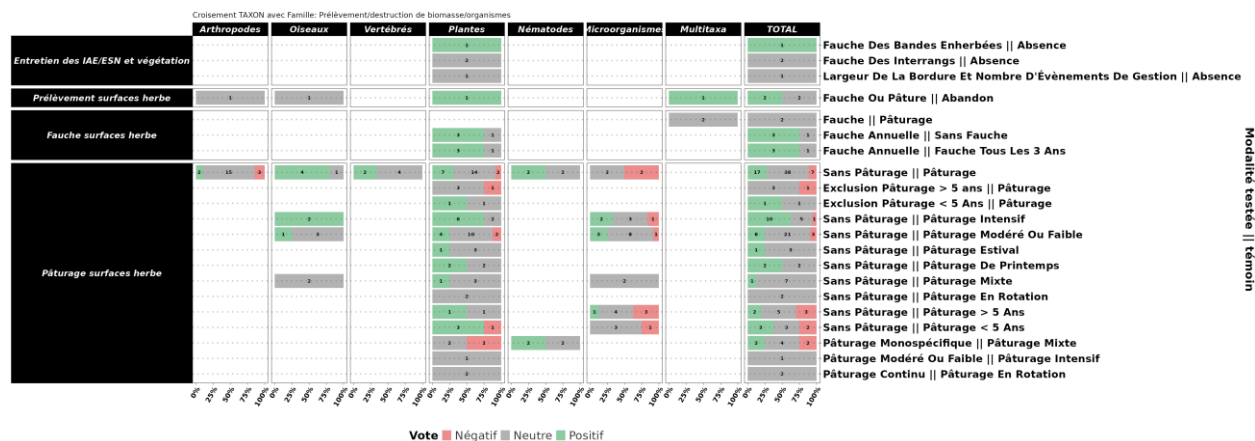


Figure 3-30. Réponse des groupes taxonomiques à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Prélèvement ou destruction de biomasse ou d'organismes ». Les barres indiquent la distribution des cas dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effet est indiqué sur chaque classe.

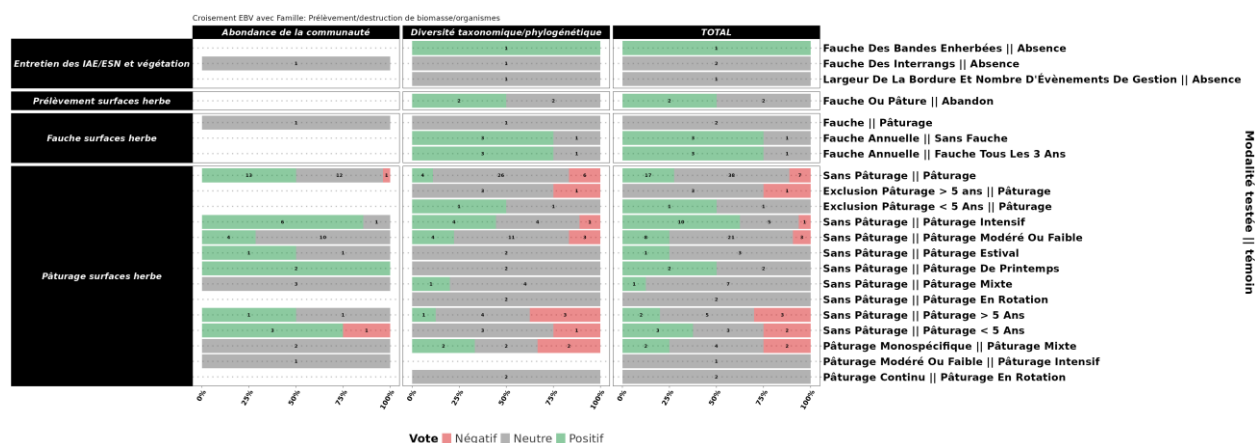


Figure 3-31. Réponse des EBV à diverses modalités de pratiques pour la famille de pratiques « Prélèvement ou destruction de biomasse ou d'organismes ». Les barres indiquent la distribution des cas dans trois classes (positif : vert, neutre : gris, négatif : rouge). Le nombre d'effet est indiqué sur chaque classe.

Concernant le **pâturage des surfaces en herbe**, l'absence de pâturage par rapport au pâturage, a un score positif sur quatre taxons (oiseaux, vertébrés, plantes et nématodes), un score négatif sur les arthropodes et un score compensé sur les micro-organismes (Figure 3-30), cette pratique est considérée comme **non conclusive**. Cependant, une exclusion du pâturage de moins de 5 ans a un score positif sur les plantes et sur l'EBV Diversité, par rapport à un pâturage, et ces scores deviennent négatifs si l'exclusion de pâturage se prolonge au-delà de 5 ans (Figure 3-30). **L'exclusion de pâturage de moins de 5 ans** par rapport à un pâturage est considérée comme une PFM.

Lorsqu'elle est comparée à un pâturage intensif ou à un pâturage modéré ou faible, **une absence de pâturage** a un score positif sur les taxons oiseaux, plantes et micro-organismes (Figure 3-30), et positifs sur les deux EBV diversité et abondance (Figure 3-31). Une absence de pâturage comparée à un pâturage mixte, un pâturage estival et un pâturage de printemps a un score positif sur les plantes (Figure 3-30), et un score positif ou neutre sur les deux EBV (Figure

3-31). Toutefois, la notion d'absence de pâturage dépourvue de précision sur ses modalités ou sa durée ne permet pas de tirer de conclusions définitives quant à ces pratiques (voir la discussion).

Les autres pratiques de pâturage comparées entre elles sont considérées comme non conclusives. Le pâturage en rotation n'a pas d'effet sur les plantes (scores neutres ou compensés) par comparaison à un pâturage continu ou une absence de pâturage (Figure 3-30) et sur les EBV étudiés (Figure 3-31). La durée de pâturage comparée à une absence de pâturage présente des scores antagonistes entre EBV et entre taxons. Le pâturage monospécifique par rapport au pâturage mixte a un score neutre et compensé sur les deux EBV Abondance et Diversité, respectivement. Enfin le pâturage modéré ou faible comparé à un pâturage intensif, ainsi que le pâturage continu par rapport à un pâturage en rotation ont des scores neutres sur taxon et EBV.

Nos résultats permettent de mettre en avant les conséquences positives du prélèvement des surfaces en herbe en fauche ou en pâture sur les écosystèmes naturels par comparaison à un abandon ainsi que la pratique de fauche comparée à l'absence de fauche. Une exclusion de pâturage sur une durée courte apparaît plus favorable que le pâturage. En revanche, nos résultats ne permettent pas de tirer de conclusions claires sur l'impact du pâturage par rapport à une absence de pâturage sans précision sur la durée de l'exclusion. Ces résultats convergent avec ceux obtenus par Cozim *et al.* (2024), à savoir des effets variables du pâturage sur les taxons, et ceux de Takola *et al.* (2023) qui montrent une variabilité importante des effets du pâturage sur la biodiversité. Plus précisément, les effets de l'exclusion du pâturage sur des indicateurs majeurs comme la diversité des plantes sont inconsistants dans la littérature (Xiong *et al.*, 2016). Ils dépendent de la durée de l'exclusion, selon de nombreux auteurs cités par Xiong *et al.* (2016), mais ces effets de la durée semblent eux-mêmes complexes et variables selon les études, les indices ou les taxons, à tel point que Gao et Carmel (2020) trouvent que les résultats de la littérature sont conflictuels à cet égard. Dans les méta-analyses que nous avons utilisées, on trouve à titre d'exemple une absence d'effet à long terme sur la diversité des plantes (Xiong *et al.*, 2016 ; Filazzola *et al.*, 2020), un effet linéaire léger sur l'abondance animale globale ou un effet en cloche sur la diversité animale globale (Filazzola *et al.*, 2020). Nous n'avons pas non plus de résultat tangible sur les effets de l'intensité du pâturage sur la biodiversité, qui sont inconsistants dans la littérature (Gao et Carmel, 2020) car variables selon l'indice de diversité choisi et les espèces en présence pour la diversité végétale à titre d'exemple (Filazzola *et al.*, 2020).

Plusieurs éléments doivent être pris en compte pour expliquer ces conclusions, en particulier ceux obtenus sur le pâturage.

Nos résultats sont issus de méta-analyses et d'études larges qui posent un certain nombre de questions méthodologiques quant aux données utilisées et à leur agrégation et qui de fait questionnent grandement la validité de nos conclusions. Les effets globaux du pâturage proviennent en effet de comparaisons à des témoins sans pâturage sur lesquels on manque parfois d'information, sur la durée d'exclusion, sur la surface et sur le contexte d'exclusion ou d'absence de pâturage. L'intensité, la fréquence de pâturage, la fertilisation ainsi que la composition du troupeau ou le type d'animal pâturent et son chargement peuvent varier d'une étude à l'autre, et tous ces paramètres influent considérablement sur la biodiversité du témoin comme du traitement. De même, pour la pratique de fauche, le type de fauche, la période de fauche, la fertilisation et la durée d'exclusion de fauche sont autant de paramètres qui peuvent avoir des impacts très importants sur les résultats.

Le nombre de méta-analyses utilisées est peu élevé comparé aux autres familles de pratiques. Babin *et al.* (2023) mettent en avant que si de nombreuses études ont analysé l'influence du pâturage sur la biodiversité, peu de revues ou de méta-analyses semblent exister, peut-être en raison de la controverse liée à la variabilité des situations et des résultats des études entre les sites. La revue de Cozim *et al.* (2024) va dans le même sens puisque les données collectées et analysées sur le pâturage ne représentent que 3% de l'ensemble des données sélectionnées sur les 7 autres pratiques qui influent sur la biodiversité (fertilisation, utilisation de pesticides...).

La variabilité d'application des pratiques concernées par cette famille en termes d'options se décline selon un nombre important de couples de modalité testée || témoin, avec pour conséquence une certaine difficulté à interpréter les résultats de vote-counting.

Les résultats obtenus par pratique sont également à prendre avec précaution compte tenu de la difficulté de caractérisation et de seuillage de la pratique elle-même. A titre d'exemple, l'intensité du pâturage (souvent classée en *low, medium, high* dans les articles) est une qualification très relative et peu explicitée dans les méta-analyses sans doute en raison de la difficulté à trouver une méthode pertinente et partagée. Plusieurs auteurs de méta-analyses sur le pâturage soulignent ce problème. Ils plaident pour une standardisation des estimations des intensités de pâturage faisant rentrer en jeu non seulement le niveau de charge mais aussi plusieurs variables en interaction avec ce niveau, comme la productivité primaire, l'altitude ou la température (Filazzola *et al.*, 2020 ; Thapa-Magar *et al.*, 2022). Le nombre réduit d'effets disponibles pour certaines pratiques est également une difficulté, lié en partie à la diversité des pratiques et des taxons impliqués.

Enfin, les mécanismes expliquant l'impact de cette famille de pratiques sur la biodiversité sont très complexes et plus difficile à analyser : contrairement aux autres familles de pratiques, le pâturage implique des animaux domestiques qui influent sur un écosystème complexe (la prairie plurispécifique). De manière générale, le pâturage exerce une pression de sélection directe sur le taxon « Plantes » (Diaz *et al.*, 2007). Selon le schéma conceptuel du chapitre 1 (section 1.3.1), cette pratique agit directement sur la composante biotique « Croissance-survie-reproduction » des plantes et de la biodiversité animale associée. La sélection d'une végétation rase, créant un milieu ouvert, impacte la composante abiotique (microclimat) des prairies avec des conséquences sur le cortège d'espèces occupant ce milieu. Le pâturage va également modifier la composante abiotique (état physique) du fait de la compaction du sol engendrée par le bétail (McLaughlin et Mineau, 1995), avec un impact négatif sur les taxons liés à la faune du sol. De même, une pratique de pâture peut être source d'apport de matière organique en quantité et qualité très variable ou de transfert de graines, au travers des déjections animales qui contribuent aussi à modifier les habitats.

Concernant plus globalement la famille « Prélèvement ou destruction de biomasse ou d'organismes », nous avons relevé dans notre corpus très peu d'effets abordant les modes de récolte des cultures annuelles ou pérennes ou encore des cultures intermédiaires alors que ceux-ci peuvent avoir un impact sur une large gamme de taxons. On pourrait par exemple évoquer l'importance de la hauteur de coupe sur les œufs d'arthropodes, l'écrasement de nids ou de petits mammifères, le poids des engins sur le tassement des sols et donc sur la biomasse microbienne et l'activité des vers de terre, la date de récolte sur les pollinisateurs, etc. On note également que les études portent essentiellement sur l'entretien des couverts prairiaux et qu'il existe encore peu d'étude d'envergure (méta-analyse, revue de littérature ou étude large), à ce jour, étudiant l'impact de l'entretien des ESN sur la biodiversité.

3.1.1.9. Conclusion de l'analyse de la littérature scientifique en agriculture

Principaux résultats

Nous avons constaté dans notre corpus bibliographique une répartition inégale des effets selon les pratiques, les EBV et les taxons. La famille de pratiques « Ajouts de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires » dominait largement les trois autres familles. Pour les EBV, la classe « Composition des communautés » rassemblait l'écrasante majorité des effets, avec essentiellement deux noms d'EBV : l'abondance et la diversité. Trois groupes taxonomiques étaient très représentés aux dépens des autres : les micro-organismes du sol, les arthropodes et les plantes. Dans le corpus de méta-analyses rassemblé par Bonfanti *et al.* (2024) pour traiter un sujet similaire au nôtre, les plantes comptent seulement pour 11% des effets (et il s'agit presque uniquement de plantes adventices). La bonne représentation des plantes dans notre corpus (21% des effets), y compris de plantes sauvages non adventices (par exemple la flore des bordures externes des champs), corrige ce déséquilibre qui est problématique eu égard à leur importance dans le fonctionnement de l'agroécosystème (base des réseaux trophiques).

La typologie des pratiques agricoles que nous avons adoptée s'est révélée bénéfique pour structurer l'analyse des effets des pratiques sur la biodiversité. Nous verrons dans la section suivante (3.1.2) qu'elle est également bien adaptée à l'analyse des cahiers des charges.

Tableau 3-2. Récapitulatif des pratiques favorables à la biodiversité avec confiance forte (PFF, en gras) et des pratiques favorables à la biodiversité avec confiance modérée (PFM, en italiques).
NB : L'astérisque (*) indique les cas où une pratique vise volontairement à réduire l'abondance des plantes (adventices) en introduisant des plantes semées, cas où l'effet négatif sur le taxon plante n'est pas comptabilisé.

Famille de pratiques	Pratique	Modalité testée témoin	Taxons étudiés
Allocation spatio-temporelle des terres	<i>Choix des cultures</i>	<i>Cultures Diversifiées Cultures Peu Diversifiées</i>	Arthropodes, Oiseaux, Plantes
	Choix des surfaces en herbe et parcours	Prairies cultures	Arthropodes, Oiseaux, Mammifères, Plantes, Lombrics, Microorganismes, Multitaxa
	Allocation des surfaces cultivées dans le temps	Rotation diversifiée rotation simple ou absence de rotation	Arthropodes, Microorganismes, Multitaxa, Nématodes, Plantes
	<i>Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)</i>	<i>Petite parcelle grande parcelle</i>	<i>Arthropodes, Oiseaux, Plantes</i>
	Implantation des IAE/ESN	Paysage complexe paysage simple	Arthropodes, Multitaxa, Oiseaux, Plantes
	Implantation des IAE/ESN	Jachère culture	Arthropodes, Oiseaux, Plantes
	<i>Implantation des IAE/ESN</i>	<i>IAE diversifiée IAE non diversifiée</i>	<i>Arthropodes</i>
	Implantation des IAE/ESN	ESN Cultures	Arthropodes, Mammifères, Microorganismes, Multi-taxa, Oiseaux, Plantes
	<i>Implantation des IAE/ESN</i>	<i>Beaucoup d'IAE peu d'IAE</i>	<i>Plantes</i>
	Implantation des IAE/ESN	Avec IAE sans IAE	Arthropodes, Multi-taxa
Ajout d'organismes	<i>Semis/plantation/croissance spontanée des IAE/ESN/cultures associées</i>	<i>Complexe simple</i>	<i>Arthropodes</i>
	Semis/plantation au sein de la parcelle	Plante de couverture vs absence	Micro-organismes, Multi-taxa, Nématodes, (Plantes*)
	<i>Semis/plantation au sein de la parcelle</i>	<i>Légumineuse absence</i>	<i>Micro-organismes</i>
	Semis/plantation au sein de la parcelle	Cultures associées monocultures	Arthropodes, Micro-organismes, (Plantes*)
	<i>Semis/plantation au sein de la parcelle</i>	<i>Ombrage agroforestier >30% ombrage < 30%</i>	<i>Arthropodes, Multi-taxa</i>
	<i>Lutte biologique</i>	<i>Lutte biologique absence</i>	<i>Arthropodes, Micro-organismes</i>
Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires	Travail du sol	Travail superficiel Travail	Lombrics, Micro-organismes
	Travail du sol	Travail réduit Travail	Lombrics, Microorganismes, Multi-taxa, Plantes
	Travail du sol	Non-travail Travail	Arthropodes, Lombrics, Microorganismes, Nématodes, Plantes
	Fertilisation	Fertilisation organique sans Fertilisation organique	Arthropodes, Lombrics, Microorganismes, Multitaxa, Nématodes
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation organique sans fertilisation</i>	<i>Microorganismes, Nématodes</i>
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation organique fertilisation minérale</i>	<i>Microorganismes</i>
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation OM sans Fertilisation organique</i>	<i>Microorganismes</i>
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation OM sans Fertilisation</i>	<i>Lombrics, Microorganismes, Multitaxa, Nématodes</i>
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation OM Fertilisation organique</i>	<i>Multitaxa</i>
	<i>Fertilisation</i>	<i>Fertilisation OM Fertilisation minérale</i>	<i>Microorganismes</i>

Famille de pratiques	Pratique	Modalité testée témoin	Taxons étudiés
	Fertilisation	Fertilisation sans fertilisation	Microorganismes
	Amendements	Avec Biochar Sans Biochar	Microorganismes
	Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	Sans pesticides Pesticides	Multitaxa, Nématodes
	Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	Sans insecticides Insecticides	Multitaxa, Nématodes
	Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	Sans herbicides Herbicides	Microorganismes, Multitaxa, Nématodes, Plantes
	Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	Sans traitement herbicides Nb/FR herbicides	Plantes
	Soins de santé des animaux	Sans traitement antibiotiques/antiparasitaires Traitement antibiotique/antiparasitaire	Plantes, arthropodes
	Irrigation	Irrigation sans irrigation	Plantes
Prélèvement/ Destruction de biomasse/ organismes	Entretien des IAE/ESN et végétation	Fauche des bandes enherbées Absence	Plantes
	Récolte*/pâturage surfaces herbe	Fauche ou pâturage Abandon	Arthropodes, Multitaxa, Oiseaux, Plantes
	Récolte/pâturage surfaces herbe	Fauche annuelle Sans fauche	Plantes
	Récolte/pâturage surfaces herbe	Fauche annuelle Fauche tous les 3 ans	Plantes
	Récolte/pâturage surfaces herbe	Exclusion pâturage < 5 ans Pâturage	Plantes
	Récolte/pâturage surfaces herbe	Fauche annuelle Sans fauche	Plantes
	Récolte/pâturage surfaces herbe	Fauche annuelle Fauche tous les 3 ans	Plantes

* restriction à la fauche pour cette ligne et toutes les suivantes du tableau car cette pratique est en l'occurrence appliquée seulement aux prairies.

Quinze modalités de pratiques se sont avérées favorables à la biodiversité avec confiance forte (PFF) et 26 ont pu être qualifiées de favorables à la biodiversité avec confiance modérée (PFM). Il n'a pas été possible de conclure pour les 22 modalités de pratiques restantes, en raison d'une couverture taxonomique insuffisante, ou d'une majorité de scores neutres, ou de scores antagonistes entre taxons voire intra-taxon voire entre deux EBV (Tableau 3-2). Dans une des quatre familles de pratiques étudiées, « l'Allocation spatio-temporelle des terres », les trois-quarts des modalités de pratiques étudiées étaient favorables : l'allocation d'éléments semi-naturels dans le paysage agricole, les prairies, les rotations (PFF), la diversification des cultures dans l'assolement, la présence d'un grand nombre d'IAE et d'IAE de nature diversifiée, et la diminution de la taille des parcelles (PFM).

Dans la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires », dont l'intitulé illustre les pratiques consistant à apporter des éléments extérieurs aux cultures, il s'avère qu'exclure ces éléments (en particulier les intrants de synthèse) rassemble le plus de pratiques favorables à la biodiversité. La réduction ou l'absence de travail du sol (3 PFF sur 4 modalités étudiées), l'absence de pesticides/insecticides/herbicides (très majoritairement de synthèse dans les études mobilisées), la fertilisation organique étaient des PFF, tandis que la fertilisation organo-minérale, l'amendement par biochar, la faible fréquence d'utilisation d'herbicides, l'absence de produits anti-parasitaires et antibiotiques et l'irrigation étaient des PFM. Il n'a pas été possible de conclure pour le travail du sol standard versus profond, la fertilisation minérale, l'absence de fongicides, la faible fréquence d'utilisation d'insecticides et la lutte physique contre les bioagresseurs (effet du mulch).

Dans la famille « Ajout de biomasse/d'organismes » le bilan est plus mitigé : seules l'utilisation de plantes de couverture et l'association de cultures étaient des PFF, tandis que l'introduction de légumineuses, l'existence d'un ombrage agroforestier élevé comparé à un ombrage faible, l'implantation d'ESN et la lutte biologique étaient des PFM. Il n'a pas été possible de conclure pour la lutte génétique et l'introduction d'OGM.

Enfin, dans la famille « Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes », la fauche des bandes enherbées a été identifiée comme une PFM dans la pratique « d'entretien des IAE/ESN ». Le maintien d'une fauche et/ou d'un pâturage relativement à un abandon de la parcelle est une PFM tout comme la fauche régulière (annuelle) comparée à une fauche réalisée une fois tous les trois ans ou à l'absence de fauche. L'exclusion de pâturage de moins de 5 ans constitue une PFM par rapport au pâturage. Les pratiques de gestion des prairies ont été appréhendées par un grand nombre de modalités de pâturage et de fauche dont plus de la moitié ne permettent pas de conclure (11/19), les pratiques comparées à un témoin « sans pâturage » n'étaient pas exploitables et les modes de récoltes des cultures n'étaient pas documentés. Au final, c'est un bilan peu conclusif.

Limites principales de l'étude et lacunes identifiées

Le corpus bibliographique que nous avons utilisé, constitué d'articles de grande envergure – méta-analyses ou études larges – s'est révélé intéressant pour assurer des résultats robustes sur un grand nombre de pratiques très étudiées et ayant des effets sur la biodiversité. Cependant, quelques limites sont apparues en raison de la nature même de ce corpus. D'une part, certaines pratiques de notre typologie, potentiellement influentes, étaient absentes du corpus. C'est le cas du chauffage ou du traitement sanitaire des bâtiments, de diverses pratiques de gestion de l'eau, de la récolte des cultures, ou des pratiques de la sous-famille « Allocation des terres et des animaux pour l'élevage » de notre typologie, comme l'origine de l'approvisionnement en aliment. D'autre part, le niveau de détail sur les pratiques était parfois insuffisant, alors que les effets sur la biodiversité peuvent varier fortement selon les options des pratiques, parfois absentes de la caractérisation dans les articles (cas de la nature de l'outil ou de l'inversion des couches de sol ou non pour la réduction du travail du sol) ou peu explicitées (cas des niveaux d'intensité du pâturage catégorisés de manière très simplifiée en faible, moyen ou élevé).

En lien avec ce qui précède, le grain de la description des pratiques est souvent apparu différent entre la littérature scientifique du corpus et les cahiers des charges des labels. Par exemple, dans le cahier des charges agriculture biologique, des seuils précis sont proposés pour la fertilisation, sans qu'on ait trouvé d'écho à cela dans notre corpus. A l'inverse, l'implantation des éléments semi-naturels était bien caractérisée du point de vue de la nature et de la complexité de ces éléments dans le corpus, mais n'est décrite qu'en termes de bien-être des animaux d'élevage dans le cahier des charges bio.

Les interactions entre pratiques étaient très peu traitées dans les articles. Elles ne sont manifestement pas la cible des méta-analyses, matière essentielle du corpus, car elles n'étaient pas exclues des requêtes qui ont permis la constitution de ce corpus. Dans une étude similaire, Bonfanti *et al.* (2024) font le même constat. Or il est essentiel de les considérer. Les pratiques peuvent être associées entre elles – le non-travail du sol est souvent associé à l'utilisation d'herbicides dans les systèmes conventionnels, ou l'introduction d'une culture associée implique une préparation du sol et une destruction potentielle de biomasse. De ce fait, leurs effets sur la biodiversité peuvent se neutraliser ou s'additionner. Le système de culture est un niveau global d'expression de ces interactions, mais il n'a pas été considéré lors de la constitution du corpus, après des essais de requête insatisfaisants. Ces essais étaient ciblés sur des méta-analyses et menaient au mieux à des articles comparant globalement des systèmes conventionnels à des systèmes d'agriculture biologique, ce qui a déjà fait l'objet du chapitre 2.

Les interactions précises entre pratiques et conditions abiotiques du milieu n'ont pas non plus été entièrement prises en compte. Or l'effet détaillé d'une pratique peut différer selon l'état du milieu. Par exemple, un faux-semis suivi d'une façon superficielle va réduire l'abondance des adventices uniquement si l'intervention se fait après une pluie et que les conditions sont séchantes ensuite... Dans d'autres conditions cette même pratique aura un effet nul. A une échelle plus globale, comme les méta-analyses testent l'effet des pratiques à partir de nombreux sites avec des conditions pédo-climatiques variables, les résultats que nous mettons en avant sont robustes et intègrent bien cette variabilité environnementale. Il reste cependant que ces résultats ne précisent pas le poids relatif des conditions abiotiques versus des pratiques agricoles. Il peut être utile de garder à l'esprit le ratio expliqué par les pratiques par rapport au milieu,

qui nous informe sur la marge de manœuvre pour améliorer la biodiversité via les pratiques. Ainsi, Fried *et al.* (2019) montrent que l'abondance des adventices dans les vignes est expliquée à 30% par les pratiques (effet négatif des herbicides et du travail du sol) et à 10% pour le type de sol (effet négatif du % de limons).

Comme noté plus haut, la couverture des taxons et des EBV s'est avérée inégale dans notre corpus. De plus, de nombreuses pratiques ne couvraient qu'une partie des taxons. On note donc un manque de couverture de la biodiversité des agroécosystèmes, mais aussi de généralité des conclusions ou une difficulté à conclure dans plusieurs cas. Ce constat rejoint ceux de Cozim-Melges *et al.* (2024) et de Bonfanti *et al.* (2024). Pour les EBV, la nouveauté du concept dans toutes ses dimensions, et un effet « méta-analyse » qui conduit à privilégier les indicateurs le plus souvent mesurés et les plus simples à mesurer, sont certainement en cause dans le déséquilibre constaté.

Enfin l'approche COMA (Counting of meta-analysis) adoptée dans ce travail reste à un niveau semi-quantitatif. Un travail d'intégration important aurait été nécessaire pour atteindre un niveau quantitatif en fournissant, selon des méthodes statistiques éprouvées, des tailles d'effets moyennes avec leurs intervalles de confiance. Elle fournit cependant une image globale des effets, et des données quantitatives ont été conservées et utilisées afin de creuser des pistes méthodologiques pour l'évaluation de l'impact de labels sur la biodiversité (chapitre 4, section 4.3).

Perspectives

Pendant la réalisation de cette étude sont parues une revue systématique (Cozim-Melges *et al.*, 2024) et des pré-prints exploitant des méta-analyses (Babin *et al.*, 2023 ; Bonfanti *et al.*, 2024) sur les liens entre pratiques agricoles et biodiversité. Cela témoigne du fait que ce sujet monte en force sous la forme de travaux de synthèse. Au vu des limites que nous avons notées, souvent liées à des effets « méta-analyse », le sujet mérite une investigation à un niveau fin qui nécessite de revenir aux articles primaires. La mise en œuvre d'une méta-analyse à partir de ces études primaires reste à ce jour la stratégie de synthèse de méta-analyses qui réduit le plus le risque de conclusions erronées (Makowski *et al.*, 2023). Une collaboration avec D. Beillouin (co-auteur de la présente section du rapport sur les pratiques agricoles) et collègues pourrait utilement prolonger notre travail à partir de la base de données qu'ils élaborent à partir de toutes les études primaires à la base des méta-analyses. Pour combler au mieux les lacunes notées par ces auteurs et par nous-mêmes, les compléments d'études primaires devraient cibler le taxon plante étant donnée sa place « pivot », les pratiques de pâturage dans toute leur complexité, les pratiques, EBV et taxons « orphelins », et l'effet des combinaisons et des interactions entre pratiques. Documenter l'impact sur la biodiversité des pratiques orphelines et de nouvelles pratiques comme celles liées à la gestion de l'eau appelle également de nouvelles études expérimentales.

L'analyse globale de l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité présentée ici, constitue une première étape. Le tableau de 1 532 effets qui a servi de support à cette analyse est également la base du développement d'un indicateur prédictif des impacts des pratiques agricoles avec de premières applications à la diversité des plantes en grandes cultures et en prairies (chapitre 4 section 4.3).

3.1.2. Les pratiques pouvant avoir un impact sur la biodiversité abordées dans les cahiers des charges des labels agricoles

Notre analyse s'est attachée, d'une part, à identifier les déclarations d'objectifs et de principes vis à vis de la biodiversité dans les cahiers des charges des 10 labels agricoles retenue et le degré de précision de chaque mesure ou pratique pouvant avoir un impact sur la biodiversité (quantification, détails, contextualisation...), et, d'autre part, à mettre en regard les mesures affichées avec les connaissances scientifiques : ces mesures correspondent-elles à des pratiques étudiées par la littérature scientifique ? En suivent-elles les préconisations ? En complément, il nous est paru intéressant de situer chaque mesure par rapport à des normes en vigueur, législatives ou professionnelles. Les mesures sont-elles plus ambitieuses que la réglementation ? Comment se situent-elles par rapport aux pratiques conventionnelles ? Nous avons parfois pu approcher ces informations sur la base des enquêtes culturelles sur les grandes cultures *a minima* (la plus précise datant de 2021).

3.1.2.1. Un corpus hétéroclite de cahiers des charges

Les labels étudiés ont été présentés dans le chapitre 1, section 1.6. Le Tableau 3-3 présente les documents utilisés comme base d'analyse des préconisations, obligations ou interdictions effectivement mentionnées pour chaque label. Nous avons choisi les documents principaux en application, éventuellement complétés si les informations principales sur les pratiques agricoles recommandées se trouvaient ailleurs (exemple : le document de Bonnes Pratiques de gestion sur tourbe RSPO). La forme (longueur, complétude) de ces cahiers des charges est très hétérogène, en raison de la variété des labels étudiés (règlement européen, certification publique, initiatives privées) et de leur portée : une seule ou plusieurs productions végétales, animales ou les deux, une mise en application au niveau régional, national ou international. Ceci fournit une première explication de la variété des façons dont la biodiversité et les pratiques pouvant l'impacter sont mentionnées dans les cahiers des charges.

Tableau 3-3. *Corpus de « cahiers des charges », documents utilisés pour relever les pratiques agricoles et les résultats attendus de biodiversité pour chaque label étudié.*

Label	Document
AOP Comté	Cahier des charges de l'appellation d'origine protégée « Comté », BO n°2017-38
BBC	Cahier des ressources Bleu-Blanc-Cœur, Le socle des référentiels (Ref CDR 51B, Date de création 26/12/2023 – Date de modification 22/08/2024 (lecture complémentaire des notices techniques bovin viande, œufs, lait de vache et poulet).
Label Rouge	Conditions de production communes relatives à la production en Label Rouge "Porc" (BO n°2017-31), "Volailles fermières de chair" (BO n°2022-33), et "Gros bovins de boucherie" (BO n°2024-13)
AB	Règlement (UE) 2013/848 du Parlement Européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) n° 834/2007 du Conseil
HVE	Certification environnementale des exploitations agricoles, plan de contrôle niveau 3, version 5 du 01/11/2023
RTRS	RTRS Standard for Responsible Soy Production version 4.0
N&P	Nature & Progrès, Cahier des charges Productions Végétales édition 2010
RSPO	RSPO, Principes et critères pour la production d'huile de palme durable 2018 + Bonnes pratiques de gestion sur tourbe
Rainforest Alliance	Norme pour l'agriculture durable de Rainforest Alliance, Exigences pour les exploitations agricoles, version 1.3 FR
Demeter	Production, Transformation et Étiquetage 2023, Cahier des charges français pour la certification de la marque déposée Demeter, ainsi que les marques associées.

Les plans de contrôle ainsi que les détails des listes limitatives de produits chimiques ou alimentaires autorisées n'ont pas été étudiés séparément et de manière approfondie, mais seront mentionnées dans l'analyse présentée ci-dessous lorsque le document principal y fait référence.

Une seconde explication de la façon dont le cahier des charges mentionne la biodiversité et les pratiques pouvant l'impacter réside dans la création du label lui-même, et sa prise en compte de cette problématique comme expliqué dans le chapitre 5 sur le design institutionnel des labels. Ainsi, tous les cahiers des charges étudiés font mention de la biodiversité pour leurs différentes déclinaisons (produits), sauf Label Rouge qui la mentionne dans des conditions de production communes à ses différents produits. Certains cahiers des charges, comme ceux de RTRS et Bleu-Blanc-Cœur, présentent des sections dédiées à la biodiversité ou à la préservation de l'environnement, dans lesquelles on retrouve des mesures écologiques allant le plus souvent vers une protection de la biodiversité séparée des activités agricoles. D'autres labels tels que HVE, AB, Demeter, Nature & Progrès, RSPO et Rainforest-Alliance explicitent des objectifs ou résultats attendus de biodiversité (Tableau 3-4).

Pour comparer les labels agricoles sur les obligations de moyens explicitement mentionnées dans les cahiers des charges, donc les pratiques agricoles pouvant avoir un impact sur la biodiversité, et dépasser les déclarations d'objectifs et de principes, nous nous sommes appuyés sur les sections dédiées aux pratiques de production végétale ou animale (Tableau 3-5). Elles représentent seulement une partie du contenu des cahiers des charges, qui spécifient pour la plupart

également les processus de transformation, les schémas de commercialisation, et parfois les modalités de contrôle si celles-ci ne font pas l'objet d'un document séparé.

Tableau 3-4. Sections des cahiers des charges où sont mentionnés les résultats attendus en termes de biodiversité par les labels étudiés.

Label	Section résultats attendus de biodiversité
AOP Comté	6.3. Lien causal entre l'aire géographique et la qualité ou les caractéristiques du produit : « la grande richesse floristique liée au milieu naturel de l'aire géographique est très favorable au développement de composés aromatiques dans les fromages. Cette diversité est préservée du fait de l'exploitation extensive des prairies par les éleveurs. »
BBC	Section # Les obligations de résultats (p14) : un ration oméga 6/ oméga 3 révèle une utilisation massive de maïs et de soja dans le cadre de monoculture et d'importation massive, ce qui dans les 2 cas nuit à la biodiversité et le respect des sols et figure page 8.
Label Rouge	Porcs : N/A Volailles : 3.3.2. Les caractéristiques d'image : "Ces critères concernent en particulier [...] l'insertion des élevages dans leur environnement". Bovins : N/A
AB	Chapitre II Objectifs et principes de la production biologique
HVE	Les résultats sur la biodiversité sont inclus dans les modalités de contrôle des indicateurs, au travers des modes de comptabilisation des points.
RTRS	Principe 4 Environmental Responsibility (4.4., 4.5.)
Nature & Progrès	Charte de la Fédération, III - Pour une agriculture paysanne et respectant les équilibres naturels
RSPO	"des Principes & Critères axés sur les résultats peuvent toujours être mises en œuvre en démontrant de manière plus explicite les liens existants entre l'ensemble des critères et les résultats attendus." (Préambule) Résultats "Écosystèmes préservés" attendus sur certains indicateurs selon la théorie du changement
Rainforest Alliance	Introduction - résultats à long terme du programme (agriculture, environnement)
Demeter	2.1 Principes de production

Tableau 3-5. Sections des cahiers des charges examinées.

Label	Section pratiques agricoles
AOP Comté	5.1. Production du lait
BBC	4. La santé animale (4.1 diversité et variété) 6. Santé des sols, des pollinisateurs et de la planète (tableau des engagements)
Label Rouge	Porcs : 5.2. Alimentation, 5.4. Naissance, 5.5. Post-sevrage et engraissement et 5.6. Conditions sanitaires d'élevage Volailles : 5.3. Alimentation des volailles et 5.4. Elevage Bovins : 5.3. Soins aux animaux et 5.4. Elevage
AB	Article 9 Règles de production générales, Article 11 Interdiction de l'utilisation d'OGM, Article 12 Règles applicables à la production végétale, Article 14 Règles applicables à la production animale, Article 18 Règles applicables à la production de vin Annexe II Règles de production détaillées
HVE	Modalités de contrôle des indicateurs biodiversité (4), stratégie phytosanitaire (5), gestion de la fertilisation (6), gestion de l'irrigation (7) et annexes.
RTRS	
Nature & Progrès	"La qualité de la démarche doit primer, en termes d'obligation de moyens, sur l'obligation de résultats." (Préambule) II. Origine des semences et plants ; III. Fertilisation IV. Lutte contre les parasites, maladies et adventices et annexes
RSPO	Principe 7 Protéger, conserver et améliorer les écosystèmes et l'environnement + Bonnes Pratiques Tourbe
Rainforest Alliance	Chapitre 4 : Agriculture Chapitre 6 : Environnement
Demeter	3.1 Composition et qualité des produits Demeter 5. Lutte contre les nuisibles 6. Production et annexes (Annexe 10 : Liste d'actions en faveur de la biodiversité)

3.1.2.2. Mesures présentes dans les cahiers des charges et criticité pour la certification

Les cahiers des charges couvrent un spectre hétérogène de mesures, les plus souvent mentionnées étant les pratiques de fertilisation et de lutte chimique contre les adventices, maladies et autres ravageurs.

Le règlement AB est celui qui couvre le plus de pratiques identifiées comme ayant un effet (positif) sur la biodiversité et qui les rend pour majorité obligatoires. Les cahiers des charges Demeter et Nature & Progrès prennent ce règlement pour point de départ et le précisent sur certains aspects. Néanmoins, au-delà des principes généraux et comme les autres labels, ce règlement AB n'inclut pas de mesures précises sur des aspects importants tels que la gestion de l'eau, les intercultures, le travail du sol ou la configuration du parcellaire par exemple.

Le cahier des charges de la certification nationale HVE, qui appréhende également un large spectre de pratiques bien que selon des modalités de compensation entre elles, ne donne, lui, pas d'indications sur les rotations, l'alimentation animale ou l'artificialisation des surfaces par exemple.

Dans les autres cahiers des charges étudiés, les mesures identifiées comme pouvant avoir un impact sur la biodiversité se concentrent sur un nombre limité de pratiques : la fertilisation et la conduite du pâturage pour l'AOP Comté ; l'agencement des parcours, l'origine et l'alimentation des animaux et leurs soins de santé pour les Label Rouge. Le label privé d'élevage Bleu-Blanc-Cœur se distingue des autres labels en privilégiant un objectif de résultat nutritionnel des produits alimentaires issus de l'élevage plutôt que des mesures précises sur les pratiques, faisant l'hypothèse d'un trio gagnant « pratiques agroécologiques + teneur en oméga 3 des produits + santé des consommateurs ».

Enfin, les documents d'orientation générale examinés pour les labels Rainforest Alliance, RSPO/CSPO et RTRS sont loin de couvrir l'ensemble des pratiques culturelles, même spécifiques à la culture cible.

Nous nous attachons dans la suite de cette partie à présenter de manière détaillée, par famille de pratiques et par pratique agricole, les mesures décrites dans les cahiers des charges étudiés. Nous considérons les règlements généraux, sachant que des dérogations sont possibles suivant les contextes locaux ou européens. Nous ajoutons à cette restitution des formulations exactes **une indication sur la criticité de chaque mesure : obligation (obl.)/interdiction (int.), ou simple recommandation (reco) non-obligatoire pour l'obtention de la certification**. Nous tâchons également de répondre aux questions suivantes : les cahiers des charges sont-ils plus ambitieux que la réglementation ? Et que la moyenne des pratiques agricoles conventionnelles ? Comment ?

Pour cette analyse nous nous appuyons non seulement sur les cahiers des charges, mais aussi sur des éléments factuels statistiques (enquêtes sur les pratiques culturelles), sans pouvoir aller aussi loin à cet égard que ce qui a été fait dans l'étude BiodivLabel pour la mise au point de l'indicateur BVI-AS d'impact sur la biodiversité (chapitre 4). Enfin nous considérons les politiques publiques s'appliquant directement aux pratiques agricoles pouvant avoir un impact sur la biodiversité, en complément de la réglementation Biodiversité *stricto sensu* présentée au chapitre 1.

Famille Allocation spatio-temporelle des terres

Pratiques de la sous-famille Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire (espace + temps)

Dans cette même catégorie ont été regroupées les pratiques de diversification et de rotation des cultures, ainsi que des pratiques de « configuration parcellaire », soit l'organisation spatiale des parcelles à l'échelle de l'exploitation. Ce choix a été fait pour la lisibilité des pratiques évoquées, qui ne sont pas clairement séparées au sein des cahiers des charges de production végétale, ni dans la réglementation (voir plus bas).

Tous les cahiers des charges exceptés trois spécialisés dans l'élevage (Label Rouge, AOP Comté, Bleu-Blanc Cœur évoquent des pratiques d'allocation des terres cultivées pour la production végétale, à la fois dans l'espace (diversité parcellaire) et dans le temps (rotation).

Pratiques de la sous-famille : Allocation des surfaces cultivées	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Cultures en sol vivant en lien avec le sous-sol et la roche-mère, sauf dérogations. (obl.) La production hydroponique est interdite. (int) Assurer une rotation appropriée des cultures (obl.) Légumineuses comme culture principale ou culture de couverture pour les cultures en rotation et d'autres cultures d'engrais verts. (obl.) Choix des espèces, des variétés et du matériel hétérogène pour prévention des nuisibles (reco)
Demeter	Maraîchages et légumes de plein champ : pas de cultures hors sol, sur substrats inertes et en conteneurs. (int) Rotation > 3 cultures différentes de > 2 familles botaniques différentes (obl.), et >20% de plantes améliorant la structure du sol (obl.), de préférence des légumineuses. (reco) 1/3 rotation maraîchage en engrais verts ou production fourragère, sauf fermes < 2 ha. (obl.) Rotation des cultures sur une même parcelle diversifiée, adaptée aux conditions locales, inclut des engrais verts si possible. (reco)
HVE	Points si surface cultivée en légumineuses (y compris en interrang) > 5% SAU. Maximum de points pour > 15% SAU. (reco) Légumineuses prises en compte : « protéagineux », « légumes secs », prairies artificielles, mélanges, prairies temporaires (< 5 ans) en mélange graminées-légumineuses. Légumineuses non prises en compte : graines récoltées en vert (flageolet, petit pois) ou gousses récoltées avant maturité (haricots verts et pois mangetout), gérées en interculture, cultivées pour l'huile, hors soja, prairies permanentes. Points si nombre d'espèces cultivées > 4 (> 5 si culture principale > 60% SAU). Maximum de points si nombre d'espèces > 10. (reco) Arboriculture, Maraîchage : points si > 2 variétés présentes par espèce. Maximum de points pour > 3 variétés par espèce. (reco) Vigne : points si > 2 clones présents sur l'exploitation. Maximum de points pour > 3 clones. (reco) Points si > 1 variété végétale menacée dans la région présente sur l'exploitation. Maximum de points pour 3 variétés menacées présentes sur l'exploitation. (reco) Points si surface de culture principale < 60% de la SAU (y compris prairies < 5 ans). Maximum de points pour < 20% SAU. (reco) Points si prairies permanentes + parcelles < 6 ha > 40% SAU. Maximum de points si > 80% SAU. (reco)
NP	Choix d'espèces et de variétés adaptées et programme de rotation prioritaires pour la lutte contre les parasites, les maladies et les adventices. (reco)
RF	Variétés sélectionnées sur la qualité, la productivité, la résistance aux ravageurs et aux maladies et adéquation au climat. (reco) Cultures intercalaires, rotation des cultures ou jachère : mesures prises entre les cycles de cultures contre ravageurs et maladies, et pour la santé des sols (inclut dans Document d'orientation H : Lutte Intégrée contre les Ravageurs) (reco)
RTRS	Plan de rotation pour éviter que le soja ne soit planté immédiatement au-dessus du soja et favoriser un intervalle de temps sur le même champ. (obl.) Ce plan doit tenir compte de l'adaptation aux conditions climatiques et agro-écologiques régionales spécifiques. (obl.) Rotation des cultures et culture de plantes fixatrices d'azote incluses dans les techniques de préservation de la qualité des sols (reco)
RSPO	Espèces invasives selon Global Invasive Species Database et CABl.org pas utilisées sans plans de prévention et de surveillance de propagation. (reco)
BBC	La santé du sol et de la planète avec des principes de production locale, de rotations longues, le respect de la diversité des productions. « Il n'y a pas de sol sain sans des rotations longues qui font la part belle aux céréales, aux oléagineux et particulièrement aux protéagineux » Engagement : Réduction des intrants grâce à des rotations plus longues

Au titre de la conditionnalité PAC 2015-2022, les critères de diversification étaient de 2 ou 3 cultures différentes selon la taille de l'exploitation, la culture la plus importante ne dépassant pas 75% de la surface arable, sauf jachère, prairie temporaire, ou culture de riz. Ces critères ont laissé place, au titre de la conditionnalité PAC 2023-2027, à la rotation des cultures (Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales BCAE 7)², qui impose deux critères cumulatifs à respecter :

² <https://agriculture.gouv.fr/la-conditionnalite-des-aides-pac>

- critère annuel : vérification que sur au moins 35 % de la surface en culture, la culture principale est différente de celle de l'année précédente OU qu'il y a eu implantation d'une culture secondaire (couvert hivernal présent du 15/11/n au 15/02/n+1) ;
- critère pluriannuel : à l'issue d'une période de 4 ans, vérification que chaque parcelle a eu une implantation d'au moins 2 cultures principales OU qu'il y a eu implantation d'une culture secondaire chaque année.

Est donc plus exigeant que la réglementation actuelle un cahier des charges qui impose des critères chiffrés pour le nombre de cultures présentes sur l'exploitation. Cela se traduit par une diversification des cultures sur la surface de l'exploitation (diversité en simultané), exprimée par exemple en nombre de variétés ou d'espèces cultivées nécessaires pour obtenir les points de la certification environnementale HVE (2 à 3 variétés par espèce pour les cultures pérennes et légumes, 4 à 10 espèces pour toutes les autres cultures, 60% maximum de la SAU pour la culture principale). Ou bien par une implantation de plus de deux cultures principales successivement sur une même parcelle (rotation), comme dans le cahier des charges Demeter qui impose 3 cultures différentes dans la rotation.

L'inclusion de légumineuses dans la rotation est mentionnée par les cahiers des charges Demeter, par une recommandation de 20% de la rotation. Une surface de 5 à 15% de légumineuses est valorisée par HVE et l'inclusion de légumineuses dans la rotation en AB est obligatoire.

Certains cahiers des charges fournissent des critères sur le choix des cultures à implanter soit en diversification soit en rotation :

- Rainforest Alliance : Les exigences de la variété utilisée ainsi que la diversification et les cultures intercalaires avec différentes profondeurs de racines et d'usages des sols sont prises en compte dans le système de culture des nouvelles plantations. Les conditions agronomiques, écologiques et géographiques sont prises en compte dans le système de culture des nouvelles plantations.
- Demeter : Les variétés à pollinisation ouverte (c'est-à-dire non hybrides F1), multipliées en agriculture biodynamique, devront être utilisées de préférence.
- AB : Cultures d'engrais verts et de légumineuses à court terme, et « recours à la diversité végétale ».
- Nature & Progrès, RTRS et RSPO font mention de plans de rotation peu détaillés, ou de plans de lutte intégrée contre les ravageurs, maladies ou adventices et y mentionnent la rotation comme une méthode servant à cet effet.
- BBC prône une diversification des sources alimentaires pour les animaux (4 familles : fourrages, légumineuses fourragères, graines oléagineuses et graines protéagineuses) au niveau local, celui-ci pouvant être national (pas/peu d'importation).

Il n'est pas mentionné dans les cahiers des charges que les rotations ne sont pas possibles dans toutes les cultures, notamment en cultures pérennes, les cultures associées / en inter-rang étant aussi susceptibles d'être comprises dans les plans de rotation si mis en place.

Par ailleurs, nous n'avons pas trouvé de données concernant les pratiques moyennes ou conventionnelles de rotation des cultures autres que le pourcentage de surface de la succession culturale sur 5 ans par grande culture (Enquête 2021 sur les Pratiques Culturelles en Grandes Cultures, Agreste³) qui n'indique pas la composition entière des rotations, sa durée moyenne, ou la surface totale concernée (Tableau 3-6).

³ <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2413/detail/>

Tableau 3-6. Pourcentage de surface de la succession culturale sur 5 ans par grande culture
(Enquête 2021 sur les Pratiques Culturelles en Grandes Cultures, Agreste⁴).

Successions culturales sur 5 ans (2013-2017)

Répartition, en %

Espèce	Part de surface
Céréales à paille - Oléagineux	28
Céréales à paille - Maïs	18
Autres rotations	10
Céréales à paille - Oléagineux - Maïs	10
Céréales à paille - Sarclées	5
Céréales à paille - Oléagineux - Sarclées	5
Céréales à paille - Oléagineux - Légumineuses	4
Monoculture Maïs	4
Céréales à paille - Maïs - Prairie	3
Céréales à paille - Prairie	3
Maïs - Prairie	2
Monoculture Céréales à paille	2
Céréales à paille - Maïs - Sarclées	2
Céréales à paille - Maïs - Légumineuses	2
Céréales à paille - Sarclées - Légumineuses	2
Céréales à paille - Oléagineux - Prairie	1
Maïs - Légumineuses	1

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturelles en grandes cultures 2017

Champ : rotations sur les 5 dernières années (2013-2017), hors canne et hors prairies permanentes

Note de lecture : sur 28 % de la superficie des grandes cultures enquêtées, la rotation des cultures de 2013 à 2017 a été constituée de céréales à paille-oléagineux.

Implantation des IAE/ESN

Ce point est difficile à traiter tant les définitions des éléments semi-naturels ou ESN divergent entre cahiers des charges, et aussi par manque de références dans les statistiques agricoles sur les pratiques moyennes d'implantation de ces ESN.

La conditionnalité des aides PAC établit au travers des BCAE 8 – Biodiversité⁴ des types d'éléments topographiques favorables à la biodiversité, considérés pour l'obtention de ces aides : haies, arbres, bosquets, mares et fossés, murs, bordures non-productives ; ainsi que des surfaces productives : jachères, cultures fixatrices d'azote, cultures dérobées, toutes sans traitements biocides. Les exigences des BCAE 8 portent sur la part minimale des terres arables dédiée à des IAE et jachères uniquement (4%) ou additionnées avec des cultures dérobées et/ou fixatrices d'azote sans biocide (7%, dont 3% pour IAE et jachères uniquement). On retrouve certains de ces éléments et d'autres dans les cahiers des charges : des arbres pour que les volailles puissent se percher ou les animaux s'abriter (LR, AB, Demeter), une surface d'eau pour les oiseaux aquatiques (AB), une surface de boue afin que les cerfs s'y roulent (AB)...

Les Infrastructures agroécologiques (IAE) prises en compte par la certification environnementale HVE sont celles listées dans la réglementation et regroupées en 4 familles : « aquatique », « herbager », « ligneux », et « rocheux ». L'obtention de points est conditionnée à la présence sur l'exploitation d'éléments appartenant à au moins 3 familles sur les 4 définies, cette diversité n'étant pas précisée dans la conditionnalité PAC. Pour les productions sous Label Rouge, on doit implanter des « aménagements naturels » qui correspondent aux éléments présents dans la conditionnalité PAC, avec

⁴ Voir Annexe 14 à la conditionnalité PAC FICHE TECHNIQUE Conditionnalité : BCAE 8 - la biodiversité : <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/135138> et fiche technique détaillée : https://isis.telepac.agriculture.gouv.fr/telepac/pdf/conditionnalite/2023/technique/Conditionnalite-2023_fiche-technique_BCAE8_biodiversite.pdf

l'obligation additionnelle d'implanter au minimum 20 arbres ou arbustes sur chaque parcours. Mais cette obligation ne concernant que la production de volailles, elle ne peut qualifier l'ensemble du label.

Pratique : Implantation des ESN	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Cervidés : Boue dans les enclos pour s'y rouler (obl.) Oiseaux aquatiques : accès à un cours d'eau, étang, lac ou mare (obl.) Pas d'enclos aménagés sur des sols humides ou marécageux. (int) Endroits ombragés pour les animaux vivant à l'extérieur. (obl.)
Demeter	10% de surface de biodiversité sur le domaine et les terrains directement adjacents, sinon plan détaillant la manière d'atteindre les 10%, avec calendrier précis (obl.) Zones « réserves de biodiversité » : Champs légèrement pâturés, surfaces boisées plantées (agroforesterie), surfaces boisées non utilisées et arbres isolés, chemins bordés d'arbres, forêts non exploitées, tournières, terrains semés de plantes annuelles ou pérennes laissées fleurir et monter en graine (hors culture principale, jachère, prairies non fauchées, clôtures, haies, bosquets, cours d'eau, étangs, zones humides, zones ripariennes, zones rudérales, tas de pierres, murs en pierres sèches, sentiers et chemins de terre, conservation d'espèces de plantes et d'animaux rares ou menacées d'extinction. Volailles : Perchoirs élevés adaptés, bacs de sable et zones ensoleillées, accès à l'eau adaptés pour oies et canards. (obl.) Parcours extérieurs pour jeunes oiseaux, poules pondeuses et autres volailles (obl.) Poules : > 40% de cultures pérennes sur la zone de parcours (buissons ou arbres). Cultures annuelles ou protection artificielle temporairement acceptées. Les canards doivent pouvoir barboter pour s'alimenter. (obl.)
HVE	IAE sur parcelle de l'exploitation, une terre arable, ou adjacents. (réglementation) sauf exploitations < 10 ha, ou surface en prairies temporaires ou jachère ou légumineuses > 75% des terres arables, ou surface en herbe ou riz supérieure > 75% SAU. Points si surface en IAE > 4% de la surface totale / en terres arables de l'exploitation pour être comptabilisée. Maximum de points > 10% points si > 3 familles d'IAE différentes sur l'exploitation (sans critère de surface ou de linéaire minimaux), parmi les types « aquatique », « herbager », « ligneux », « rocheux ». (rec)
NP	/
LR	Éléments naturels pour séparation des sites et "intégration paysagère compatible avec l'image fermière des volailles Label Rouge" (obl.) Entretien régulier de la végétation (reco)
Comté	/
RF	Amélioration des écosystèmes naturels à proximité des zones de cultures "pour augmenter les habitats des ennemis/auxiliaires naturels". Ex : insectariums, plantation d'arbres et d'arbustes attirant les oiseaux/chauves-souris/pollinisateurs, conversion des zones de basse altitude en petits étangs avec de la végétation, amélioration des zones ripariennes et de leur végétation. (reco) Barrières végétales non cultivées, zones de non-application ou autres pour éviter les contaminations par les pesticides vers d'autres zones (infrastructures et écosystèmes naturels terrestres et aquatiques). (reco)
Rainforest Alliance	Maintenir/restaurer des forêts, zones ripariennes et autres zones à haute valeur de conservation - HVC (obl.)
RTRS	Maintenir/restaurer des forêts, zones ripariennes et autres zones à haute valeur de conservation - HVC (obl.)
RSPO	Maintenir/restaurer des forêts, zones ripariennes et autres zones à haute valeur de conservation - HVC (obl.)
BBC	/

Le cahier des charges Demeter étend la liste des zones considérées comme « réserves de biodiversité », y incluant les prairies et champs « légèrement pâturés », les cours d'eau, étangs et zones humides, les ruines et les sentiers. Cet élargissement de la définition permet de relativiser l'obligation de 10% de surface en biodiversité présente dans ce cahier des charges, en comparant avec les exigences des BCAE 8. Toutefois, Demeter exige que cet objectif se doit d'être atteint à l'aide d'un plan de biodiversité détaillé. De plus, le cahier des charges Demeter précise, pour les poules, qu'au moins 40% de la surface dédiée à la production doit être recouverte uniformément d'arbres ou de buissons. La certification HVE comptabilise toute surface d'IAE supérieure à la réglementation, soit 4% de la surface totale de l'exploitation (ou des terres arables suivant le critère), le maximum de points étant attribué pour 10% de la surface totale de l'exploitation.

Enfin, trois certifications, Rainforest Alliance, RTRS et RSPO, rendent obligatoire la conservation des forêts, zones ripariennes et autres zones à haute valeur de conservation (HVC) pour la biodiversité et les peuples indigènes⁵¹¹. Nous mentionnons ces cas, bien qu'il ne s'agisse pas à proprement parler d'implantation des ESN.

Origine des animaux d'élevage et alimentation

Pour rappel, ces deux pratiques ont été classées dans la famille Allocation spatio-temporelles des terres. L'origine des animaux comme leur alimentation impliquent en effet des choix d'utilisation de la surface agricole de l'exploitation : (i) les jeunes animaux sont élevés sur l'exploitation ou proviennent d'autres exploitations qui ont utilisé leurs terres pour cet élevage ; (ii) l'alimentation provient de l'exploitation et détermine de fait l'assolement ou l'alimentation est achetée à l'extérieur et a donc été produite par d'autres terres agricoles.

Ces pratiques ont été analysées dans les cahiers des charges en examinant si l'origine géographique des aliments et des animaux, le mode de production des aliments, les matières premières et la composition de la ration, et enfin la quantité d'aliments étaient mentionnés. Il a été difficile de synthétiser cette matière au vu de la diversité des animaux d'élevage, des abeilles aux ruminants en passant par les porcs, les lapins et les volailles.

Tous les cahiers des charges qui concernent une production de produits animaux (6 au total : AB, Demeter, Label Rouge, HVE, AOP Comté, Bleu-Blanc-Cœur) abordent ces pratiques mais de façon plus ou moins exhaustive et approfondie.

A l'exception de HVE, une exigence ou une recommandation sur l'origine géographique des aliments est précisée dans tous les cahiers des charges : sous la forme d'un pourcentage d'aliments devant provenir de la ferme (Label Rouge, AOP Comté, AB, Demeter) ou d'une recommandation d'une origine locale, avec une appréciation large du terme (« =production française des fourrages » : Bleu-Blanc-Cœur). Par exemple, un minimum de 30% de l'alimentation des porcs AB doit provenir de l'exploitation agricole ou d'une autre exploitation biologique de la même région ; 50-70% de l'alimentation des animaux AB ou Demeter doit venir de l'exploitation ou d'une autre exploitation également certifiée. Un minimum de 80% de l'alimentation des volailles Label Rouge provient de l'exploitation, pâturage compris. Au moins 70% de la ration quotidienne des animaux sous AOP Comté est constituée de fourrages provenant de l'aire géographique. Bleu-Blanc-Cœur précise que le soja d'importation est à bannir.

Une exigence sur l'origine des animaux est mentionnée uniquement dans le cahier des charges AB avec une explicitation très détaillée des situations autorisées.

Concernant le mode de production des aliments, les OGM sont interdits dans 4 des 6 cahiers des charges examinés (AB, Demeter, Label Rouge, AOP Comté). Il est recommandé de les limiter dans le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur.

Les matières premières autorisées pour la ration sont données sous forme de liste - à l'exception du cahier des charges HVE - mais aussi de conditions pour lesquelles des aliments non produits selon les exigences du label peuvent être autorisés (AB). Des cahiers des charges limitent l'apport complémentaire d'aliment (abeilles, cervidés, lapins AB), encouragent des apports de nutriments spécifiques (Oméga-3 pour BBC) ou de fourrage (60% de la MS en AB, 75% en Demeter, un minimum de 50% à 100% de fourrages pour les ruminants dans BBC), et privilégient le pâturage (le repas pris en pâture représente au minimum la moitié de la ration quotidienne de fourrage grossier et zéro pâturage intégral sont interdits pour AOP Comté) ou encore interdisent des produits d'origine animale sauf produits laitiers et œufs (Demeter).

Les quantités d'aliments sont explicitées dans les cahiers des charges AOP Comté et Demeter.

Demeter : « Le fourrage doit être approprié et comprendre autant de fourrage grossier que possible (fourrages verts frais, par exemple pâture, foin, ensilage), pour représenter au moins 75% de matière sèche tout au long de l'année. En été, la majorité de l'alimentation doit être constituée de fourrages verts, de préférence d'herbe verte du pâturage ».

⁵ <https://www.hcvnetwork.org/hcv-approach>

	Pratique : Origine de l'alimentation	Pratique : Origine des animaux
Label	Résumé des mesures préconisées	Résumé des mesures préconisées
AB	Aliments biologiques principalement de l'exploitation ou de la région : Bovins, ovins, caprins, équins et cervidés : 60%, Lapins : 70%, Porcins : 30% (obl.) Abeilles : Cultures biologiques, flore spontanée ou cultures faiblement traitées 3 km autour du rucher. (obl.) OGM interdits. (int) Utilisation conditionnée des matières premières non-biologiques, additifs et auxiliaires technologiques (adaptées, origine naturelle, pas disponibles sous forme biologique) (obl.) Bovins, ovins, caprins, lapins, équins, cervidés : fourrages > 60% MS de la ration journalière. Pas de minimum pour porcins, volailles. Production laitière: > 50% pour trois mois maximum en début de lactation. (obl.) [Cervidés, Lapins] Complémentation autorisée uniquement lorsque l'herbe est insuffisante. (obl.) Abeilles : Réserves de miel et pollen "suffisantes pour l'hivernage" dans les ruches au terme de la saison de production. Si survie des colonies d'abeilles menacée, nourries au miel, pollen, sucre ou sirops de sucre biologiques. (reco) Préférence au lait maternel pour le sevrage pour une période minimale, composants de synthèse ou d'origine végétale interdits pendant cette période. (obl.) Pâturages non-biologiques en transhumance < 10% MS de la ration alimentaire annuelle totale.(obl.)	Animaux biologiques naissent et sont élevés dans des unités de production biologique. (obl.) OGM, clonage et élevage d'animaux polyploïdes interdits. (int) Tenue de registres ou documents justificatifs concernant l'origine des animaux. (obl.) Introduction d'animaux d'élevage non biologiques autorisée lorsque races menacées d'être perdues ou nouveau cheptel/troupeau, sous conditions. (reco) [Abeilles] 20% par an des reines et des essaims peuvent être remplacés par des reines et essaims non biologiques. (reco) Maximum de 10% du cheptel équins/bovins adultes et maximum de 20 % du cheptel porcins, ovins, caprins, lapins ou cervidés adultes peuvent être introduits. (reco) Prophylaxie fondée sur la sélection des races et des souches. (obl.) Préférence donnée aux races et souches autochtones. (reco) [Abeilles] Préférence à <i>Apis mellifera</i> et ses écotypes locaux. (reco) [Lapins] Races robustes adaptées aux conditions extérieures. (reco)
Demeter	Obligations agriculture biologique. (obl.) « Chaque ferme devrait s'efforcer d'accéder à l'autosuffisance. » (reco) Fourrage du domaine ou autre domaine Demeter > 50% (60% pour ruminants, équidés et camélidés, réduction possible pour élevages < 350 volailles) de l'alimentation (MS). (reco) 70% minimum d'origine Demeter pour porcs, ruminants, équidés, camélidés, volailles. (obl.) 30% maximum d'origine bio, 50% pour porcs et volailles si indisponibilité d'aliment Demeter. (obl.) Troupeaux nomades : > 2/3 du fourrage autoproduits et > 50% du fourrage du domaine. (obl.) Pâtures communautaires non conduites en conventionnel > 3 ans autorisées. (reco) Fourrage conventionnel uniquement en cas d'urgence. (reco) Abeilles : Zones de culture biodynamique, biologique et de flore spontanée à privilégier. (reco) Bovins, ovins, caprins, équidés : Fourrage > 75% MS tout au long de l'année. (obl.) Été : majorité de fourrages verts, préférence pâturage. (obl.) Hiver : autant de foin que possible (3 kg / vache / jour, et proportionnellement à la taille des ruminants). (reco) Porcins : Ration quotidienne de fourrages grossiers ou aliments ayant une forte teneur en eau (herbe ou betteraves). (obl.) Pas de ration annuelle uniquement en ensilage, sauf bovins viande (été : 1/3 de matière verte fraîche) (obl.) Céréales hybrides (sauf <i>Zea mays</i>) exclues des fourrages et aliments. (int) Pas de produits d'origine animale (sauf lait, produits laitiers, lactosérum et œufs), acides aminés isolés et sous-produits d'origine industrielle interdits.(int) Allaitement sans sources de protéines végétales ni huile de coco ou de palme. (int) Concentrés principalement de céréales et légumineuses. (reco) Abeilles : Miel et pollen de fleurs comme alimentation base. Si nourrir avec leur propre miel n'est pas possible, ajout de 10% de miel en poids par rapport au sucre. (obl.) Tisane de camomille et du sel à ajouter à l'alimentation des abeilles. (obl.)	/

	Pratique : Origine de l'alimentation	Pratique : Origine des animaux
	Utilisation de sucre interdite si nourrissage d'urgence nécessaire. (int) Substituts au pollen, nourrissage stimulant interdits. (int)	
HVE	/	Points si au moins 1 espèce ou race animale menacée élevée sur l'exploitation. Maximum de points pour 3 espèces animales menacées sur l'exploitation.(reco) Points si >2 espèces animales élevées sur l'exploitation (hors abeilles). Maximum de points pour > 4. (reco)
LR	> 80% minimum (dont pâturage) provient de l'exploitation. (obl.) Pas de produits dérivés de palme et palmiste, additifs technologiques, urée, origine animale (int) Matières premières d'origine végétale, produits laitiers et minéraux, vitamines et additifs autorisés. (reco) OGM interdit, sauf à hauteur de <0,9% (obl.)	Liste positive de races et de croisements autorisés, dont potentiellement "des races présentant un intérêt pour l'aménagement du territoire, dont la liste est fixée par arrêté". (reco)
AOP Comté	> 70% de la ration quotidienne constituée de fourrages provenant de l'aire géographique. (obl.) Vaches laitières : ration de base constituée de fourrages issus de l'aire géographique. (obl.) Apport de fourrages extérieurs à la zone AOP Comté en appoint pour les autres animaux du troupeau. (reco) Pâturage > 50% de la ration quotidienne de fourrage grossier. (obl.) Zéro pâturage intégral interdit. (int) Ensilage et aliments fermentés dont balles enrubbannées interdits. (int) Produits transgéniques interdits.(int) Mélange de concentrés avec fourrage grossier haché interdit. (int) Liste détaillée des matières premières autorisées et interdites pour l'alimentation complémentaire. (obl.) Apport complémentaire < 1800 kg/V.L./an en moyenne troupeau. (500kg / UGB génisse / an) (obl.)	Vaches Montbéliardes (type racial 46) ou vaches Simmental française (type racial 35) ou produits du croisement des deux races car adaptée aux conditions du milieu.
BBC	Production locale (= française des fourrages et des graines oléo protéagineuses) (reco) Autonomie protéique des filières Bleu-Blanc-Cœur. (reco) Réduction voire interdiction des tourteaux importés (reco) Des animaux bien nourris, avec des végétaux et graines produites localement, sans protéines d'import produiront des aliments avec un bilan environnemental amélioré. (reco) Huiles de palme, coprah et palmiste interdits(int) Matières grasses hydrogénées et/ ou saponifiées et les acides gras de synthèse interdits (obl) Additifs chimiques de synthèse (soude caustique, formol) interdits. (int) Produits d'origine animale (sauf produits laitiers interdits (int)	/

AOP Comté : « L'affouragement complémentaire en vert est limité à un seul repas quotidien en période de végétation, de sorte que le repas pris en pâture représente au minimum la moitié de la ration quotidienne de fourrage grossier. L'apport de tout aliment complémentaire (graines, farines, tourteaux, plantes déshydratées produites hors de l'exploitation, etc...) est plafonné en moyenne troupeau à un apport de 1 800 kg/V.L./an. La consommation annuelle du troupeau de génisses en aliments complémentaires est calculée selon un forfait de 500 kg par UGB génisse. En hiver, les animaux doivent recevoir autant de foin que possible (3 kg par animal et par jour pour les vaches, les petits ruminants en recevant moins, proportionnellement à leur taille). »

La mise en perspective avec les différentes réglementations afférentes à ces pratiques (listées ci-dessous) s'est avérée d'une part compliquée, car nécessitant la comparaison de listes catalogues à celles des cahiers des charges étudiés, et d'autre part peu pertinente car il n'existe pas à notre connaissance de réglementation sur l'origine géographique des animaux et des aliments ou encore sur les rations. Les cahiers des charges semblent de fait aller plus loin que la réglementation en vigueur sur l'alimentation animale, à l'exception du cahier des charges HVE.

Pratiques de la sous-famille Allocation des surfaces en herbe et parcours

Seul le cahier des charges de l'AOP Comté donne des détails sur le type de surface en herbe destinée à l'élevage. D'autres cahiers des charges précisent des surfaces de parcours, parfois en détaillant ses caractéristiques : « Parcours recouvert en majeure partie de végétation » (Label Rouge).

Pratiques de la sous-famille : Allocation des surfaces en herbe et parcours	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Surfaces minimales des espaces extérieurs respectées. (obl.) Accès permanent à des pâturages lorsque les conditions le permettent ou à des fourrages grossiers. (reco) Lapins : Parcours extérieur végétal (obl.), préférence aux pâturages (reco) Porcins : Aires d'exercice pour besoins naturels et foin. (obl.) Volailles : Accès continu au plein air pendant la journée (obl.), principalement couverts de végétation (reco) Plein air pendant au moins un 1/3 de la vie des volailles, sauf restrictions réglementaires. (obl.)
Demeter	Accès à la pâture, ou au moins accès à un parcours extérieur, et possibilité d'exercice si possible tous les jours en été et au minimum deux fois par semaine en hiver. Dérogations limitées concernant le logement et l'accès à l'extérieur en cas d'étable trop petite, de manque d'accès à un cours d'eau, un lac ou un étang pour les oiseaux aquatiques, de poulaillers ne répondant pas aux exigences, de parcours non enherbé pour les volailles ou d'absence de plantation / d'abri dans l'aire d'exercice. (reco) Parcours extérieur avec la possibilité de foin, partout où cela est possible. (reco) Oies et dindes ont besoin de pâturage pendant la phase de végétation. (reco) Volailles, minimum de parcours plein air : - poules pondeuses et reproductrices : > 4 m ² - volailles à l'engraissement : 1 m ² par kg de poids vif, > 4 m ² /animal, - 10 m ² /dinde et 5 m ² /canard - oies : 4 m ² de pâturage par kg de poids vif, > 15 m ² /oie - jeunes poules pondeuses et frères : 1 m ² / animal de pâturage
HVE	/
Label Rouge	Parcours ou volière obligatoire pour les volailles. (obl.) Parcours recouvert en majeure partie de végétation. (reco) Profondeur minimale du parcours : longueur totale du bâtiment avicole. (obl.) 2m ² de parcours / poulet minimum. Surface minimale du parcours définie pour chaque espèce. (obl.) 4m ² de parcours / volailles minimum, illimité pour "fermier élevé en liberté" (obl.) > 83 m ² / porc si "fermier élevé en plein air" (obl.) > ou égal à 250 m ² /porc si "fermier élevé en liberté" (obl.)
AOP Comté	> 1 ha / par vache laitière de superficie herbagère effectivement exploitée sur l'exploitation. (obl.) < 15 % de prairies ensemencées < 5 ans avec une seule légumineuse (pure ou avec graminée) sur la surface fourragère de l'exploitation. (obl.) Réimplantation des prairies avec des mélanges de longue durée : > 3 types d'espèces complémentaires : graminées de fauche, graminées de pâture, et légumineuses. (obl.)
BBC	Le retour de cultures traditionnelles telles que préconisées par Bleu-Blanc-Coeur (herbe, légumineuses, plantes oléagineuses...) a des effets très positifs sur la santé du sol, la lutte contre les maladies et se concrétisent par de meilleurs rendements de récolte et des emplois largement diminués d'intrants. (reco)

AOP Comté : « Les prairies ensemencées depuis moins de 5 ans avec une seule légumineuse, pure ou associée avec une seule graminée sont autorisées sur un maximum de 15% de la surface fourragère de l'exploitation. Pour la réimplantation des autres prairies, il est obligatoire d'utiliser des mélanges de longue durée associant au minimum 3 types d'espèces complémentaires : graminées de fauche, graminées de pâture, et légumineuses ».

Les mentions du niveau de chargement sont traitées par la suite dans le paragraphe relatif à la pratique « Récolte/pâturage ».

Famille Ajouts d'organismes

Couverture du sol

Nous nous concentrons ici sur la couverture du sol, majeure pour la biodiversité. La plupart des cahiers des charges étudiés ne la mentionnent pas, le reste ne précisant pas les durées, périodes, ou surfaces de couverture.

Pratique : Semis/plantation de cultures, rubrique couverture du sol	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Cultures d'engrais verts et de légumineuses à court terme, et recours à la diversité végétale
Demeter	Les variétés à pollinisation ouverte (c'est-à-dire non hybrides F1), multipliées en agriculture biodynamique, devront être utilisées de préférence.
HVE	Sols couverts si culture d'automne + hiver + prairie (temporaire ou permanente), ou couvert végétal implanté (CIPAN ou culture dérobée sans fertilisation minérale), ou repousses de colza, de céréales (< 20 % des surfaces en interculture longue), ou légumineuses mélangées, ou cannes de maïs grain ou sorgho grain, broyées et enfouies. Cultures de pleine terre : - Durée de couverture réglementaire, adaptée dans les DOM. (obl.) - Points si SAU couverte en période d'interculture longue > 6 ou 8 semaines (zone vulnérable), hors cultures pérennes (reco) - Hors zone vulnérable, points pour semaines de couvert au-delà du 30 novembre. (reco) - Pas de discontinuité dans le couvert, succession de différents couverts autorisés admise. (reco) - Points si > 75 % de la SAU hors cultures pérennes couverte pendant > 7 semaines (ou 9 semaines en zone vulnérable). - Socle obligatoire (6 semaines ou durée réglementaire PAN/PAR) sur 100 % de la surface concernée. Maximum de points si 100% SAU couverte > 10 semaines (12 semaines en zone vulnérable). Viticulture, arboriculture, horticulture-pépinière : - Points si couvert végétal sur l'ensemble de la campagne évaluée. (reco) - Points si > 50% SAU en couvert permanent. Maximum de points si 100% SAU en couvert permanent. (reco)
NP	/
LR	Aménagements naturels (arbres, haies, arbustes, bosquets, etc.) implantés à l'extérieur des bâtiments. (obl.) Chaque parcours (hors volière) avec espaces arborés, 20 arbres ou arbustes minimum. (obl.) Porcs : Présence impérative d'un couvert végétal permanent sur les parcs (obl.)
Comté	/
RF	Sol de la zone de production "n'est pas laissé à nu" (obl.) Sol protégé par cultures de couverture, résidus de cultures ou pailis. (reco) Prise en compte dans le système de culture des nouvelles plantations (reco): - Diversification et cultures intercalaires avec différentes profondeurs de racines et d'usages des sols - Conditions agronomiques, écologiques et géographiques - Densité de plantation
RTRS	Maintien de couverture permanente du sol inclus dans les techniques de lutte contre l'érosion des sols (reco). Pendant l'intervalle entre deux cultures de soja, une deuxième culture ou un pâturage doit être cultivé ou, au moins, la terre doit être laissée en jachère ou sous couvert végétal à des fins de régénération. (obl.)
RSPO	/
BBC	/

Le vocabulaire employé pour cette pratique est peu précis : « le sol n'est pas laissé à nu » pour Rainforest Alliance, RTRS recommande le « maintien d'une couverture permanente » mise en œuvre de manière « appropriée » - cependant la présence d'une couverture végétale entre deux cultures de soja est mentionnée comme obligatoire ; les conditions de production communes aux Label Rouge porcins indiquent que « la présence permanente d'un couvert végétal sur les parcs est impérative », notable dans le contexte d'une production animale. La certification environnementale HVE attribue des points à une durée plus longue (de 7 à 10 semaines) ou une période plus étendue de couverture (au-delà du 30 novembre) sur une surface supérieure à 75% de la SAU de l'exploitation. Le plan de contrôle HVE précise également le type de couverts comptabilisé pour obtenir les points de l'indicateur « Biodiversité », plus précis que la conditionnalité PAC, Rainforest Alliance est aligné à la réglementation en mentionnant les « cultures de couverture, résidus de culture, pailis ».

La réglementation BCAA6 – Couverture des sols⁶ concerne l'ensemble des agriculteurs (métropole et DOM) bénéficiaires des aides soumises à la conditionnalité de la PAC, et impose une durée de couverture de six semaines au choix de l'exploitant (huit semaines en zones vulnérables aux nitrates), et une période de couverture entre le 1er septembre et le 30 novembre. Les types de couverts autorisés sont les couverts semés, repousses, mulchs, cannes ou chaumes du précédent cultural. Les pratiques conventionnelles de couverture du sol dépendent énormément de la culture concernée (Tableau 3-7).

Tableau 3-7. Pourcentage de surface avec couverture du sol par grande culture
(Enquête 2021 sur les Pratiques Culturelles en Grandes Cultures, Agreste⁷).

Couverture du sol en hiver 2020-2021 (plusieurs réponses possibles)

Part de surface, en %

Espèce	Repousses du précédent	Couvert d'interculture semé non exploité	Culture dérobée (dont culture intermédiaire à vocation énergétique - CIVE)	Mulch mort apporté (paillage, copeaux de bois, bois raméal fragmenté - BRP)	Aucun couverture - sol nu
Tournesol	39	35	3	8	25
Pois protéagineux	38	68	1	1	10
Maïs fourrage	15	33	33	1	24
Maïs grain	16	37	6	12	35
Betterave sucrière	21	89	4	1	4
Pomme de terre	17	75	2	1	15
Féverole	32	63	ns	1	16
Soja	22	21	4	17	42
Lin fibre	14	87	1	2	5
Lin Oléagineux	35	44	3	4	20
Orge de printemps	36	56	2	3	23
Avoine de printemps	43	42	4	2	22
Sorgho	33	28	5	9	32
Mélange de céréales avec protéagineux	41	30	7	6	24

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturelles en grandes cultures 2021

Champ : parcelles semées à partir du 1er février 2021

Note de lecture : 39 % des surfaces de tournesol semées au printemps 2021 étaient couvertes par des repousses du précédent lors de l'hiver 2020-2021.

Famille Ajouts de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires

Fertilisation

Tous les cahiers des charges agricoles étudiés sauf celui de Bleu-Blanc-Cœur (qui évoque seulement la « Réduction des intrants grâce à des rotations plus longues ») traitent de la pratique de fertilisation, principalement de l'apport d'engrais azotés sous une forme minérale ou organique. Les restrictions portent sur l'apport de fertilisation totale, la fertilisation minérale, ou bien sur les relations entre l'usage des effluents d'élevage, la taille du cheptel et les surfaces pâturées.

Certains cahiers des charges imposent des limitations :

- 1) Limitation de la quantité des effluents d'élevage épandus à 170 kg N/ha de SAU en toutes zones et non seulement en zone vulnérable (ZN) (exemple : cahier des charges bio) ;
- 2) Limitation de l'utilisation d'engrais minéraux : le modèle de production biologique décliné dans AB, Demeter et Nature & Progrès interdit toute fertilisation azotée minérale ;
- 3) Limitation de la quantité totale d'azote apportée. Par exemple AOP Comté impose une limite de 50 U N/ha/an pour les « surfaces fourragères » qui regroupent les surfaces herbagères temporaires, les prairies et pâturages permanents, les légumineuses fourragères, etc., l'ensilage étant interdit par ce cahier des charges. La limite est donc potentiellement contraignante, car inférieure à la pratique moyenne conventionnelle de 63 U N minéral / ha

⁶ PAC 2023-2027 ANNEXE 12 BCAA 6 La couverture des sols

⁷ <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2413/detail/>

/ an pour les prairies temporaires⁸. Demeter impose une limite de 112 kg N/ha/an en grandes cultures, sachant que les engrais minéraux sont interdits (règlement bio), c'est donc une limite sur les engrais organiques. La moyenne des pratiques conventionnelles observées en France pour l'apport d'azote en grandes cultures est de 40 kg N organique/ha/an, généralement compensée par l'apport de N minéral⁹. La limite se rapporterait donc à une moyenne, contraignante pour les grandes cultures gourmandes en fertilisation organique, et superflue pour celles qui le sont moins.

Pratique : fertilisation	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Effluents d'élevage bio : max. 170 kg N/an/ha de SAU (obl.) Engrais minéraux azotés interdits. (int.)
HVE	Surfaces non fertilisées > 5% de la SAU (reco) Bilan azoté < 90 ou 50 kg N/ha, selon méthode de calcul et OTEX (reco) Engrais organique > 25% de la quantité d'azote apportée (reco) Matériel pour engrais à libération lente (reco)
AOP Comté	Azote total < 120 U N/ha/an. (obl.) Fumure minérale moyenne < 50 U N/ha de surface fourragère. (obl.) Epannage sur herbe rase (obl.) de matières organiques compostées (reco) venant de la zone AOP « Comté » (obl.) Max 3 épandages parcelle par an. (obl.)
Label Rouge	"Chaque éleveur doit pouvoir potentiellement épandre sur les surfaces de son exploitation au moins 40% des effluents de son élevage de porcs Label Rouge." (reco)
Demeter	Base de fertilisation biologique. (obl.) Apport d'azote différencié (obl.) : Grandes cultures < 112 kg N/ha/an et < 43 kg P/ha/an, Maraîchage (< 40 ha) < 170 kg N/ha/an, Cultures pérennes < 96 kg N/ha/an, Viticulture < 50 kg N/ha/an (moy sur 3 ans), Cultures pérennes (sub-)tropicales < 170 kg N/ha/an. Limites sur la quantité d'engrais achetés < 40 kg N/ha/an et < 20 kg P/ha/an. Compost et fumier prioritaires et peu de digestat (reco). Si digestat, doit être bio (obl.) "L'intensité de la fertilisation doit être adaptée au lieu et aux conditions climatiques." (obl.)
Nature & Progrès	Azote total < 140 U N/ha/an (obl.) Liste exhaustive des fertilisants autorisés et interdits (obl.) Apport exclusif d'N lent en période estivale et automnale pour cultures sensibles (obl.) Aucun engrais azoté d'origine minérale (int.) Assemblages NPK-NP-NK (organiques et minéraux) autorisés. (reco) Limite de 40-50 U d'N rapide /ha sous conditions. (reco) Oligo-éléments peuvent être utilisés au sol, en foliaire et en poudrage (reco). Priorité aux fournisseurs Nature & Progrès et/ou engrais bio (reco). Compostage des engrais (reco).
Rainforest Alliance	"Les producteurs optimisent l'utilisation des engrais organiques et inorganiques." (reco) Priorité aux engrais produits sur l'exploitation (reco). Fumier composté (obl.)
RSPO	Instructions précises pour remédier aux carences dans les bonnes pratiques sur les plantations en milieux de tourbe : quantités, périodes, fréquences, modalités d'apport. (reco) Minimiser l'utilisation d'engrais inorganiques. (reco)
RTRS	"Les engrais sont utilisés conformément aux recommandations professionnelles". (reco) Fertilisation équilibrée/raisonnée et agriculture de précision. (reco)
BBC	/

8 Source : Enquête pratiques culturales en grandes cultures et prairies 2017, Agreste (2020). https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2009/cd2020-9%20PK%20_GC2017b.pdf

9 Source : <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2413/detail/>

Le cahier des charges AB et celui de Demeter par conséquence, ainsi que le Label Rouge Porc, lient fertilisation et intensité du mode d'élevage, car ils conditionnent la taille du troupeau et/ou des surfaces pâturées en donnant des limites sur les effluents d'élevage - par exemple le Label Rouge Porc recommande que « Chaque éleveur doit pouvoir potentiellement épandre sur les surfaces de son exploitation au moins 40% des effluents de son élevage de porcs Label Rouge ».

L'origine géographique des fertilisants est évoquée dans les cahiers des charges AB, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté et Rainforest Alliance, qui privilégient l'épandage d'engrais locaux, voire produits sur l'exploitation.

Gestion chimique des adventices, maladies et ravageurs

Tous les cahiers des charges agricoles abordent la question de la lutte chimique contre les adventices, maladies et ravageurs, exceptés les cahiers des charges Label Rouge porcs, volailles et bovins et celui du label Bleu-Blanc-Cœur qui l'évoque très indirectement au travers « des sols sains favorisant les pratiques agroécologiques avec des rotations longues et des assolements larges sont moins sujets aux risques phytosanitaires ».

Pratique : Lutte chimique contre les adventices, ravageurs, et maladies	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Priorité aux mesures préventives biologiques (sauf OGM, obl.), physiques, sélection végétale, pratiques culturales ou de gestion (reco). Substances actives autorisées inscrites sur liste limitative (obl.) pour pesticide, nettoyage et désinfection, y compris en apiculture. Utilisation de produits de synthèse si « essentielle pour lutter contre un organisme nuisible » sans alternative efficace (obl.). Rodenticides et phéromones à utiliser dans des pièges ou dispositifs limitant leur diffusion dans l'environnement (obl.).
HVE	Quantité de traitements chimiques acceptable différenciée en fonction des cultures : - Grandes cultures, prairies temporaires, cultures pérennes : points attribués si IFT exploitation < valeur plafond (Pf) de la région ou du bassin viticole. Note maximale si IFT inférieur ou égal à la valeur plancher (Pc). (reco) - Horticulture : Points accumulés si kg de substances actives (SA)/an < valeur plafond (Vpf) par culture horticole et assolement. Max pour SA < valeur plancher (Vpc). (reco) - Prairie permanente : autorisation pour une seule dose par an sur une surface donnée. Toxicité : Aucun produit CMR 1, sauf dérogation (obl.). Points en plus si aucun produit suspecté nocif - CMR 2. (reco) Points si surface traitée < 95% SAU totale de l'exploitation. Max si surface traitée < 5% de la surface totale. (reco). Pas de traitements phytosanitaires (y compris biocontrôle) sur IAE (obl.). Pas de destruction chimique des couverts en viticulture, arboriculture, horticulture-pépinière (int.).
AOP Comté	Tous traitements interdits pendant le mois précédant la récolte. (obl.) Autorisation de produits pour le nettoyage, la désinfection ou le rinçage. (reco) Pas de graisses à traire avec antiseptiques ou composés odorants, pas de pré-trempage avec désinfectant des trayons (int.)
Label Rouge	/
Demeter	Conditions bio à respecter (obl.) Priorité aux mesures prophylactiques. (reco) "La perte occasionnelle de colonies [d'abeilles] particulièrement sujettes à l'attaque d'insectes ou aux maladies doit être vue comme une sélection naturelle nécessaire." (reco) Liste limitative additionnelle des substances (pesticides, nettoyants, désinfectants) autorisées, interdites (int.) et recommandées (reco). Les produits de nettoyage recommandés ne doivent pas être décelables dans le produit final. (obl.) Pas de traitement sur les semences et plants de pomme de terre et de cultures pérennes, y compris après récolte et lors du stockage. (obl.)
Nature & Progrès	Liste d'insecticides, acaricides, répulsifs naturels, fongicides, désinfectants autorisés et interdits. (obl.) Utilisation de métaldéhyde (molluscide), pyrèthroïdes (insecticides), et phéromones seulement dans des pièges. (obl.) Utilisation de produits d'entretien Nature & Progrès (reco). Utilisation d'insecticides végétaux (pyrèthre) en fumigation antifongique ou du cuivre comme fongicide. (reco)
Rainforest Alliance	Stratégie de prévention, de suivi et d'intervention basée sur les données de suivi des ravageurs, d'effectivité des mesures préventives, et d'application de pesticides. (obl.) Réduire l'usage de pesticides. (obl.)

	Listes de produits pour utilisation exceptionnelle, atténuation des risques, interdits et obsolètes. (obl.) Application de produits chimiques autorisée lorsque des niveaux seuils de ravageurs sont atteints.(reco) Suivi des ingrédients actifs/ha/an ou cycle de culture. (obl.) Respect du dosage indiqué (label, recommandations officielles). (reco) Alternance des ingrédients actifs pour éviter et réduire la résistance. (obl.) Utilisation des équipements calibrés et des techniques appropriées (obl.) Applications sélectives uniquement sur plantes et zones impactées.(obl.) Pulvérisations programmées en fonction des conditions météorologiques, celles sur calendrier sont évitées (reco) Utilisation des produits avec la plus basse toxicité et la plus haute sélectivité. (obl.) Achat de pesticides homologués. (obl.)
RSPO	Conformité avec le plan de lutte intégrée contre les parasites. (obl.) Utilisation minimum de pesticides, éliminés si possible (reco) Pas d'utilisation prophylactique de pesticides, sauf circonstances exceptionnelles. (obl.) Pulvérisation aérienne interdite, sauf circonstances exceptionnelles. (int.) Priorisation des produits et méthodes spécifiques au ravageur, à la mauvaise herbe ou à la maladie cible (reco) Toxicité : Pas de pesticides 1A ou 1B sauf circonstances exceptionnelles, diligence raisonnable, ou autorisation des autorités. (int.)
RTRS	Suivi du volume, nombre d'applications et toxicité des pesticides utilisés par hectare avec objectifs de réduction des produits potentiellement nocifs (reco) Plan de gestion intégrée des risques prévoyant le recours à des contrôles chimiques sélectifs. (reco) Rotation des ingrédients actifs afin de prévenir la résistance. (obl.) Utilisation de produits chimiques conforme aux législations et recommandations professionnelles ou du fabricant. (obl.) Epannage aérien de pesticides en évitant l'impact sur les zones habitées. (reco) Pas d'épannage aérien de pesticides classés Ia, Ib et II par l'OMS à moins de 500 m de zones habitées ou de masses d'eau. (obl.) « Les méthodes d'application des produits agrochimiques utilisées réduisent au minimum les effets néfastes sur la santé humaine, la faune et la flore, la biodiversité végétale [...] » (reco) Utilisation de produits agrochimiques originaux, authentiques, et homologués localement. (obl.) Pas de produits répertoriés dans les conventions de Stockholm et de Rotterdam (ex. paraquat et carbofuran). (int.) « Les producteurs sont encouragés à envisager l'utilisation de produits biologiques. » (reco) Minimisation de la dérive encouragée (reco)
BBC	/

Concernant la lutte chimique, un cahier des charges est considéré plus exigeant que la réglementation française s'il :

- limite explicitement le nombre de substances actives par rapport à la liste autorisée à l'échelle française¹⁰ dans le cadre des pratiques agricoles conventionnelles (exemple du cahier des charges Nature & Progrès listant explicitement les substances autorisées),
- ou limite la quantité totale de ces substances¹¹ en deçà des doses de référence (exemple de la valeur plafond utilisée par le plan de contrôle HVE dans le calcul de la quantité de substances actives appliquées),
- ou exclut toute substance suspectée d'être cancérogène, mutagène ou reprotoxique (CMR2)¹² (exemple de comptabilisation par HVE pour l'obtention du maximum de points)

Le dispositif français « certiphyto » oblige toutefois au suivi des recommandations présentes sur les étiquettes et au contrôle du matériel d'épandage. La valorisation de la présence de matériel pouvant diminuer les effets de pollution (matériel anti-dérive – HVE) est donc additionnelle à la réglementation française. Par ailleurs, un cahier des charges

¹⁰ C'est-à-dire à la fois inscrites sur la liste positive de l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011 qui répertorie les substances actives qui peuvent entrer dans la composition des préparations phytopharmaceutiques commercialisées sur le territoire de l'Union européenne, et autorisées à la mise sur le marché français par l'ANSES.

¹¹ Les doses maximales autorisées, le mode d'application, ainsi que le type de surface et la cible pour chaque produit sont précisées dans l'Autorisation de Mise sur le Marché (AMM) délivrée par l'ANSES. Le non-respect de l'AMM est sanctionné dans le cadre de la conditionnalité des aides de la PAC.

¹² « Actuellement, la réglementation européenne prévoit l'exclusion des substances phytopharmaceutiques classées CMR (cancérogène, mutagène ou toxique pour la reproduction) de catégorie 1. Concernant l'ensemble des produits et notamment ceux qui contiennent une substance CMR de catégorie 2, une évaluation des risques est conduite avant la mise sur le marché. » Source : <https://www.anses.fr/fr/content/encadrement-des-pesticides-en-agriculture>

obligeant l'utilisation de pesticides à être encadrée par un plan de gestion intégrée des maladies, ravageurs et adventices (exemple de la RSPO et de sa mention des plans de lutte intégrée contre les parasites) est plus ambitieux que le cadre réglementaire actuel obligeant les utilisateurs de pesticides à la simple tenue d'un cahier d'enregistrement, d'autant plus si des objectifs de réduction des pesticides y sont présents.

Par exemple HVE impose la limite de la surface totale traitée à 95% de la SAU totale de l'exploitation pour être comptabilisée, et la fréquence de traitement (IFT) doit être en deçà de la valeur plafond de la région, si possible en deçà de la valeur plancher fixée pour obtenir le maximum de points. Suivant le type de culture, ces limites peuvent être plus ou moins ambitieuses par rapport aux pratiques conventionnelles moyennes de traitement avec pesticides.

Travail du sol

Peu de cahiers des charges mentionnent les pratiques de travail du sol, et ils le font de manière peu détaillée : mention du semis direct et de travail superficiel dans HVE, du non-labour et du travail en courbes de niveau dans RTRS. L'essentiel des mentions de ces pratiques est constitué de recommandations générales pour la préservation de la fertilité des sols, l'accroissement de la matière organique, la lutte contre l'érosion, ou l'économie d'eau.

Pratique : Travail du sol	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	"Les pratiques de travail du sol et culturales préservent ou accroissent la matière organique du sol, améliorent la stabilité du sol et sa biodiversité, et empêchent son tassement et son érosion." (reco)
Demeter	/
HVE	Semis direct et techniques culturales simplifiées avec travail superficiel du sol, comptabilisés comme pratiques agronomiques permettant d'économiser la ressource en eau. (reco)
NP	/
RF	/
RTRS	> 20 % de la surface productive sans labour. (obl.) Planifier la mise en œuvre progressive du zéro labour dans le temps. (reco) Agriculture de conservation des sols incluse dans les techniques de préservation de la qualité des sols (reco) Travail du sol sans labour ou en courbes de niveau inclus dans les techniques de lutte contre l'érosion des sols (reco)
RSPO	/
BBC	/

Le travail du sol est donc principalement traité selon des objectifs de résultats et non d'obligations de moyens précis (profondeur du travail, etc.), à l'exception de l'obligation mentionnée dans le cahier des charges RTRS d'un minimum de 20% de la surface exploitée devant l'être sans recours au labour. A titre de comparaison, la dernière enquête sur les pratiques conventionnelles en grandes cultures en 2021 fait la distinction entre travail du sol profond/léger et comptabilise les moyennes de nombres de passages mécaniques sur une parcelle donnée (Tableau 3-8).

Tableau 3-8. Pourcentage de surface avec différentes options de travail du sol par grande culture
(Enquête 2021 sur les Pratiques Culturelles en Grandes Cultures, Agreste)¹³.

Interventions mécaniques

Part de surface, en %

Espèce	Nombre de passages mécaniques	Travail superficiel du sol de moins de 8 cm	Travail superficiel du sol entre 8 et 15 cm	Travail profond du sol à plus de 15 cm sans retournement
Blé tendre	4,4	78	40	13
Blé dur	4,7	85	34	23
Triticale	4,2	83	34	11
Colza	4,9	87	45	21
Tournesol	6,9	93	39	25
Pois protéagineux	6,0	87	38	11
Maïs fourrage	6,5	87	48	24
Maïs grain	6,6	91	40	24
Betterave sucrière	7,8	93	48	20
Pomme de terre	7,9	77	61	42
Féverole	4,8	71	36	18
Soja	7,2	91	37	32
Lin fibre	8,7	93	49	15
Lin Oléagineux	5,4	88	32	16
Orge de printemps	5,9	89	36	15
Orge d'hiver	4,8	88	40	12
Avoine de printemps	5,7	83	35	10
Avoine d'hiver	4,7	85	35	12
Sorgho	6,5	88	44	33
Mélange de céréales avec protéagineux	5,4	90	28	19

Source : SSP - Agreste - Enquête Pratiques culturelles en grandes cultures 2021

Note de lecture : pour le blé tendre, il y a eu en moyenne 4,4 passages mécaniques ; 78 % de la surface a bénéficié d'un travail superficiel de sol de moins de 8 cm.

Soins de santé des animaux et traitements sanitaires en élevage

Les cahiers des charges ont été examinés en regard de leur logique d'intervention sanitaire, comprenant pour les animaux les fréquences d'administration autorisées et les types de traitements interdits, et en-dehors des animaux les traitements autorisés en élevage pour désinfecter les locaux, gérer les déjections, etc.

Seuls 3 cahiers des charges sur les 6 traitant de l'élevage mentionnent des pratiques liées aux soins des animaux : AB, Demeter et Label Rouge. Les cahiers des charges Label Rouge restent cependant succincts par rapport aux deux autres en mentionnant seulement une limite des traitements aux interventions curatives et des traitements limités à la maîtrise de la reproduction possibles mais sous la responsabilité d'un vétérinaire.

Les cahiers des charges AB et Demeter mettent en avant les mesures préventives et imposent des restrictions à l'utilisation de médicaments allopathiques (si ces derniers s'avèrent nécessaires). Ils donnent la priorité aux traitements phyto-thérapeutiques ou homéopathiques, aux additifs nutritionnels et matières premières sous condition d'effet thérapeutique réel (AB). Ils interdisent l'usage de substances allopathiques qui auraient comme objectifs de stimuler la production. Demeter interdit explicitement l'utilisation d'Ivermectine et de Doramectine contre les parasites intestinaux. Ce faisant, ils ciblent bien les substances dont on a démontré les impacts négatifs sur la biodiversité (cf. section 3.1.1.8).

Le cahier des ressources de Bleu-Blanc-Cœur encourage à réduire l'usage des produits vétérinaires sur l'hypothèse en nourrissant mieux les animaux, il y a moins de maladies.

Concernant les autres traitements, seuls les cahiers des charges AB et Label Rouge explicitent des pratiques. Pour l'aération, le nettoyage, la désinfection des bâtiments (élevage, stockage), les enclos, les équipements, etc., le cahier

¹³ <https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2413/detail/>

des charges AB donne une liste limitative des produits, tandis que les Conditions de Production Communes Label Rouge précisent une fréquence d'une fois par an minimum pour le nettoyage des bâtiments. En AB, la destruction du couvain contre l'infestation par le *Varroa destructor* ne doit pas utiliser de répulsif chimique pendant l'extraction du miel mais de la vapeur ou une flamme directe autorisés pour la désinfection des ruchers.

Pratiques : Soins de santé des animaux et traitements sanitaires en élevage	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Traitement immédiat des animaux malades ou blessés. (obl.) < 3 traitements vétérinaires allopathiques chimiques de synthèse (y compris antibiotiques et hors traitements obligatoires) sur 12 mois. (obl.) < 1 traitement si cycle de vie productive < 1 an. (obl.) Prophylaxie fondée sur la sélection des espèces et races, une densité de peuplement adéquate, un logement adapté. (reco) Préférence aux produits phytothérapeutiques et homéopathiques, aux matières premières d'origine minérale pour aliments ou aux additifs nutritionnels si effet thérapeutique réel sur l'espèce et l'affection cibles. (reco) Médicaments vétérinaires allopathiques chimiques de synthèse, y compris antibiotiques et immunologiques, autorisés sous conditions strictes si recours inapproprié à des produits phytothérapeutiques ou homéopathiques. (reco) Restrictions de traitements et temps d'attente définies. (obl.) Pas de médicaments vétérinaires allopathiques chimiques de synthèse en préventif. (int.) Stimulateurs de croissance ou de production (y compris antibiotiques, coccidiostatiques) et hormones ou substances de maîtrise de la reproduction interdites. (int) Nettoyage et désinfection des locaux, enclos, équipement et ustensiles en prévention d'infections. (reco) Abeilles : Vapeur ou flamme directe pour désinfection autorisées. Produits et substances de nettoyage et de désinfection inscrits sur des listes limitatives. (obl.) Volailles : Surface suffisante pour la récolte des déjections. (reco) Enlèvement fréquent des excréments, urine et nourriture non consommée ou dispersée pour éviter les nuisibles. (reco)
Demeter	Obligations agriculture biologique (obl.) Traitement prescrit par un vétérinaire et documenté peut s'éloigner des recommandations de ce cahier des charges de manière à trouver la meilleure solution pour la santé de l'animal, la gestion des résistances et les aspects environnementaux. (reco) Remèdes vétérinaires allopathiques : temps d'attente légal doublé (> 48 h si aucun temps d'attente). Antibiotiques, sulfamides, anticoccidiens, hormones, composés de synthèse et produits pharmaceutiques interdits comme additifs alimentaires. (int) Pas de traitements systématiques et/ou prophylactiques avec médicaments allopathiques de synthèse, antibiotiques, vermifuges, sauf réglementaires. (int) Pas de composés organophosphorés et traitements hormonaux pour synchroniser les chaleurs ou augmenter la production. (int) Bovidés, camélidés, équidés, cervidés, truies : < 2 cycles de traitements antibiotiques par an. (obl.) Recours seulement en cas d'extrême urgence. (reco) Améliorer la résilience du troupeau par programme de sélection. (reco) Ectoparasites : Ivermectine et Doramectine contre myiases ou gale < 1 traitement / an / animal. Pas de traitement du troupeau entier. (obl.) Ivermectine et Doramectine interdites pour parasites internes sauf douve du foie et oestrus ovins < 3 / an. (obl.) Voie orale à privilégier. Application externe ou injection en dernier recours sous l'autorité d'un vétérinaire. (reco) Pyréthroïdes uniquement en application locale (pas d'immersion complète) contre tiques, mouches des cornes, dermatobia, etc. (obl.) Spinosad autorisé contre poux et/ou myiases chez moutons et chèvres. (reco) Anthelminthiques (vermifuges) uniquement si présence des parasites et conjointement à un régime approprié de pâturage dans des prés sains. (obl.) Traitement de la totalité du troupeau autorisé. (reco) Si épidémie chez les volailles, petits animaux et porcs à l'engraissement, tout le cheptel peut être traité. (reco)
LR	Traitement antibiotique en curatif uniquement. (obl.) Bovins : Traitements limités à la maîtrise de la reproduction, sous la responsabilité d'un vétérinaire. (obl.) Pas de traitements chimiques de synthèse sur effluents d'élevage sauf désodorisants. (int) Pas d'agents d'ensilage chimique pour la réalisation de l'ensilage. (int) Bovins : Stalles et logettes doivent être propres et sèches, propreté correcte des animaux en toute saison, en bâtiment comme à l'extérieur. (obl.) Bovins : Eau visuellement propre, sans excréments, claire et régulièrement renouvelée, aération, vidage et nettoyage des bâtiments approfondies 1/an minimum. (obl.)
HVE	/
Comté	/
BBC	/

Famille Prélèvement/destruction de biomasse/organismes

Récolte / Pâturage

Pratique : Récolte / Pâturage	
Label	Résumé des mesures préconisées
AB	Récolte d'espèces végétales sauvages sans "compromettre la stabilité de l'habitat naturel ni la préservation des espèces dans les zones naturelles, les forêts et les surfaces agricoles où elles poussent spontanément" (reco) Densité de peuplement appropriée : le nombre d'unités de bétail équivalant à la limite d'effluents d'élevage. (obl.) Destruction des abeilles dans les rayons interdite en tant que méthode associée à la récolte de produits de l'apiculture (int) - Abeilles : Rayons contenant des couvains pas utilisés pour l'extraction du miel (obl.) - Bovins, ovins, caprins, équins, cervidés, lapins : Accès aux pâturages pour brouter à chaque fois que les conditions le permettent (reco) Utilisation maximale des pâturages, selon la disponibilité des pacages pendant les différentes périodes de l'année. (reco) Dérogation d'accès à des espaces de plein air pendant les mois d'hiver si les installations d'hivernage permettent aux animaux de se mouvoir librement (reco) - Cervidés : Pendant la période de végétation, le pâturage naturel est garanti dans l'enclos (obl.) - Volailles : A la fin de chaque cycle d'élevage, les parcours restent vides pour que la végétation puisse repousser (obl.) Les animaux biologiques peuvent paître sur des terres domaniales ou communales, des animaux non biologiques peuvent utiliser des pâturages biologiques pendant une période limitée chaque année. Pas de présence des animaux biologiques et non-biologiques en même temps sur les terres. (obl.)
Demeter	Taux de chargement maximal < 2 UGB/ha, correspondant à 1,4 unités de fumure/ha. [Grandes cultures] 10 – 40 ha : taux de chargement > 0,1 UGB/ha, > 40 ha : taux de chargement > 0,2 UGB/ha. [Marâchage / horticulture] 10 – 20 ha : taux de chargement > 0,1 UGB/ha (à partir de 2032), 20-40 ha : taux de chargement > 0,1 UGB/ha (à partir de 2027), > 40 ha : taux de chargement > 0,2 UGB/ha. [Polyculture] taux de chargement > 0,2 UGB/ha. Parcours avec une zone extérieure (zone de pâturage) non couvert, recouvert d'un matériau grattable et absorbant l'humidité, protège le pâturage près du bâtiment d'élevage d'un apport de fumier trop important. Oies et canards : abri suffisant pour le pâturage. (reco) Bovins : Accès à la pâture pendant l'été ou à un parcours extérieur toute l'année garanti, sauf dérogation. (obl.)
HVE	Limitation de la densité de peuplement comptabilisée comme pratique agronomique permettant d'économiser la ressource en eau. (reco)
LR	Bovins : moyenne annuelle de 0,30 ha de prairie par UGB, 4 UGB/ha de SFP maximum chargement < 2UGB/ha de SFP si appellation "fermier" Alternance entre pâture et stabulation pendant toute la durée de l'élevage (2 cycles annuels pour un bovin de 28 mois). Porcs : accès au parcours au plus tard à l'âge de 17 semaines, 5 mois/an minimum
Comté	Productivité laitière des surfaces consacrées à l'affouragement du troupeau laitier plafonnée au niveau de la meilleure campagne de 2008/2009 à 2012/2013 + 10%. (obl.) Productivité < 4 600 litres de lait par an, par hectare de surface fourragère et potentiellement fourragère. (obl.) Chargement du cheptel laitier < 1,3 UGB/ha de surface fourragère. (obl.) Pâture après la fonte de la neige et dès que la portance des sols le permet, aussi longtemps que les conditions climatiques, de portance et de présence d'herbe le permettent. (obl.) Tout pâturage ou fauche interdite < 1 mois après épandage de fertilisant organique et < 3 semaines après épandage de fumure minérale. (obl.)
BBC	/

Quatre des 6 cahiers des charges traitant des pratiques d'élevage mentionnent des niveaux de chargement à respecter (AB, Demeter, Label Rouge, AOP Comté). Le niveau de chargement est très détaillé par type de production dans le cahier des charges Demeter, chiffré pour les CPC Label Rouge et AOP Comté, et reste à préciser pour AB. Demeter donne un chargement, *minima*, à respecter. AOP Comté développe une approche originale basée sur la production de litres de lait par an et par ha.

Exemple AOP Comté : « La productivité laitière des surfaces consacrées à l'affouragement du troupeau laitier est plafonnée pour chaque exploitation au niveau qu'elle a atteint lors de la meilleure campagne de 2008/2009 à 2012/2013, augmenté de 10%. Dans tous les cas cette productivité ne pourra pas dépasser 4 600 litres de lait par an, par hectare de surface fourragère et potentiellement fourragère. »

La période de prélèvement (accès à la pâture) est précisée par AB, Demeter, Label Rouge, AOP Comté.

Le type de prélèvement est précisé dans l'AOP Comté avec l'interdiction de l'ensilage tandis qu'il est seulement limité dans Demeter. Le cahier des charges AB explicite le type de prélèvement du miel.

La réglementation n'impose pas de taux de chargement en dehors du chargement minimum pour être éligible aux aides PAC si la surface est majoritairement ligneuse (SPL), mais pas si la surface pastorale est herbacée (SPH)¹⁴ ; du taux de chargement conditionnant les aides reçues au titre d'indemnités compensatoires de handicaps naturels (ICHN)¹⁵ ; et des taux de chargement pour accéder aux aides MAEC.

En ayant des exigences sur les taux de chargement, Demeter, Label Rouge et l'AOP Comté vont donc plus loin que la réglementation.

3.1.3. Croisement entre exigences des certifications agricoles et connaissances scientifiques

3.1.3.1. Ambition des cahiers des charges agricoles sur les 8 pratiques favorables à la biodiversité avec fort niveau de confiance

Le Tableau 3-9 récapitule les 8 modalités de pratiques agricoles identifiées par l'analyse de la littérature scientifique (voir section 3.1.1) comme favorables à la biodiversité avec un niveau de confiance fort (PFF).

Tableau 3-9. Les 8 Pratiques agricoles Favorables à la biodiversité avec confiance Forte (PFF) issues de l'analyse de la littérature scientifique de la section 3.1.1 de ce rapport.

Famille de pratiques	Pratiques favorables à confiance forte (PFF)
Allocation spatio-temporelle des terres	Intégration d'éléments semi-naturels
	Rotations diversifiées
	Présence de prairies vs cultures
Ajout de facteurs physiques et chimiques	Réduction du travail du sol
	Absence de pesticides ou insecticides de synthèse
	Fertilisation organique
Ajout d'organismes	Couverture des sols
	Cultures associées

Dans cette section, nous confrontons ces 8 modalités de pratiques aux formulations des cahiers des charges des labels pour chacune de ces pratiques. Pour chaque modalité, l'analyse de la littérature ou de la réglementation fournit la référence pour déterminer le niveau d'« ambition » fort ou faible des mesures présentes dans les cahiers des charges.

Intégration d'éléments semi-naturels

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Intégration d'éléments semi-naturels	Forte	Surface minimale dédiée aux IAE/ESN dans la SAU > 4% (en lien avec les BCAA 8 -biodiversité)	HVE, Demeter, Rainforest Alliance	AB, Nature & Progrès, AOP Comté, Bleu-Blanc-Coeur
	Faible	Nombre d'éléments (arbres) représentant un pourcentage de la SAU < 4% + politiques conservatoires HVC	Label Rouge, RTRS, RSPO,	

¹⁴ https://isis1.telepac.agriculture.gouv.fr/telepac/pdf/tas/2023/Dossier-PAC-2023_guide-admissibilite.pdf

¹⁵ <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000047434091/>

L'intégration d'éléments semi-naturels, comme les autres méthodes de diversification des modes de production agricoles à l'échelle de la parcelle ou du paysage, est une pratique **absente de la plupart des cahiers des charges** malgré le consensus dans la littérature scientifique sur l'importance de ces espaces pour la disponibilité de refuges ou d'abris et de ressources diversifiées pour la biodiversité sauvage, ainsi que pour leur impact sur le microclimat. Les labels étudiés se concentrent principalement sur les surfaces productives, à l'exception de quelques dispositions offrant la possibilité ou obligeant les exploitants agricoles à intégrer des surfaces non-productives **allant au-delà de la conditionnalité PAC (BCAE 8 – biodiversité)**. Celle-ci oblige à dédier 4% de la SAU à des surfaces de biodiversité pour percevoir les aides européennes.

C'est le cas pour les labels **Demeter, HVE et Rainforest Alliance**. Les cahiers des charges Demeter et HVE définissent précisément les éléments pouvant rentrer dans les comptabilisations respectives des 10% de zones de biodiversité et de 4 à 10% d'infrastructures agroécologiques (HVE), tandis que celui de Rainforest Alliance mentionne un couvert végétal naturel permanent sur a minima 10% de l'exploitation (principalement de cultures pérennes). Au vu du consensus de la littérature scientifique et de leur mieux-disant par rapport aux pratiques conventionnelles réglementées, ces cahiers des charges ont donc été jugés favorables à la biodiversité avec une forte ambition sur l'intégration d'éléments semi-naturels. Le cahier des charges HVE décrit également précisément les exigences par rapport aux IAE. Il est jugé ambitieux car il attribue des points si l'exploitant va au-delà des 4% de la surface de l'exploitation, définie par la réglementation BCAE ou s'il diversifie les familles d'IAE. Cependant, il ne rend pas ces mesures obligatoires puisqu'elles sont attribuées sous la forme de points.

Le nombre d'arbres sur parcours spécifié dans le cahier des charges Label Rouge volailles a été qualifié comme correspondant à une ambition faible.

Enfin, comme spécifié précédemment, trois certifications, Rainforest Alliance, RTRS et RSPO, adoptent des politiques strictes de conservation des forêts et des zones à haute valeur de conservation (HVC) pour la biodiversité et les peuples indigènes^{16[1]}. Nous mentionnons ces mesures ici car elles participent à la protection, au sein de surfaces agricoles, des éléments semi-naturels et écosystèmes particuliers déjà présents. Rainforest Alliance interdit toute déforestation depuis 2014, limitant la conversion de forêts à 1% de la surface totale ou 10 hectares, et impose la conservation de végétation naturelle sur les exploitations. RTRS impose un moratoire de conversion depuis 2016 pour les terres naturelles, en protégeant les forêts natives, la végétation riparienne et d'autres zones écologiquement sensibles, et en exigeant une évaluation pour toute expansion. RSPO, depuis 2005, interdit toute déforestation des forêts primaires et des zones essentielles pour les HVC et exige une évaluation préalable pour tout nouveau défrichement depuis 2018, accompagnée d'un plan de gestion pour préserver ces zones. Toutes trois insistent sur des évaluations rigoureuses et une gestion intégrée pour la protection des écosystèmes à long terme. L'ambition de Rainforest Alliance a été qualifiée au-dessus de forte ; pour RTRS et RSPO, nous suggérons que la qualification soit celle d'une ambition faible dans la mesure où il s'agit de conservation mais pas d'implantation.

Rotations diversifiées

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Rotations diversifiées	Forte	Critères de diversification des rotations des cultures : nombre minimum d'espèces et de familles botaniques (a minima BCAE 7 – rotation de deux cultures)	Demeter	HVE, AOP Comté, Label Rouge, RSPO,
	Faible	Mise en place de rotations des cultures	Nature & Progrès, AB, Rainforest Alliance, RTRS, Bleu-Blanc-Cœur	

16 <https://www.hcvnetwork.org/hcv-approach>

Les rotations des cultures dans le temps sont mentionnées par **peu de cahiers des charges** au regard de leur importance pour la biodiversité, tout comme les autres méthodes de diversification des modes de production agricoles à l'échelle de la parcelle ou du paysage, et rarement de façon ambitieuse vis-à-vis des rotations communément pratiquées. Le consensus de la littérature est que la mise en place de rotations lorsque celles-ci n'existent pas, ou des rotations plus diversifiées que celles déjà présentes ont des effets positifs sur la biodiversité, du sol notamment. C'est donc cette distinction que nous utilisons pour distinguer une ambition faible (mise en place) ou forte (diversification) des cahiers des charges qui mentionnent cette pratique.

Mise en place de rotations : faible ambition

Nous n'avons pas d'assurance que des programmes de rotation existent avant la certification dans les productions internationales de soja suivant le cahier des charges RTRS. La mise en place d'un plan de rotation « pour éviter que le soja ne soit planté immédiatement après le soja et favoriser un intervalle de temps sur le même champ » peut donc être vu comme un bénéfice pour la biodiversité dans des contextes de monoproductions. C'est toutefois une exigence minimale dont la formulation ne permet pas d'assurer qu'une véritable rotation (même peu diversifiée) soit mise en place. Par ailleurs, nous mentionnions en section 3.1.2 que les productions en cultures pérennes peuvent aussi être soumises à un plan de rotation si elles incorporent d'autres cultures sur la même surface. C'est donc le cas du cahier des charges Rainforest Alliance, certifiant principalement des cultures tropicales (cacao, café) à l'international. La simple mention sans spécification du nombre de cultures ou d'espèces se succédant, de durée, ni de surface de rotations pour lutter contre ravageurs et maladies des sols ne suffit donc pas à qualifier ce cahier des charges de fortement ambitieux pour la biodiversité sur ce point. La mention présente dans le cahier des charges Productions Végétales du label Nature & Progrès, de mise en place d'un programme de rotation sans plus de détails (idem : pas de nombre de cultures, de durée ou de surface précisées) apparaît comme une ambition relativement faible au vu des exigences existant par ailleurs pour la majorité des cultures certifiables par ce cahier des charges, notamment celles éligibles aux aides européennes de la conditionnalité PAC. Pour l'AB¹⁷, en maraîchage dans le règlement français, il est exigé de pratiquer des rotations avec au moins trois cultures différentes, bien que des exceptions soient permises pour des cultures spécifiques ainsi que pour les engrais verts (cultures qui sont plantées et ensuite réincorporées dans le sol). En revanche, pour les grandes cultures, les règles concernant les obligations de rotation dans ces systèmes ne sont pas clairement énoncées, ni dans le règlement européen, ni dans son interprétation nationale. La flexibilité réglementaire nécessaire pour incorporer la diversité des systèmes en grandes cultures, notamment les mélanges de cultures (méteils) peut expliquer ce manque de précision. Au final, nous qualifions ce label de faiblement ambitieux sur les rotations diversifiées vis-à-vis de la biodiversité. Pour Bleu-Blanc-Cœur, le cahier des ressources fait référence aux rotations longues, sans préciser l'échelle de l'exploitation.

Diversification des rotations : forte ambition

Nous avons vu dans la section 3.1.2 les deux critères complémentaires, annuel et pluriannuel, existant pour la conditionnalité PAC dans les BCAA 7 – rotation, qui obligent à minima les agriculteurs souhaitant recevoir les aides européennes à implanter sur chaque parcelle deux cultures principales différentes en l'espace de 4 ans, avec 35% de la surface totale cultivée devant être implantée d'une culture différente chaque année (Figure 3-32).

La réglementation européenne précise donc un **nombre de cultures, une durée et une surface minimale** pour la mise en place d'une rotation des cultures, critère que nous prenons pour seuil minimum d'une ambition forte vis-à-vis de la biodiversité. Le cahier des charges **Demeter impose un critère de diversification des rotations** des cultures sur une même parcelle entre 3 cultures différentes et deux familles botaniques au minimum, dont des légumineuses. On peut supposer que par usage cette rotation est annuelle, bien que cette information sur la durée de rotation soit manquante dans le cahier des charges. Ce label a donc été considéré comme fortement ambitieux sur la pratique de rotation diversifiées des cultures.

17 <https://www.inao.gouv.fr/Nos-actualites/Guide-de-lecture-en-agriculture-biologique>

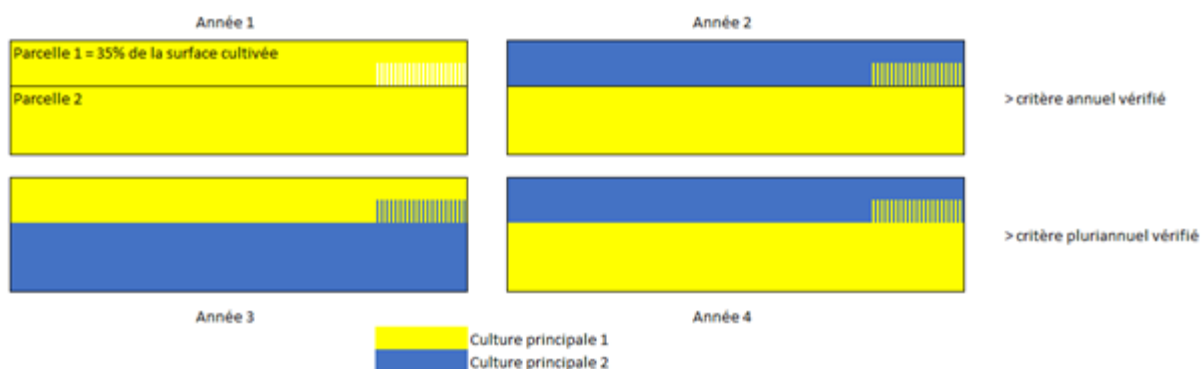


Figure 3-32. Illustration de la vérification a minima des critères annuel et pluriannuel des BCAA 7 – rotation, obligatoires pour le versement des aides relevant de la conditionnalité PAC.

Présence de prairies versus cultures

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Présence de prairies vs cultures	Forte	Surface avérée en prairies, majorité de pâturage local (quantité / durée) et/ou de fourrages herbacés locaux pour l'alimentation du bétail, taux de chargement ou rythme de fauche adapté aux potentialités du milieu	Nature & Progrès (bovins), AOP Comté, Demeter, AB, Bleu-Blanc-Cœur	HVE, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO
	Faible	Surface potentielle en prairies / surface herbagère locale par animal	Label Rouge (bovins)	

Selon l'analyse de la littérature scientifique présentée en section 3.1.1, les prairies sont plus favorables à la biodiversité que des surfaces cultivées. L'enjeu est donc d'évaluer si les cahiers des charges privilégient ou non ces surfaces pour l'alimentation de leurs troupeaux. Nous prenons également en compte un autre critère de la qualité de ces prairies : l'intensité des activités, fauche ou pâturage, qui s'y déroulent. Les cahiers des charges ambitieux sont donc ceux qui privilégient en majorité (quantité et/ou durée) le pâturage local ou l'alimentation du bétail avec des fourrages herbacés locaux, tout en limitant l'intensité de ces activités, par un taux de chargement animal et/ou un rythme de fauche adaptés aux potentialités du milieu.

La surface en prairies, concernant essentiellement les élevages bovins, est peu souvent mentionnée telle quelle dans les cahiers des charges, à l'exception de ceux de l'AOP Comté (**obligation minimale d'un ha / par vache laitière de superficie herbagère** effectivement exploitée sur l'exploitation) et du Label Rouge Gros bovins (**valeur cible d'une moyenne annuelle de 0,30 ha de prairie par UGB**).

Si les zones enherbées, légèrement pâturées ou fauchées, peuvent être comptées dans les 10% minimum de **zones « réserves de biodiversité »** dans le cahier des charges Demeter, ce n'est pas suffisant pour garantir leur présence effective. Par ailleurs, les mentions **d'accès au pâturage** font supposer la présence de prairies, mais ne garantissent pas une proportion minimale de surfaces en herbe dans le total des surfaces de l'exploitation agricole pour obtenir la certification. Par exemple, dans le règlement AB : « *les systèmes d'élevage reposent sur une utilisation maximale des pâturages, selon la disponibilité des pacages pendant les différentes périodes de l'année* », et dans le cahier des charges Nature & Progrès : « *les animaux doivent avoir accès à des espaces en plein air recouverts de végétation (prairies temporaires ou permanentes, parcours naturels, landes, alpages et estives...)* [...] *Ils doivent impérativement être conduits au pâturage au minimum 5 mois par an.* ».

De plus, un système fourrager peut comprendre des surfaces en herbe ou autres plantes herbacées, fauchées ou pâturées, ou bien d'autres cultures destinées à l'alimentation animale (betteraves, céréales...). Les « **surfaces fourragères** » ne concernent donc pas nécessairement uniquement la surface effectivement enherbée sur l'exploitation ou utilisée par celle-ci. Le cahier des charges AOP Comté apporte une information sur la part que les prairies temporaires

représentent dans le total des surfaces fourragères, avec l'obligation d'un maximum de 15 % de prairies ensencées récemment (< 5 ans) avec une seule légumineuse (pure ou avec graminée) sur la surface fourragère de l'exploitation. Le **taux de chargement** (ou densité de peuplement pour la bio) indique le nombre d'animaux, mesurés en UGB - unités de gros bétail, par « hectare de surfaces agricoles » (règlement AB), « sur la surface totale en production » (Demeter) ou par « surface fourragère principale (SFP)¹⁸ » (Nature & Progrès, Label Rouge Bovins, AOP Comté). L'unité n'étant alors pas uniquement celle de la surface en prairies, elle ne permet pas de caractériser la surface en herbe sur l'exploitation, même en connaissant la population du cheptel.

Sans cette information sur la surface en prairies, et pour pouvoir appréhender les mesures des cahiers des charges concernant la présence de prairies exploitées par l'opérateur labellisé (sur l'exploitation ou non), nous nous référons donc à l'apport en herbe pour l'alimentation des animaux élevés, et la provenance de cette herbe (impact favorable sur la biodiversité, locale ou non).

À l'origine désignant toute alimentation animale, le terme « fourrage » désigne régulièrement le seul apport en herbe ou plantes herbacées (grossier, frais, séché) dans l'alimentation animale. Par exemple, dans le règlement AB : « *Les animaux d'élevage, à l'exception des porcins, des volailles et des abeilles, bénéficient d'un accès permanent à des pâturages lorsque les conditions le permettent ou à des fourrages grossiers* ». Si les définitions du fourrage correspondent à cet apport et que les cahiers des charges donnent des précisions sur l'origine de celui-ci, nous pouvons utiliser le taux de fourrage local (en pourcentage de la matière sèche - % MS) comme approximation de la surface en prairies de l'exploitation labellisée, et la proportion de fourrage dans l'alimentation des animaux comme approximation de l'ensemble des surfaces en herbe mobilisées pour l'élevage labellisé pour **confirmer la présence de prairies soutenant le système d'élevage** (Tableau 3-10).

En obligeant à une surface minimale en prairie par animal, les labels AOP Comté et Label Rouge Bovins fournissent les informations les plus précises pour pouvoir affirmer la présence de prairies pour ces modes de production, en tant que pratique favorable pour la biodiversité. Cependant le niveau requis pour Label Rouge Bovins correspond à une ambition faible. La présence de prairies est également confirmée pour les cahiers des charges de l'agriculture biologique, avec un minimum de 35% de fourrages produits sur la ferme (50% des aliments produits sur la ferme, dont 70% de fourrages) pour Nature & Progrès Bovins, et de respectivement 36% et 45% de fourrages provenant de l'exploitation ou de la région pour AB et Demeter. L'impact sur la biodiversité du reste de l'alimentation des animaux élevés est incertain. Il est possible que la complémentation de ces minima en fourrages se fasse grâce à l'achat de fourrages produits en dehors de la ferme ou de la région, provenant potentiellement de surfaces enherbées et favorables à la biodiversité, ou de cultures fourragères annuelles dont l'impact sera lié aux pratiques culturales mises en place. Au-delà de l'import de fourrage extérieur à la ferme, la possibilité d'un pâturage sur d'autres surfaces enherbées (terres domaniales ou communales, transhumance) que celles de l'exploitation est mentionnée dans les cahiers des charges AB et Demeter (sous réserve que ces terres ne soient pas traitées ou fertilisées). Au final, les trois labels d'agriculture biologique et AOP Comté sont considérés d'ambition forte. Pour le label Bleu-Blanc-Cœur, il est requis pour les animaux ruminants, un minimum de 50% à 100% de fourrages dans la ration accompagné d'un objectif de résultats nutritionnels sur le produit animal (oméga 3) et qui être qualifié d'ambition forte (et non-obligatoire). Le cahier des charges HVE décrit les types de prairies mais n'indique pas la surface nécessaire par animal.

Il est à noter que les différents types de prairies (temporaires, permanentes, naturelles) ne sont pas équivalents à l'égard de la biodiversité. Dans l'analyse de la littérature scientifique présentée en section 3.1.1, les bénéfices pour la biodiversité de la comparaison entre prairies et cultures valent surtout pour les surfaces toujours en herbe, soit des « prairies naturelles » (i.e. non retournées ou traitées). Nous n'avons pas pu tenir compte de ces distinctions faute de précisions dans la majorité des cahiers des charges.

¹⁸ Surface Fourragère Principale (SFP) : ensemble des surfaces présentes dans le dossier PAC, destinées à la production de plantes fourragères dont les parties végétatives sont consommées à l'état frais ou conservé, par des herbivores. Ces surfaces comprennent strictement : le maïs ensilage, les légumineuses fourragères non destinées à la déshydratation, les fourrages, les surfaces herbacées temporaires, les prairies et pâturages permanents [...]. Par conséquent, si l'agriculteur sème une céréale pour la récolter en grain, il la déclarera bien en céréale et cette dernière ne comptera pas dans le calcul de la SFP. En revanche, s'il la récolte en vert, il devra la déclarer en Fourrage Annuel (FA) et cette dernière sera bien intégrée dans le calcul de la SFP. (Source: DRAAF Auvergne-Rhône-Alpes, https://draaf.auvergne-rhone-alpes.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/ANNEXE-15_definitions_utiles_cle8656e9.pdf)

Tableau 3-10. Composition, origine et proportion de fourrages dans l'alimentation des animaux élevés suivant les cahiers des charges des labels étudiés.

Label	% de fourrages dans la ration	Origine des fourrages	Composition des fourrages
AB	Fourrages > 60% MS de la ration journalière. Pas de minimum pour porcins, volailles.	Exploitation / région : min 60%, sauf pour porcins (min 30%) Pâturages non-biologiques en transhumance < 10% MS de la ration alimentaire annuelle totale.	Fourrages grossiers, frais, séchés ou ensilés
Demeter	Bovins, ovins, caprins, équidés : Fourrage > 75% MS tout au long de l'année. (obl.) Hiver : 3 kg de foin / vache / jour, et proportionnellement à la taille des ruminants.	Obligations agriculture biologique + Fourrage du domaine ou autre domaine Demeter > 50% MS (60% pour ruminants, équidés et camélidés, réduction possible pour élevages < 350 volailles). 30% maximum d'origine bio, 50% pour porcins et volailles si indisponibilité d'aliment Demeter. (obl.). Troupeaux nomades : > 2/3 du fourrage autoproduit et > 50% du fourrage du domaine. (obl.) Pâtures communautaires autorisées.	Été : majorité de fourrages verts, préférence pâturage . (obl.) Hiver : autant de foin que possible. Porcins : Ration quotidienne de fourrages grossiers ou aliments ayant une forte teneur en eau (herbe ou betteraves). (obl.)
Nature & Progrès Bovins	Fourrages > 70% MS de la ration journalière	> 50% MS produit sur la ferme , le reste provenant localement de fermes Nature & Progrès, Demeter, Bio Cohérence ou AB.	Prairies permanentes et temporaires
Label Rouge Bovins		> 80% minimum (dont pâturage) provient de l'exploitation. (obl.)	
AOP Comté	> 70% de la ration quotidienne est constituée de fourrages provenant de l'aire géographique. (obl.)		Pâturage > 50% de la ration quotidienne de fourrage grossier . (obl.)
Bleu-Blanc-Cœur	50% à 100% de fourrages dans la ration	Production locale (= française)	

Réduction du travail du sol

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Réduction du travail du sol	Forte	Pourcentage de surface productive sans labour. Plan vers le zéro labour et agriculture de conservation des sols	RTRS	AB, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO, Bleu-Blanc-Coeur
	Faible	Semis direct, travail superficiel du sol	HVE	

Nous avons montré en section 3.1.2 que seuls deux cahiers des charges de labels agricoles parmi les 10 étudiés s'intéressaient à la pratique de travail du sol. La certification pour une production de soja durable RTRS oblige à un minimum de 20% de la surface à être cultivée sans travail du sol, et recommande une planification de la mise en œuvre progressive du zéro labour dans le temps. Cette recommandation va au-delà des modalités de réduction de l'intervention mécanique au travers de pratiques de semis direct ou de travail superficiel du sol mentionnées pour HVE. C'est pourquoi RTRS et HVE sont qualifiés d'ambition forte et faible respectivement pour la réduction du travail du sol.

Absence de pesticides de synthèse

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Absence de pesticides de synthèse	Forte	Pas d'utilisation de pesticides de synthèse	AB, Demeter, Nature & Progrès	Label Rouge, Bleu-Blanc-Coeur
	Faible	Limitation des pesticides de synthèse (quantité ou surface, période, liste produits)	HVE, AOP Comté, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO	

Même si la définition de la PFF est l'absence et non la réduction des pesticides de synthèse, nous proposons que le niveau d'ambition forte soit l'absence de ces pesticides et l'ambition faible la limitation de la quantité (ou de la surface traitée), de la période ou de la liste des produits autorisés. La question de la gestion chimique des bioagresseurs n'est pas mentionnée dans les cahiers des charges Label Rouge et Bleu-Blanc-Cœur. L'utilisation des pesticides de synthèse est interdite pour AB, Demeter et Nature & Progrès qui proposent des alternatives ; ces trois labels se démarquent en conséquence. Les autres labels ont une ambition plus faible même si AOP Comté et Rainforest Alliance montrent une mesure obligatoire de réduction.

Fertilisation organique

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Fertilisation organique	Forte	Majorité d'apports en fertilisants organiques	AB, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté	RTRS, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Apports en fertilisants organiques non-majoritaires ou absence de minimum d'apports organiques.	HVE, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO	

La fertilisation organique est mentionnée dans les cahiers des charges étudiés, sauf dans RTRS et Bleu-Blanc-Cœur, avec plus ou moins d'ambition. Les trois cahiers des charges Demeter, AB et Nature & Progrès interdisent la fertilisation minérale, ce qui implique une fertilisation purement organique. AOP Comté exige une majorité d'apports en fertilisants organiques. Ces quatre labels ont une ambition plus forte que les autres en termes de fertilisation organique.

Plante de couverture

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Plante de couverture	Forte	Introduction d'une plante de couverture en tant que telle (dont légumineuses)	AB, Demeter	Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RSPO, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Possibilité de couvert végétal divers (incluant mulch), a minima BCAE 6 - couverture des sols	HVE, RTRS	

La plupart des cahiers des charges étudiés ne mentionnent pas les différentes pratiques de couverture du sol et ceux qui l'évoquent ne précisent pas les durées, périodes, ou surfaces de couverture, à l'exception de HVE qui attribue des points pour des durées et périodes étendues, voire de RTRS qui évoque différentes options entre deux cultures de soja (culture, pâturage, jachère ou couvert végétal). Le Label Rouge porcs rend impérative la présence d'un couvert végétal sur les parcs, mais il ne s'agit pas d'une plante de couverture pour les cultures. L'ambition la plus forte appartient à AB qui mentionne les cultures d'engrais vert et les légumineuses et le recours à la diversité végétale, et à Demeter qui est fondé sur le socle AB.

Cultures associées

Pratiques favorables à confiance forte (PFF)	Ambition	Mesures se rapportant à la PFF présentes dans les cahiers des charges	Cahiers des charges mentionnant la PFF, selon le niveau d'ambition de la mesure	Cahiers des charges concernés par la pratique mais ne mentionnant pas la PFF
Cultures associées	Forte	/	/	AB, Demeter, Nature & Progrès, AOP Comté, Label Rouge, Rainforest Alliance, RTRS, RSPO, Bleu-Blanc-Cœur
	Faible	Surface minimale (50%) en couvert végétal inter-rang, dont culture secondaire, pour les cultures pérennes	HVE	

Cette PFF n'est considérée par quasiment aucun label étudié et c'est pourquoi elle n'a pas été considérée dans l'analyse précédente. HVE est une exception, mais a un niveau d'ambition faible et pour le cas particulier d'inter-rangs en cultures pérennes.

3.1.3.2. Positionnement des labels agricoles selon leur exigence biodiversité

En croisant les paramètres d'**ambition** des mesures présentes dans les cahiers des charges présentés ci-avant et la **criticité** (obligatoire ou non) de chaque mesure pour l'obtention du label en question (voir section 3.1.2.2), nous pouvons positionner les 10 labels selon leur niveau d'exigence sur les 8 modalités de pratiques favorables à la biodiversité avec confiance forte (Tableau 3-11). Nous considérons le critère « ambitieux » comme prépondérant par rapport au critère « obligatoire » d'une mesure citée dans un cahier des charges du point de vue de l'impact potentiel sur la biodiversité, bien que la criticité d'une mesure pour l'obtention de la certification soit un facteur important pour jauger de la cohérence entre l'impact potentiel et la promesse du label vis-à-vis ses consommateurs.

Tableau 3-11. Niveau d'exigence des 10 labels agricoles étudiés sur les 8 modalités de pratiques favorables à la biodiversité avec confiance forte. Les familles de pratiques sont indiquées à gauche.
Sources : cahiers des charges en vigueur en 2023.

Pratiques favorables à la biodiversité	Intégration d'habitats semi-naturels	Rotations diversifiées	Présence de prairies <i>versus</i> terres arables	Réduction/absence de travail du sol	Absence de pesticides	Fertilisation organique	Présence de plantes de couverture	Associations de cultures
Demeter	●	●	●	●	●	●	●	●
AB	●	●	●	●	●	●	●	●
N&P	●	●	●	●	●	●	●	●
HVE	●	●	●	●	●	●	●	●
AOP Comté*	●	●	●	●	●	●	●	●
LR	●	●	●	●	●	●	●	●
BBC	●	●	●	●	●	●	●	●
RA	●	●	●	●	●	●	●	●
RSPO	●	●	●	●	●	●	●	●
RTRS	●	●	●	●	●	●	●	●

*Analyse antérieure à la révision du cahier des charges AOP Comté de 2024.

Pratiques

- ambitieuse et obligatoire
- ambitieuse et non-obligatoire
- peu ambitieuse et obligatoire
- peu ambitieuse et non-obligatoire
- absente du cahier des charges

Ce tableau n'a pas la prétention de fournir une image complète de la prise en compte de la biodiversité dans les pratiques des cahiers des charges des dix labels. L'analyse a ciblé les huit pratiques favorables à confiance forte (PFF) comme proposition de socle de mesures à effet avéré. D'autres pratiques favorables à la biodiversité n'y figurent pas, soit parce qu'elles ne répondent pas aux critères des PFF (comme la réduction de la taille des parcelles qui est une PFM dans notre classement), soit parce qu'elles n'étaient pas présentes dans le corpus bibliographique que nous avons étudié (comme celles relevant de la densité animale ou de l'origine de l'approvisionnement en aliment). Le Label Bleu-Blanc-Cœur a seulement deux pratiques PFF identifiées. Ce constat peut s'expliquer par le fait que ce label est centré sur des objectifs de résultats nutritionnels dans les produits issus des élevages (ratio oméga 3/ oméga 6) plus que sur

des objectifs de moyens. L'hypothèse centrale est que cette richesse en oméga 3 des produits est obtenue à partir de pratiques agroécologiques.

3.1.3.3. Conclusion sur l'analyse croisée des cahiers des charges agricoles et de la littérature scientifique

Cette analyse a été rendue difficile par les différences de grain et de terminologie entre les descriptions des cahiers des charges et celles des pratiques favorables à la biodiversité telles qu'elles émergent de la littérature. Elle souffre aussi de limites qui tiennent au manque de logique systémique, au sens de la prise en compte des interactions entre pratiques, à la fois dans les cahiers des charges et dans la littérature scientifique choisie pour analyser l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité.

Pour autant, elle apporte des bénéfices notables par la clarté des résultats et la promesse d'une réutilisation de la démarche. Un résultat marquant est que les trois labels d'agriculture biologique sont ceux qui prennent en compte le plus de PFF de façon obligatoire et ambitieuse, Demeter étant le plus ambitieux des trois. Ce croisement gagnerait à être prolongé en prenant également en compte les pratiques favorables avec confiance modérée ou PFM. D'une manière plus générale, la simplicité des principes méthodologiques de cette analyse croisée fait qu'elle pourrait être appliquée à d'autres labels et à des modes de production non labellisés.

3.2. Aquaculture

3.2.1. Analyse de la littérature scientifique sur les effets des pratiques aquacoles sur la biodiversité

La définition du corpus bibliographique s'est faite avec l'objectif d'avoir une vision exhaustive des articles qui traitent d'aquaculture, continentale ou marine, de labellisation et de biodiversité et comptait 421 références (même corpus de départ que celui analysé au chapitre 2 pour l'aquaculture ; cf. section 2.5.1.2). Les termes ont été recherchés dans les titres, mots clés des auteurs et résumé.

Un premier tri de ce corpus, réalisé à l'aide du logiciel Rayyan, a consisté à exclure les articles ne traitant pas du lien pratiques aquacoles - biodiversité, à la lecture du résumé. Ainsi, 375 articles ont été écartés en raison du fait que le terme « biodiversité » était souvent employé comme élément de contexte ou de perspectives dans les résumés mais sans que le lien avec les pratiques aquacoles ne soit clairement étudié ou alors que les articles traitaient de questions relatives au bien-être animal ou d'antibiorésistance sujets non pris en compte dans la présente étude.

Un second tri a été effectué sur les 45 articles restant en excluant les articles (10) qui abordaient le sujet de l'impact environnemental des pratiques sous l'angle environnement global au travers de l'analyse du cycle de vie. Les 36 articles restants ont été complétés par 6 articles ajoutés au gré de lectures ou de recherches bibliographiques ponctuelles réalisées par les experts.

Au final, ce sont 40 articles qui ont été retenus (Tableau 3-12) et analysés selon la même grille d'analyse que celle utilisée pour l'agriculture (cf. section 3.1.1).

Tableau 3-12. Références des articles analysés pour l'étude des effets des pratiques aquacoles sur la biodiversité.

Auteurs	Année	Titre	DOI
(Yokoyama <i>et al.</i> , 2007)	2007	Macrobenthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environments	10.1007/978-1-4020-6148-6_22
(Edgar <i>et al.</i> , 2005)	2004	Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania	10.1016/j.jembe.2005.06.002
(Piazzi <i>et al.</i> , 2019)	2018	Impact assessment of fish cages on coralligenous reefs through the use of the STAR sampling procedure	10.12681/mms.20585
(Ervik <i>et al.</i> , 1997)	1997	Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming - I. The concept of the MOM system (Modelling Ongrowing fish farms Monitoring)	10.1016/S0044-8486(97)00186-5
(Zhang <i>et al.</i> , 2022)	2022	Social enrichment affects fish growth and aggression depending on fish species: Applications for aquaculture	10.3389/fmars.2022.1011780
(Johansson <i>et al.</i> , 1998)	1998	Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to wild fish in lake southern Bullaren, Sweden	10.1016/S0144-8609(98)00010-6
(Maldonado <i>et al.</i> , 2005)	2004	The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment?	10.1007/s10152-004-0211-4
(Gonzalez-Salazar <i>et al.</i> , 2021)	2021	Impact of yellowtail kingfish (<i>Seriola lalandi</i> Valenciennes) mariculture on the macrobenthic community at Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico	10.1111/are.15015
(Karakassis <i>et al.</i> , 2002)	2002	Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery	10.3354/meps227125
(Belias <i>et al.</i> , 2003)	2003	Environmental impacts of coastal Aquaculture in eastern Mediterranean bays: the case of Astakos Gulf, Greece	10.1065/espr2003.06.159
(Kerr <i>et al.</i> , 2018)	2018	'As close as possible to nature': possibilities and constraints for organic aquaculture systems	10.3920/978-90-8686-869-8_71
(Jensen <i>et al.</i> , 2010)	2010	Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention	10.3354/aei00008
(Aunsmo <i>et al.</i> , 2023)	2023	Real-time monitoring of cause-specific mortality- and losses in industrial salmon farming	10.1016/j.aquaculture.2022.738969
(Oh <i>et al.</i> , 2015)	2015	Marine environmental impact assessment of abalone, <i>Haliotis discus hannai</i> , cage farm in Wan-do, Republic of Korea	10.1007/s12601-015-0060-y

(Haas <i>et al.</i> , 2020)	2020	Media representations of seafood certification in Australia: Mobilising sustainability standards to attack or defend the value of an industry	10.1016/j.marpol.2020.104126
(Costello <i>et al.</i> , 2001)	2001	The control of chemicals used in aquaculture in Europe	10.1046/j.1439-426.2001.00314.x
(Bernery <i>et al.</i> , 2024)	2024	A global analysis of the introduction pathways and characteristics associated with non-native fish species introduction, establishment, and impacts	10.1186/s13717-024-00495-8
(Cotou <i>et al.</i> , 2024)	2024	Growth Performance and Environmental Quality Indices and Biomarkers in a Co-Culture of the European Sea Bass with Filter and Deposit Feeders: A Case Study of an IMTA System	10.3390/fishes9020069
(Bohn <i>et al.</i> , 2024)	2024	Ecological interactions between farmed Atlantic salmon and wild Atlantic cod populations in Norway: A review of risk sources and knowledge gaps	10.1111/raq.12899
(English <i>et al.</i> , 2024)	2024	A review of data collection methods used to monitor the associations of wild species with marine aquaculture sites	10.1111/raq.12890
(Tan <i>et al.</i> , 2024)	2024	Effects of bivalve aquaculture on plankton and benthic community	10.1016/j.scitotenv.2024.169892
(Boyd et Massaut, 1999)	1999	Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture	10.1016/S0144-8609(99)00010-2
(Gu <i>et al.</i> , 2022)	2022	Does aquaculture aggravate exotic fish invasions in the rivers of southern China?	10.1016/j.aquaculture.2021.737492
(Fialho <i>et al.</i> , 2021)	2021	Environmental sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a neotropical region	10.1016/j.ecolind.2021.108008
(Yu <i>et al.</i> , 2023)	2023	Biofloc Technology in Fish Aquaculture: A Review	10.3390/antiox12020398
(Salin <i>et al.</i> , 2018)	2018	Aquaculture and the Environment: Towards Sustainability	10.1007/978-3-319-73257-2_1
(Huiwen <i>et al.</i> , 2007)	2007	Management of marine cage aquaculture - Environmental carrying capacity method based on dry feed conversion rate	10.1065/espr2007.05.423
(Cottrell <i>et al.</i> , 2021)	2021	Time to rethink trophic levels in aquaculture policy	10.1111/raq.12535
(Powell et Powell, 2021)	2021	Rubber net mesh reduces scale loss during routine handling of farmed Atlantic salmon (<i>Salmo salar</i>)	10.7120/09627286.30.1.019
(Belton <i>et al.</i> , 2010)	2010	Passing the Panda Standard: A TAD Off the Mark?	10.1007/s13280-009-0009-4
(Macleod <i>et al.</i> , 2004)	2004	Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery	10.1016/j.marpolbul.2004.01.010
(Doyle <i>et al.</i> , 2004)	2004	Genetically engineered salmon, ecological risk, and environmental policy	Bulletin of Marine Science, Volume 74, Number 3, 1 May 2004, pp. 509-528(20)
(Rimmer <i>et al.</i> , 2019)	2019	A review of grouper (Family Serranidae: Subfamily Epinephelinae) aquaculture from a sustainability science perspective	10.1111/raq.12226
(Baumgartner <i>et al.</i> , 2016)	2016	Arbitrary mangrove-to-water ratios imposed on shrimp farmers in Vietnam contradict with the aims of sustainable forest management	10.1186/s40064-016-2070-3
(Niu <i>et al.</i> , 2022)	2022	Eutrophication dangers the ecological status of coastal wetlands: A quantitative assessment by composite microbial index of biotic integrity	10.1016/j.scitotenv.2021.151620
(Naylor <i>et al.</i> , 2021)	2021	A 20-year retrospective review of global aquaculture	10.1038/s41586-021-03308-6
(Ortega <i>et al.</i> , 2015)	2015	Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs	10.1007/s10750-014-2025-z
(Rector <i>et al.</i> , 2023)	2023	From farm sustainability to ecosystem sustainability: Exploring the limitations of farm-applied aquaculture eco-certification schemes	10.1016/j.jenvman.2023.117869
(Barrett <i>et al.</i> , 2019)	2019	Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis	10.1111/raq.12277
(Stoeck <i>et al.</i> , 2018)	2017	Environmental DNA metabarcoding of benthic bacterial communities indicates the benthic footprint of salmon aquaculture	10.1016/j.marpolbul.2017.11.065

Les domaines couverts par le corpus bibliographique sont présentés au Tableau 3-13 et détaillés dans les paragraphes suivants.

Tableau 3-13. Classification du corpus bibliographique sur l'impact des pratiques aquacoles sur la biodiversité en fonction des domaines couverts et qualification de l'impact.

Espèces produites	Type de production	Zone géographique/pays	Compartiment (pélagique/benthique)	Espèces (taxon simplifié)	Sens effet (positif/négatif/nul)	Nombre d'articles	Auteurs
Saumons, bars, daurades, serioles mollusques	cages, bassins et filières	Tasmanie; Italie; Espagne; Norvège; Grèce; monde (Afrique incluse)	Pélagique (3) et benthique	Vertébrés; invertébrés; algues (1)	négatif	12	2. Edgar et al; 3. Piazzi et al; 4. Ervik et al.; 7. Maldonado et al.; 8. Gonzalez-Salazar et al.; 12. Jensen et al.; 17. Gu et al; 18. Cotou et al.; 19. Bøhn et al.; 20. Salin et al.; 21. Tan et al; 34.Barrett et al.
Saumons; daurades; bars	Cages	Tasmanie; Italie; Espagne; Norvège	Benthique	Invertébrés; algues (1)	négatif	6	2. Edgar et al; 3. Piazzi et al; 4. Ervik et al.; 7. Maldonado et al.; 25. McLeod et al.; 36. Stoeck et al.
Saumons	Cages	Norvège	Pélagique	Vertébrés	négatif	1	19. Bøhn et al.
Serioles	Cages	Mexique	Benthique	Invertébrés	positif	1	8. Gonzalez-Salazar et al.;
Bar + huîtres + holoturies	IMTA+ cages	Grèce	Benthique	Bactéries	nul	1	18. Cotou et al.
Saumons	Cages	Tasmanie	Benthique	Bactéries	positif	1	25. McLeod et al.
Saumons	Cages	Norvège	Pélagique	Vertébrés	négatif	1	19. Bøhn et al.
Saumons	Cages	Norvège	Pélagique	Vertébrés	négatif	1	19. Bøhn et al.
Saumons	Cages	Norvège	Pélagique	Vertébrés	négatif	1	12. Jensen et al.
Bivalves	Filières en mer		Pélagique	Invertébrés (plancton)	négatif	1	21. Tan et al.
Saumons; daurades; bars; bivalves	Cages/ filières en mer	Tasmanie; Italie	Benthique	Invertébrés; algues (1)	négatif	7	2. Edgar et al; 3. Piazzi et al; 4. Ervik et al.; 7. Maldonado et al.; 21. Tan et al; 20. Salin et al; 27. Doyle et al.
Serioles	Cages	Mexique	Benthique	Invertébrés	positif	1	8. Gonzalez-Salazar et al.;
Plusieurs espèces eau douce	Cages /structures à terre	Chine	Pélagique	Vertébrés (poisson)	négatif	2	17. Gu et al.; 33. Ortega et al.
Tilapia	Cages /structures à terre	Chine	Pélagique	Vertébrés (poisson)	négatif	1	18. Fialho et al
Mérus	Cages /structures à terre	Asie SE/ Méditerranée	Pélagiques	Vertébrés; invertébrés; algues	négatif	1	28. Rimmer et al.
TT espèce	Multiplés	Monde	Pélagique	Vertébrés	négatif	1	32. Naylor et al.

3.2.1.1. Couverture géographique et temporelle

La couverture géographique des articles scientifiques étudiés pour cette analyse des effets des pratiques aquacoles sur la biodiversité est vaste, les études reposant principalement sur des études de cas centrées sur les principaux pôles de production aquacoles mondiaux. En effet, 28% des articles couvrent des études de cas au niveau mondial, avec des études réparties sur plusieurs pays et au moins deux continents, l'Asie du Sud-Est y étant systématiquement mentionnée. Parmi les autres régions, l'Europe est majoritairement représentée (33% des effets), avec la Norvège contribuant à elle seule à la moitié des études sur les effets sur la biodiversité de l'aquaculture européenne. Le continent américain est également fortement représenté dans le corpus, avec 22% des cas d'étude, le Brésil en représentant la moitié. L'Océanie représente quant à elle 11 % des études de ce corpus, concentrées exclusivement en Tasmanie, tandis que les productions aquacoles en Chine sont étudiées séparément, et constituent 6% des cas d'étude.

Le corpus étudié couvre une période temporelle s'étalant du début des années 2000 jusqu'au présent, l'article le plus récent datant de 2024.

3.2.1.2. Couverture des pratiques

Au contraire de l'agriculture, l'aquaculture est une activité de production animale et végétale qui n'est passée au stade de production à grande échelle que depuis les années 1970 (FAO, 2024), ce qui a nécessité des développements techniques et zootechniques importants, surtout pour pouvoir s'implanter dans les espaces naturels marins. Néanmoins, les pratiques qui découlent de ces élevages aquatiques ont une typologie très apparentée à l'agriculture. Il est aussi à noter que l'impact de ces pratiques aquacoles sur la biodiversité n'est analysé que depuis moins d'une quarantaine d'années environ (Wu, 1995). De ce fait, le corpus bibliographique qui concerne ce thème pour l'aquaculture consiste principalement en des études de cas, avec une couverture mondiale. Il permet néanmoins d'identifier certaines pratiques ayant de potentiels effets sur la biodiversité. Des quatre familles de pratiques définies dans BiodivLabel, 3 prédominent nettement : « Ajout de facteurs physiques et chimiques » (37% des effets listés), « Ajout d'organismes » (31% des effets) et « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels » (26% des effets), les pratiques de la famille « Prélèvement/destruction d'organismes » n'étant que peu couvertes par cette littérature scientifique récente (moins de 6% des effets listés). Il est à noter que les trois premières familles de pratiques sont parfois indissociables dans le corpus bibliographique analysé.

Concernant les pratiques de la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques », la gestion de l'alimentation des animaux est très majoritairement représentée, correspondant principalement à l'utilisation de granulés pour le nourrissage des poissons dans les cages en mer. Paradoxalement, les effets potentiels découlant des soins vétérinaires sur les poissons (qui sont pourtant identifiés dans les cahiers des charges des labels) ne sont que très rarement représentés dans cette bibliographie, et mériteraient certainement une investigation avec mots-clés plus spécifiques.

Concernant les pratiques de la famille « Ajout d'organismes », l'introduction d'espèces élevées à forte densité est fortement représentée (60%), avec secondairement un risque identifié découlant du fait que certaines de ces espèces sont allochtones (40%).

Concernant les pratiques de la famille « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels », l'étude des effets se concentre exclusivement sur l'implantation de structures d'élevages dans le milieu naturel, telles que les cages piscicoles en mer et les filières pour mollusques.

Concernant les pratiques de la famille « Prélèvement/Destruction d'organismes », la principale pratique relevée dans la bibliographie concerne la fourniture d'aliments à partir d'animaux sauvages, la fabrication d'aliments piscicoles ayant une forte dépendance aux huiles et farines de poissons issus de la pêche minotière, mais d'autres pratiques comme le prélèvement de juvéniles dans le milieu naturel à des fins de grossissement sont également identifiées.

3.2.1.3. Couverture des taxons

Les informations contenues dans la bibliographie analysée ne permettent pas d'aborder la question de la biodiversité avec une classification strictement taxonomique à un rang homogène. L'analyse nous a conduit à distinguer 2 compartiments, pélagique et benthique, et à utiliser des dénominations paraphylétiques « invertébrés », « vertébrés », ainsi que des catégories telles que « bactéries », « plancton » (regroupant zoo et phyto plancton) et « algues ».

Dans le compartiment benthique, sur les fonds marins ou lacustres, se retrouvent ainsi l'embranchement des annélides (avec principalement la classe des polychètes et la famille des Capitellidés), le sous-embranchement des crustacés (essentiellement avec le groupe des amphipodes), l'embranchement des mollusques (avec les gastéropodes et les bivalves) et l'embranchement des échinodermes, différentes divisions d'algues (algues brunes, rouges et vertes), et des bactéries (embranchements des Bacteroidota et des Pseudomonadota).

Le compartiment pélagique, tranche d'eau supérieure qui s'étend jusqu'à la surface, comporte des vertébrés (essentiellement des poissons, tels que lieu noir, maquereau, morue, haddock, saumon, bar européen, sériole...) et le plancton (incluant le phytoplancton, constitué d'organismes photosynthétiques, autotrophes, tels que les protistes, et le zooplancton, constitué d'organismes animaux non-photosynthétiques en suspension, incluant œufs et larves diverses).

63% du corpus analysé concerne le compartiment benthique et 37% le compartiment pélagique. Cette forte représentation du compartiment benthique s'explique par une plus grande facilité à analyser la biodiversité du

sédiment, moins mobile, se situant sous les infrastructures aquacoles, fréquemment à l'aide de mesures des diversités alpha (représente le nombre d'espèces présentes dans un site donné ainsi que la répartition des individus parmi ces espèces) et bêta (différence en termes d'espèces présentes entre plusieurs lieux). Ces mesures permettent d'évaluer les effets sur les assemblages benthiques, en particulier ceux concernant les invertébrés (86,4%), les bactéries (9,1%) et les algues (4,5%).

Les études des effets sur le compartiment pélagique traitent essentiellement (92,3%) de mesures d'abondance, de comportement et de biodiversité génétique à proximité des structures d'élevage (pour mesurer les conséquences des échappements et hybridations potentielles, ainsi que « l'effet récif » exercé par les cages en mer), et dans une très moindre mesure (7,7%) des effets sur les communautés planctoniques de l'aquaculture de bivalves.

3.2.1.4. Couverture des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV)

Les articles scientifiques sélectionnés pour cette analyse n'utilisant pas le référentiel des EBV, un traitement de ces articles a été réalisé afin d'attribuer à chacun une ou plusieurs catégories selon les objets de biodiversité étudiés. Ce traitement fait ressortir que la classe d'EBV **Composition des communautés** domine largement les variables essentielles de biodiversité étudiées par les articles scientifiques du corpus, représentant 72% des effets observés par cette littérature liant pratiques aquacoles et biodiversité. Dans 23% des cas, cette classe d'EBV est associée à la classe **Populations d'espèces**. Cette prédominance de la classe **Composition des communautés** est liée à la nature des études à large spectre, majoritaires dans notre corpus, qui agrègent des données sur de nombreux taxons appartenant aux compartiments benthiques et pélagiques. Les classes **Fonctionnement des écosystèmes** et **Composition génétique** sont chacune l'objet de 11 % des articles traités, tandis que la classe **Traits de vie des espèces** en représente 6%.

Dans la classe **Composition des communautés**, l'abondance d'espèces dans la communauté est la variable la plus fréquemment analysée (77%), tandis que la diversité taxonomique ou phylogénétique, mesurée notamment par la diversité alpha et l'indice de diversité de Shannon, est étudiée dans 23% des cas. L'indice de Shannon permet de quantifier la diversité spécifique, exprimant le nombre plus ou moins élevé d'espèces présentes dans un peuplement donné.

Nous avons catégorisé dans la classe **Fonctionnement des écosystèmes** les observations liées aux prélèvements de post-larves ou de juvéniles dans le milieu naturel. Ces prélèvements, fréquents en Asie et en Afrique, visent à alimenter des aquacultures d'espèces à forte valeur commerciale, mais concernent souvent des espèces dont le cycle de vie n'est pas maîtrisé (mérou, thon rouge). Les observations sur les prélèvements de post-larves ou de juvéniles mentionnent le risque de déséquilibre des chaînes trophiques et donc de perturbation des écosystèmes.

La classe **Composition génétique** regroupe les articles traitant des risques associés à l'échappement de saumons d'élevage, pouvant entraîner des hybridations avec les congénères sauvages et donc impacter la diversité génétique intraspécifique dans certains milieux et ainsi diminuer la différenciation génétique entre les populations de saumons à l'échelle mondiale. Ces interactions augmentent également la mortalité des populations sauvages en raison de potentielles transmissions de maladies.

Enfin, la classe **Trait de vie des espèces** regroupe des observations liées aux effets de l'installation de cages piscicoles. Ces structures favorisent l'agrégation de nombreuses espèces de poissons, ce qui modifie leur comportement et leurs traits d'histoire de vie (longueur, poids, taille à maturité sexuelle) et peut donc affecter leurs cycles de reproduction.

3.2.1.5. Analyse de l'effet des pratiques sur la biodiversité

La lecture du corpus nous a conduit à retenir les classes d'EBV « Composition des communautés » et « Population des espèces », seules suffisamment documentées pour être incluses dans cette étude. Nous n'avons pas pu ventiler dans tous les cas l'analyse de l'effet des pratiques par famille unique de pratiques, mais avons dû procéder parfois à un regroupement des pratiques au-delà de ces catégories. En effet, comme annoncé ci-dessus, certains effets rapportés par la bibliographie découlaient d'une imbrication de pratiques, sans qu'il soit possible de distinguer les effets propres ou synergiques de ces pratiques individuelles. Ainsi les familles « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels », « Ajout de facteurs physiques et chimiques » et « Ajout d'organismes » se retrouvent inextricablement imbriquées dans

20% des études lorsqu'il est question de l'implantation de cages en mer, de l'introduction de poissons élevés et du nourrissage de ceux-ci, surtout dans les élevages à forte densité. Ce regroupement sera dénommé « **Trio de pratiques marines ou TPM** » dans la suite de notre analyse. La qualification des impacts est semi-quantitative selon les 3 catégories déjà explicitées pour l'agriculture (i.e. Négatif, Neutre ou Positif), sans pouvoir attribuer des niveaux de confiance quantitatifs aux pratiques concernées du fait de l'absence d'analyse des effets au niveau taxonomique, contrairement à la littérature agricole.

Allocation spatio-temporelle des espaces naturels

Les effets des pratiques étudiées de la famille allocation spatio-temporelle des espaces naturels sont négatifs, avec une diminution constatée du nombre d'espèces composant les communautés pélagiques. L'aquaculture de bivalves en filières (huîtres, moules) peut entraîner une diminution de l'abondance du phyto- et zooplancton et une altération de la structure de la communauté planctonique, en particulier lorsque le stock de bivalves est trop important. La pression de nourrissage exercée par les bivalves tend ainsi à modifier la structure de la communauté planctonique en faveur des petits picoplanctons car leurs prédateurs (ex : ciliés et hétéroflagellés) et leurs compétiteurs pour les nutriments (ex : grandes diatomées) sont éliminés par filtration sélective. Cette diminution d'espèces phytoplanctoniques est mise en évidence par une baisse très significative des niveaux de chlorophylle-a (jusqu'à 80% par rapport aux zones non productives). Les bivalves, en se nourrissant, peuvent également réduire de manière significative l'abondance du microzooplancton et du mésozooplancton, ce qui peut également filtrer et éliminer les larves de leurs propres espèces et d'autres espèces (crustacés, échinodermes, gastéropodes, poissons) en même temps.

Les pratiques d'allocations spatio-temporelles concernant les cages de poissons en mer seront traitées dans le regroupement TPM.

Ajout de facteurs physiques et chimiques

Nous avons volontairement détaché de cette famille les pratiques liées à l'alimentation des animaux élevés, que nous traiterons dans le regroupement TPM. Nous ne considérerons donc ici que des pratiques zootechniques spécifiques à l'élevage en cages en mer des saumons. Ces cages attirent de nombreuses autres espèces de poissons, telles que le lieu noir, maquereau, morue, haddock (respectivement 92%, 3,5%, 2,4% et 1,8% des poissons sous les cages), attirant eux-mêmes d'autres prédateurs supérieurs, ce qui peut constituer un piège écologique et conduire à un déclin des populations autour des cages. Il a aussi été constaté que les bruits générés par les activités sur les cages d'une part, et l'utilisation d'éclairage pour retarder la maturation sexuelle des saumons d'autre part, avaient des répercussions négatives sur la reproduction des espèces fréquentant le site aquacole. Les effets des pratiques étudiées de cette famille sont donc négatifs en ce qui concerne les espèces de poissons sauvages évoluant à proximité des cages.

Ajout d'organismes

A l'instar de la famille de pratiques qui précède, l'examen de l'effet d'ajouts d'organismes est volontairement examiné sans lien à l'alimentation. L'activité aquacole peut consister à élever des espèces de poissons non indigènes, entraînant un risque d'échappement et d'établissement de ces espèces dans le milieu naturel, avec de potentielles répercussions sur les communautés autochtones. Ce risque est plus faible lorsque cet élevage est réalisé dans des bassins en terre ou étangs, à l'inverse des élevages en milieu ouvert dans les rivières ou en zone côtière. Ici encore, le bilan des effets des pratiques étudiées de cette famille est négatif.

Prélèvement/Destruction d'organismes

Cette famille de pratiques englobe deux aspects assez différents : prélèvement dans le milieu naturel, à des fins de grossissement, de juvéniles d'espèces sauvages pour lesquelles le cycle d'élevage n'est pas maîtrisé (ex : mérrou, thon rouge), et prélèvement par la pêche minotière de petits poissons pélagiques en vue d'être transformés en farines et huiles de poissons, avec des impacts directs sur l'abondance de la population de ces espèces de petits pélagiques. Bien qu'ils n'aient pas été examinés par le corpus bibliographique étudié traitant de l'impact de l'aquaculture, les effets de la pêche minotière et du prélèvement de juvéniles d'espèces sauvages en milieu naturel sur la biodiversité et sur le

fonctionnement des écosystèmes sont étudiés par ailleurs, et nous estimons le bilan des effets de ces deux pratiques, négatif.

Densité

Lambert et al. (2024) montre que la régulation de la densité en aquaculture est essentielle non seulement pour le bien-être animal, mais aussi pour atténuer les impacts environnementaux négatifs qui sont souvent exacerbés par des densités d'élevage non contrôlées. Le lien causal est clairement établi même si sa quantification demeure ardue car dépendante de nombreux facteurs (espèces, pratiques, capacité de charge écologique du milieu récepteur etc.).

Trio de pratiques Marines (TPM) : implantation de cages en mer, introduction d'espèces pour l'élevage et alimentation des poissons élevés

Comme annoncé, nous faisons ici le regroupement de pratiques catégorisées comme appartenant aux familles « *Allocation spatio-temporelle des espaces naturels* », « *Ajout de facteurs physiques et chimiques* » et « *Ajout d'organismes* » du fait de leurs effets conjoints, particulièrement dans le cadre d'élevages aquacoles intensifs avec forte densité de poissons. Cette séquence de pratiques induit en effet un enrichissement organique (particules alimentaires non ingérées et fèces) du sédiment situé en dessous des cages qui impacte les espèces environnantes, leurs populations, et leurs milieux. Les effets relevés pour le regroupement du trio de pratiques sont majoritairement, à 77%, négatifs (pour 8% des articles ayant trouvé des effets neutres et 15% des effets positifs), tant pour le compartiment pélagique que pour le compartiment benthique.

Pour le compartiment benthique, le sédiment se situant sous les cages et jusqu'à 10 mètres autour peut présenter des niveaux de redox significativement réduits, une abondance de polychètes et une plus forte biomasse en bivalves avec une plus faible richesse en espèces de crustacés et gastéropodes. Il en résulte une perte de diversité des espèces invertébrées du benthos, effet d'autant plus marqué que les densités d'élevage sont élevées. Les récifs coralligènes sont également vulnérables aux cages d'aquaculture, avec des différences dans la structure des assemblages coralligènes dues à la diminution du nombre d'espèces présentes, sans différence significative dans le nombre de taxons/groupes. Les Corallinales encroûtantes, les Rhodophytes érigées, les Dictyotales, les Fucales et *Halimeda tuna* sont généralement moins abondants dans les sites sous les cages, tandis que *Peyssonnelia* spp. et les tapis d'algues montrent la tendance opposée.

Lorsque le sédiment est essentiellement de nature sablonneuse, la présence des cages entraîne un enrichissement en espèces d'invertébrés, majoritairement des polychètes annélides, suivis par des mollusques et des crustacés (amphipodes); cet enrichissement en invertébrés est fortement corrélé aux augmentations des teneurs en azote et phosphore du milieu.

Le compartiment pélagique peut également être impacté par la présence des cages. Cela se traduit par des changements du comportement des poissons, certaines espèces comme les morues se sédentarisant pour se nourrir des granulés perdus autour des cages. Ce nourrissage à base de granulés contenant des proportions élevées en produits végétaux modifie les compositions corporelles des poissons avec de potentiels apports d'anti-nutritionnels, induisant des effets négatifs sur leur physiologie et leur reproduction (baisse de la qualité des œufs). Cet effet sur le comportement et la reproduction des populations naturelles de poissons vivant dans le secteur peut à son tour modifier la structure des communautés.

3.2.1.6. Conclusion de l'analyse de la littérature scientifique en aquaculture

En conclusion, les principales pratiques documentées dans la littérature scientifique étudiée montrent des effets variés et souvent inégaux sur la biodiversité selon les types de pratiques, les variables essentielles de biodiversité (EBV), et les taxons concernés. Comme pour l'agriculture, le corpus bibliographique indique que certaines pratiques, telles que l'ajout de facteurs physiques et chimiques, dominent en termes d'impact, en particulier sur les classes EBV relatives à la composition et à l'abondance des communautés. En raison de l'intrication complexe des effets de certaines pratiques, nous les avons regroupés dans une approche appelée Trio de pratiques marines (TPM). Ce regroupement, représentant environ 20% des effets observés, combine les pratiques d'allocation spatiale, l'ajout de facteurs physiques et chimiques,

ainsi que l'introduction d'organismes. Cette approche vise à mieux représenter les multiples facettes des élevages intensifs en pleine mer et leurs effets potentiellement néfastes sur la biodiversité locale. Ce phénomène d'intrication des effets semble être une spécificité marquée du milieu aquatique par rapport au milieu terrestre.

Il apparaît également que les effets des pratiques sur la biodiversité restent difficiles à établir de manière précise pour l'aquaculture, en partie à cause du manque de documentation dans la littérature scientifique, d'études souvent très localisées et site-spécifiques résultant de la grande diversité des pratiques et des espèces élevées.

Dans une perspective de meilleure qualification et quantification (taille d'effet) des impacts des pratiques aquacoles sur la biodiversité, des travaux de méta-analyses en reprenant l'approche utilisée dans la présente étude (typologie des pratiques au regard de leur impact sur la biodiversité, effet sur les Variables Essentielles de la Biodiversité) pourraient conduire à proposer des indicateurs d'impact sur la biodiversité plus génériques, et ainsi faciliter la prise en compte de cette catégorie d'impact, à la fois dans les cahiers des charges des labels et l'affichage environnemental des produits issus de l'aquaculture.

3.2.2. Contenu des cahiers des charges aquacoles

Les mesures relevées dans les cahiers des charges des labels aquacoles sont présentées ci-après en fonction de leur impact principal sur la biodiversité, identifié grâce à l'analyse de la littérature scientifique ci-dessus. Nous avons donc sélectionné 7 pratiques à partir d'une revue de la littérature.

Les 5 cahiers des charges couvrent tous les produits aquacoles pour le label biologique, la production de saumon, poisson largement consommé et majoritairement importé, et les bivalves (huîtres, moules, etc.) dont la consommation est principalement issue de fermes aquacoles nationales pour les labels ASC et Label Rouge. Les révisions postérieures à 2023 n'ont pas été prises en compte dans l'analyse. Notons cependant que le cahier des charges ASC Saumon est en cours de révision en 2024-2025 (ASC -SIS-010) et un nouveau cahier des charges sur l'alimentation des poissons ASC Feed deviendra obligatoire en octobre 2025 (<https://asc-aqua.org/producers/get-certified-feed-mill/asc-feed-standard-v1-1-updated/>). Deux critères ont été privilégiés :

- Les mesures sont qualifiées d'ambitieuses lorsque, appliquées à une pratique, elles vont bien au-delà du cadre de la réglementation en vigueur et que, dans la littérature analysée, elles couvrent une grande partie des impacts documentés, qu'il existe un consensus scientifique quant à leur effet positif, et que l'intensité de leur effet sur la biodiversité est évaluée comme significative. Ces mesures doivent démontrer un potentiel élevé pour atténuer les impacts négatifs et favoriser la conservation ou la restauration de la biodiversité.
- Et leur exigence : obligation de moyens ou de résultats.

3.2.2.1. Enrichissement organique des sédiments : impact du « trio de pratiques marines » regroupant implantation de cages en mer, introduction d'espèces pour l'élevage, et alimentation des poissons élevés

Pratique	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	Appréciation de l'ambition et des
Trio de pratiques Marines (TPM) : implantation de cages en mer, introduction d'espèces pour l'élevage, et alimentation des poissons élevés	AB Aquaculture	Salissures organiques enlevées et rejetées à la mer à bonne distance des parcs à mollusques / de l'installation aquacole.	Obligation de moyens ambitieuse
	ASC Saumon	Exigence : Potentiel d'oxydoréduction > 0 mV, ou, Sulfure ≤ 1 500 µMol /L dans les sédiments en dehors de la zone d'effet admissible (ZEE). Exemption si > 75 % des nutriments solides collectés et éliminés de manière responsable	Obligation de résultats ambitieuse
	ASC Bivalves	Mesure et définition de niveaux acceptables (< 3000µm) de sulfures dans les sédiments sous la ferme avec suivi requis. Si naturellement > 3 000 µm, la concentration sous la ferme ne doit pas dépasser les niveaux alentours.	Obligation de résultats ambitieuse
	LR Saumon	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges
	LR Moules	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges

Trois labels (ASC Saumon, ASC Bivalves et AB aquaculture) anticipent le risque d'enrichissement organique des sédiments sous les fermes aquacoles en pleine mer, en adoptant des approches complémentaires en termes de pratiques et de suivi. Les labels ASC Saumon et ASC Bivalves priorisent la prévention de cet enrichissement en définissant des valeurs limites spécifiques à respecter pour l'état chimique des fonds marins, tandis que le label AB Aquaculture impose la collecte des déchets organiques de production et leur dispersion au large. Le label ASC Saumon impose des niveaux limites de sulfures ($\leq 1\,500\ \mu\text{Mol/L}$) ou un potentiel d'oxydoréduction positif ($> 0\ \text{mV}$) dans les zones autour des fermes. Le label ASC Bivalves fixe également un seuil maximal de sulfures sous les fermes (jusqu'à $3\,000\ \mu\text{Mol/L}$), avec des exigences de suivi et une adaptation de ces seuils en fonction du milieu : si les niveaux de sulfures dépassent naturellement cette limite, la concentration sous la ferme ne doit pas excéder celle des zones environnantes. Quant au règlement AB sur l'aquaculture, il impose l'élimination des salissures organiques à distance des parcs aquacoles, bien que sans exigence sur la gestion des impacts potentiels sur la biodiversité des milieux recevant ces masses organiques supplémentaires. De la même manière, la collecte et l'élimination « responsable » des nutriments solides en excès de la production constituent également une dérogation à l'adéquation aux seuils imposés pour les productions de saumon ASC.

3.2.2.2. Perturbations biologiques et physiques du milieu : impacts de l'implantation des structures d'élevage

L'analyse s'appuie sur la revue de Bøhn et al qui passe en revue le risque potentiel pour les populations de poissons sauvages lié à l'aquaculture en discutant et en analysant les interactions entre la morue franche sauvage et le saumon atlantique d'élevage le long de la côte norvégienne. Il ne s'agit donc pas d'une étude basée sur une ferme en particulier.

Pratique	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	
Implantation des structures d'élevage	AB Aquaculture	Les structures d'élevage en mer adaptées à l'environnement d'exploitation sont placées de façon à réduire au minimum les incidences sur les fonds marins et les masses d'eau avoisinantes, sans mentionner les impacts sur les espèces locales Toutes structures abritant les huîtres sont disposées pour ne pas former de barrière compacte le long du rivage. Les filets anti-prédateurs sont conçus de manière à ne causer aucune blessure aux oiseaux plongeurs.	Obligation de moyens peu ambitieuse
	ASC Saumon	Exigence d'une évaluation des impacts potentiels sur la biodiversité et les écosystèmes locaux particulièrement sensibles et protégés. Pas d'information sur les possibles perturbations sur la fonctionnalité des compartiments qui relèvent d'habitats et d'espèces non identifiés comme sensibles et protégés.	Obligation de moyens peu ambitieuse
	ASC Bivalves	Aucune permission d'utiliser des lignes de poids ou des plombs sur les filets anti-prédateurs --> justification : blessures pour les oiseaux / dommages sur les fonds marins ?	Obligation de moyens ambitieuse
	LR Saumon	Installation validée par les autorités environnementales selon la réglementation européenne	Obligation de moyens peu ambitieuse
	LR Moules	/	Abs du cahier des charges

Les cahiers des charges de production des moules et saumons Label Rouge, de l'aquaculture biologique, et du label ASC Bivalves intègrent certains risques de perturbations des écosystèmes locaux et parfois des espèces présentes liés à l'installation de structures d'élevage, et définissent diverses mesures pour en limiter l'impact. L'encadrement réglementaire de ces impacts est notamment présent dans les cahiers des charges du saumon Label Rouge et de l'aquaculture biologique.

Les conditions de production des saumons Label Rouge exigent en effet expressément une validation des installations par les autorités environnementales selon les normes européennes, suggérant un encadrement des impacts environnementaux occasionnés par cette pratique. Le règlement européen sur l'aquaculture biologique impose une

adaptation des structures à l'environnement, à la fois en mer et le long du rivage en ce qui concerne les tables d'huîtres, et, de façon notable, précise explicitement l'objectif : minimiser les incidences sur les fonds marins, les masses d'eau proches, et éviter l'« effet récif » le long du rivage. Par ailleurs, les oiseaux marins piscivores sont peu présents dans la littérature portant sur l'impact des pratiques aquacoles sur la biodiversité. Toutefois, le label bio se distingue en intégrant cette préoccupation et en exigeant que les filets anti-prédateurs soient conçus pour être sans danger pour les oiseaux plongeurs. De façon similaire, le label ASC Bivalves interdit les lignes de poids et les plombs sur les filets anti-prédateurs, ce qui pourrait également éviter les impacts physiques sur ces oiseaux. Enfin, les conditions de production des moules Label Rouge préconisent une acclimatation des naissains captés naturellement sur des cordes installées dans l'estran avant leur mise en production sur des pieux, bien que la perturbation potentielle engendrée par cette pratique ne soit pas spécifiée et que cette pratique pourrait n'être qu'une condition nécessaire à une production satisfaisante de ces bivalves plutôt qu'une précaution environnementale.

On regrette l'absence de considération de l'impact de l'installation de ces structures sur les communautés d'espèces pélagiques locales (espèces attirées ou perturbées par les cages en mer), comme l'analyse de la littérature a permis de le révéler.

3.2.2.3. Perturbations des populations locales ou du milieu marin : impacts aggravés par une densité d'élevage trop importante

Pratique	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	
Densité d'élevage / Surconsommation des planctons ou enrichissement organique des sédiments	AB Aquaculture	Densité de peuplement des élevages de mollusques au maximum aussi élevée que celle des élevages non biologiques locaux. Tri, dé-tassage, ajustements si densité trop importante. Les larves se nourrissent du plancton naturel du bac, possibilité de compléter par phyto ou zooplancton produits à l'extérieur. --> pas de limite si enrichissement organique trop important	Obligation de moyens peu ambitieuse
	ASC Saumon	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges
	ASC Bivalves	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges
	LR Saumon	Densité d'élevage en eau douce $\leq 100 \text{ kg/m}^3$, Elevage en cage ouverte en mer $\leq 20 \text{ kg/m}^3$ --> adéquation des limites ?	Obligation de moyens peu ambitieuse
	LR Bivalves	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges

Parmi les 6 labels étudiés, seuls les labels AB Aquaculture et Label Rouge Saumon encadrent la densité de peuplement dans les élevages aquacoles, de mollusques et de saumons respectivement, mais avec des approches distinctes. Le label biologique fixe une limite de densité pour les élevages de mollusques en fonction des niveaux locaux de peuplement dans les élevages non-biologiques, tandis que le Label Rouge Saumon impose des valeurs de densité maximale autorisée qui s'élèvent à 100 kg/m^3 en eau douce et à 20 kg/m^3 en mer pour les cages ouvertes.

Les seuils peuvent être jugés plus ou moins permissifs selon la capacité de charge de l'écosystème environnant. Ils sont souvent davantage basés sur des critères de production (calibre, qualité du produit) que sur une prise en compte explicite de l'impact écologique ou de la biodiversité. En complément, le règlement de l'aquaculture biologique recommande des opérations un tri ou de dépeuplement lorsque la densité devient excessive, bien que sans limites chiffrées. De plus, aucune restriction spécifique n'est mentionnée par les cahiers des charges pour limiter un enrichissement organique dû à l'apport d'aliments externes pour nourrir des élevages trop densément peuplés.

3.2.2.4. Risques d'échappements : impacts potentiels de l'élevage d'espèces non indigènes

Pratique	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	
Elevage d'espèces non indigènes / Gestion des échappements	AB Aquaculture	Espèces locales reproduites pour l'adaptation des souches aux conditions de production Huître creuse : préférence aux stocks élevés de façon sélective afin de réduire la reproduction dans la nature Réduction au minimum des risques d'échappement (conception, localisation et fonctionnement des structures d'élevage) couplé à des mesures réduisant les conséquences pour l'écosystème local si échappement de poissons ou de crustacés, y compris récupération des animaux. Lutte biologique contre les parasites : préférence à l'emploi de poissons nettoyeurs.--> pas de précision sur leur caractère indigène	Obligation de moyens ambitieuse
	ASC Saumon	Espèces non indigènes autorisées si largement produites commercialement dans la région avant publication de ASC saumon <u>ou</u> si lutte contre parasites (pou du poisson). Preuves demandées de la prévention des évasions et formation des employés (filets, registres, risques dénombrement)--> prévention pour limiter le risque) Maximum de 300 évasions au cours du cycle de production le plus récent --> limitation qui renforce si jamais la prévention n'est pas suffisante.	Obligation de résultats ambitieuse
	ASC Bivalves	Aucune permission d'avoir introduit une espèce, un nuisible ou un pathogène non indigène de manière illégale dans les 10 ans précédant l'évaluation	Obligation de moyens peu ambitieuse
	LR Saumon	Plan de gestion de contrôle des échappés validé par les autorités compétentes	Obligation de moyens ambitieuse
	LR Bivalves	Pas de mesures	Abs. du cahier des charges

La plupart des labels aquacoles étudiés intègrent des dispositions concernant les risques d'échappement et l'indigénité des espèces élevées. Les labels ASC Saumon, ASC Bivalves, Label Rouge Saumon et AB Aquaculture encadrent de diverses manières l'introduction d'espèces non indigènes et la gestion des évasions dans les élevages aquacoles.

Le label ASC Saumon autorise l'élevage d'espèces non indigènes si elles étaient déjà courantes dans la production de la région avant la création du label, ou pour des raisons de lutte contre les parasites. En revanche, le règlement AB pour l'aquaculture privilégie les espèces locales adaptées aux conditions de production pour la reproduction, sans préciser de tels critères pour les espèces utilisées dans la lutte biologique. Par ailleurs, les cahiers des charges ASC Saumon, Label Rouge Saumon et AB Aquaculture exigent des plans de gestion des échappements comprenant des mesures de prévention (ASC : formation des employés, filets appropriés, tenue de registres ; AB : conception et localisation adaptées des installations) ainsi que des mesures de gestion en cas d'évasion (ASC : maximum de 300 évasions par cycle soit maximum 1 évasion pour 1000 poissons élevés, AB : récupération des animaux en cas d'évasion). Ces mesures visent à limiter les impacts sur les populations indigènes en cas de défaillance des mesures préventives.

Pour l'élevage de mollusques, le label AB encourage l'utilisation d'huîtres creuses de stocks sélectionnées pour minimiser leur reproduction dans le milieu naturel, tandis que le cahier des charges du label ASC Bivalves interdit l'introduction illégale d'espèces, nuisibles ou pathogènes non indigènes sur les 10 années précédant l'évaluation. Cependant, cette dernière disposition ne précise pas si une introduction légale, mais non encadrée, d'espèces indigènes est permise, ni les mesures de contrôle de leur prolifération hors des zones d'élevage.

3.2.2.5. Alimentation animale : des impacts directs et indirects

Les impacts sur la biodiversité de l'alimentation des animaux aquatiques élevés résultent principalement de la pêche minotière, qui fournit farines et huiles de poissons, et de la production végétale transformée en granulés. Ces deux sources sont analysées en détail dans les sections correspondantes de cette étude. Nous renvoyons donc à ces parties pour davantage d'informations sur les effets directs des différentes pratiques ou modes de production et de capture sur

la biodiversité, et nous étudions ci-après les mesures d'alimentation présentes dans les cahiers des charges aquacoles qui peuvent directement ou indirectement impacter la biodiversité marine ou terrestre.

3.2.2.6. Abondance des espèces : impacts de l'alimentation des poissons d'élevage et des prélèvements en milieu naturel

Les prélèvements issus de la pêche minotière concerne des petits poissons pélagiques prélevés en milieu naturel souvent dans des régions lointaines des lieux d'aquaculture (impact « importé »). Les prélèvements locaux concernent les populations sauvages soit de géniteurs, soit de juvéniles (cas du naissain d'huîtres ou de moules), ou d'adultes utilisés pour faire du grossissement (cas de l'embouche de thon par exemple). Le cas ne se pose pas vraiment pour le saumon car l'ensemble du cycle est maîtrisé et les poissons élevés. Mais la question peut rester pertinente dans les élevages de saumons pour les poissons nettoyeurs, par exemple, utilisés pour lutter contre les poux de mer.

Pratiques	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	
Alimentation des poissons élevés avec des petits poissons pélagiques prélevés en milieu naturel	AB Aquaculture	Aliments issus de l'aquaculture biologique (donc pas d'espèces sauvages pêchées). Priorité pour les carnivores aux farines et huiles de poisson provenant de chutes de parage d'animaux capturés dans des pêcheries durables (pourcentages précisés pour crevettes et poissons d'eau douce) → aliments pas directement pêchés pour l'aliment, seulement co-produits de la pêche, durable qui plus est	Obligation de moyens ambitieuse
	ASC Saumon (Révision en cours)	Limitation de la quantité de farine et d'huile de poisson de fourrage (pêché pour l'aliment) ou des sources marines d'oméga 3 dans la ration alimentaire par rapport au poids moyen d'un saumon élevé ("ratios de dépendance" : FFDRo < 2,52, FFDRm < 1,2, ETA + DHA < 30 g/kg d'aliment). --> limitation mais pas d'indication sur la gestion des stocks pêchés / sur l'impact du mode de capture sur la biodiversité	Obligation de moyens peu ambitieuse
	ASC Bivalves	Sans objet	Sans objet
	LR Saumon	Teneur en produit d'origine marine : 49% au minimum à travers le cycle de production, 30 à 70% de farines de poisson, 8 à 30% d'huiles de poisson. Tout ingrédient provenant de salmonidés est interdit.	Obligation de moyens peu ambitieuse
	LR Moules	Sans objet	Sans objet
Prélèvements en milieu naturel : juvéniles, petits poissons pélagiques, semences	AB Aquaculture	Prélèvement de juvéniles sauvages seulement dans le cadre de programmes de conservation si espèces menacées, ou reconstitution de stocks sauvages particuliers pour exploitation durable des espèces concernées --> seulement pour conservation de la biodiversité, donc impact positif car a pris en compte l'état des stocks Semences sauvages autorisées pour les bivalves si "aucun préjudice significatif pour l'environnement" ou issues de colonies surnuméraires ou spontanées	Obligation de résultats ambitieuse
	ASC Saumon	Pas de mesures	Absence du cahier des charges
	ASC Bivalves	Pas de semences sauvages obtenues à partir d'une source libre d'accès non réglementée. --> évite des problèmes sanitaires dont l'introduction de pathogènes ?	Obligation de moyens ambitieuse
	LR Saumon	Pas de mesures	Absence du cahier des charges
	LR Moules	Captage naturel de naissains sur pieux	Obligation de moyens ambitieuse

Les labels Label Rouge Saumon, ASC Saumon, et le règlement AB encadrent de manières opposées l'alimentation des poissons élevés avec huiles et farines de petits poissons pélagiques. Le label ASC Saumon définit des ratios limitants à l'usage de farines et d'huiles de poisson provenant de sources marines dans les rations alimentaires des saumons, sans toutefois préciser (dans le cahier des charges actuel, les pratiques de capture de ces poissons de fourrage. Ce cahier des charges est en cours de révision (2024-2025) et sera complété par une obligation que la pêche minotière soit certifiée MSC (référentiel « ASC Feed » deviendra obligatoire en octobre 2025). Le Label Rouge Saumon impose quant à lui une teneur minimale en ingrédients marins dans la production, avec 30 à 70 % de farines de poisson et 8 à 30% d'huiles de poisson, tout en obligeant à une certification des pêcheries dont proviennent ces aliments par des labels comme MSC ou *Friends of the Sea*. Quant au règlement AB pour l'aquaculture, il privilégie une alimentation elle-même issue de l'aquaculture biologique, et donne priorité pour l'alimentation des poissons carnivores aux co-produits de pêcheries certifiées durables.

Concernant les prélèvements en milieu naturel, le Label Rouge Saumon et le règlement AB restreignent ainsi l'approvisionnement aux pêcheries certifiées. Le règlement AB pour l'aquaculture complète ces préconisations en limitant les prélèvements de juvéniles sauvages à l'exploitation durable d'espèces, encadrés par des programmes de conservation si ces espèces sont menacées. Ce règlement autorise d'autre part le captage des semences de bivalves sauvages seulement en cas d'absence de «préjudice significatif pour l'environnement» ou pour les colonies surnuméraires ou spontanées. Enfin, ASC Bivalves interdit l'utilisation de semences sauvages d'origine non réglementée, une mesure qui réduirait les risques sanitaires induits par l'introduction de pathogènes.

3.2.2.7. Modifications physiologiques ou comportementales des populations locales : impacts de l'alimentation des poissons élevés en pleine mer avec des granulés végétaux

Pratique	Label	Mesures présentes dans les cahiers des charges des labels	
Alimentation des poissons élevés en pleine mer avec des granulés végétaux / Modifications physiologiques ou comportementales	AB Aquaculture	Aliments biologiques d'origine végétale autorisés durant la phase d'engraissement pour poissons en eaux intérieures et tropicales et crevettes. Les aliments destinés aux animaux d'aquaculture carnivores peuvent également provenir de matières premières biologiques d'origine végétale. --> précision sur un mode de production végétale favorable à la biodiversité mais ne dit pas quelles quantités d'aliment, et les mesures à prendre pour éviter que cet aliment ne se retrouve dans le milieu	Obligation de moyens peu ambitieuse
	ASC Saumon	100 % du soja ou des ingrédients dérivés du soja, contenus dans les aliments pour animaux sont certifiés RTRS ou équivalent. --> limite l'impact de la biodiversité importée par la certification. mais ne dit pas quelles quantités d'aliment, et les mesures à prendre pour éviter que cet aliment ne se retrouve dans le milieu	Obligation de résultats ambitieuse
	ASC Bivalves	Sans objet	Sans objet
	LR Saumon	Teneur en aliments d'origine végétale : 0 à 49 % de plantes protéagineuses, 10% maximum d'inclusion d'huiles d'algues marines, 1% maximum d'huile de palme --> ne dit pas les mesures à prendre pour éviter que cet aliment ne se retrouve dans le milieu et n'ait des effets sur la biodiversité locale, et pas de garantie si l'huile de palme (quantité limitée) ne provient pas de la déforestation (perte de biodiversité importée)	Obligation de moyens peu ambitieuse
	LR Moules	Sans objet	Sans objet

Les labels Label Rouge Saumon, ASC Saumon et AB Aquaculture fixent divers critères encadrant l'alimentation végétale des poissons élevés en mer. Le Label Rouge Saumon précise des limites quantitatives pour certains produits végétaux, sans que ni l'origine ni le mode de production de ces aliments ne soient précisés, posant ainsi un risque de perte de biodiversité importée. En revanche, le label ASC Saumon exige qu'à minima le soja et ses dérivés soient certifiés par le label RTRS ou équivalent, et le règlement AB autorise uniquement les aliments d'origine végétale issus d'un mode de production biologique pour les poissons en eaux intérieures et tropicales, les crevettes, ainsi que les carnivores marins.

Toutefois, aucun des labels aquacoles étudiés n'inclut de mesures spécifiques pour prévenir les impacts sur la biodiversité locale en cas de diffusion de ces aliments dans le milieu. Les mesures présentes dans la section « densité d'élevage » peuvent néanmoins permettre de réduire la quantité d'aliments à introduire dans le milieu, et par conséquent leurs effets.

3.2.3. Conclusion sur la partie aquaculture

En conclusion, l'analyse des cahiers des charges des labels aquacoles met en évidence une variété de mesures visant à limiter les impacts sur la biodiversité, bien que leur portée et leur efficacité varient. Concernant l'enrichissement

organique des sédiments, les labels ASC Saumon et ASC Bivalves fixent des seuils stricts accompagné d'un suivi rigoureux, tandis que le règlement AB met l'accent sur la collecte et la dispersion des déchets organiques, sans nécessairement encadrer leurs effets en aval. Les perturbations physiques liées à l'installation des structures d'élevage sont atténuées par des réglementations spécifiques déjà en vigueur, auxquelles s'ajoutent les exigences des labels Label Rouge Saumon et AB, qui prévoient des adaptations aux écosystèmes et des filets anti-prédateurs sécurisés. La gestion des densités d'élevage est prise en compte uniquement par les labels AB et Label Rouge, mais les critères retenus semblent davantage orientés vers l'assurance de la qualité du produit final que vers la mitigation des impacts sur l'environnement marin. Les risques d'échappements sont anticipés via des plans de prévention et de récupération, bien que les exigences diffèrent d'un label à l'autre. En matière d'alimentation, notamment l'utilisation d'ingrédients marins et végétaux, les labels encadrent ces pratiques avec une attention inégale à la durabilité et à la traçabilité des sources, tout en négligeant souvent les impacts de la diffusion de ces aliments dans l'environnement des exploitations aquacoles. Ainsi, il apparaît que les mesures préconisées par les labels, bien qu'elles apportent des garanties en termes de qualité pour le consommateur et de valeur ajoutée pour le producteur, ne traduisent pas nécessairement une volonté de transformation du modèle de production intensif.

Paradoxalement, certains cahiers des charges de labels aquacoles n'ont pas encore intégré une approche globale pour certaines pratiques, alors même qu'elle permettrait de mieux refléter la réalité du terrain et de réduire l'impact sur la biodiversité.

3.3. Pêche

3.3.1. Introduction

3.3.1.1. Pêche et autres sources d'impact anthropique

La biodiversité marine est soumise à de nombreuses pressions anthropiques directes et indirectes. Il est difficile d'en hiérarchiser les impacts tant ils sont d'origine et de mode de pressions différents, mais il est évident que la pêche a joué, et joue encore un rôle prépondérant dans les impacts directs, tandis que le changement climatique devient la première source d'impact indirect (IPBES *et al.*, 2019 ; OSPAR, 2023a ; Duarte *et al.*, 2020). Le CIEM (Conseil International pour l'Exploration de la Mer) publie des « *Ecosystems overviews* » pour toutes les écorégions d'Europe¹⁹ décrivant les principales sources de pression et d'impact sur les écosystèmes marins, avec une classification semi-quantitative basée sur l'intensité de l'impact, son emprise géographique et une estimation du risque associé. Dans toutes les écorégions CIEM dans lesquelles pêche la France (Mer du Nord, Mer Celtique, Golfe de Gascogne), la pêche est encore identifiée comme la première source de pression, se traduisant surtout par ce que le CIEM appelle « l'extraction sélective des espèces » et « l'impact sur les fonds marins ».

Si le présent chapitre s'intéresse uniquement aux impacts de l'activité de pêche sur la biodiversité marine, il faut néanmoins garder à l'esprit l'importance des autres sources de pressions anthropiques directes et indirectes Figure 3-33), dans les considérations liées à la protection de la biodiversité et du bon état écologique des écosystèmes marins.

¹⁹ Ecosystem Overviews : <https://www.ices.dk/advice/ESD/Pages/Ecosystem-overviews.aspx> [Consulté le 15/05/2024]

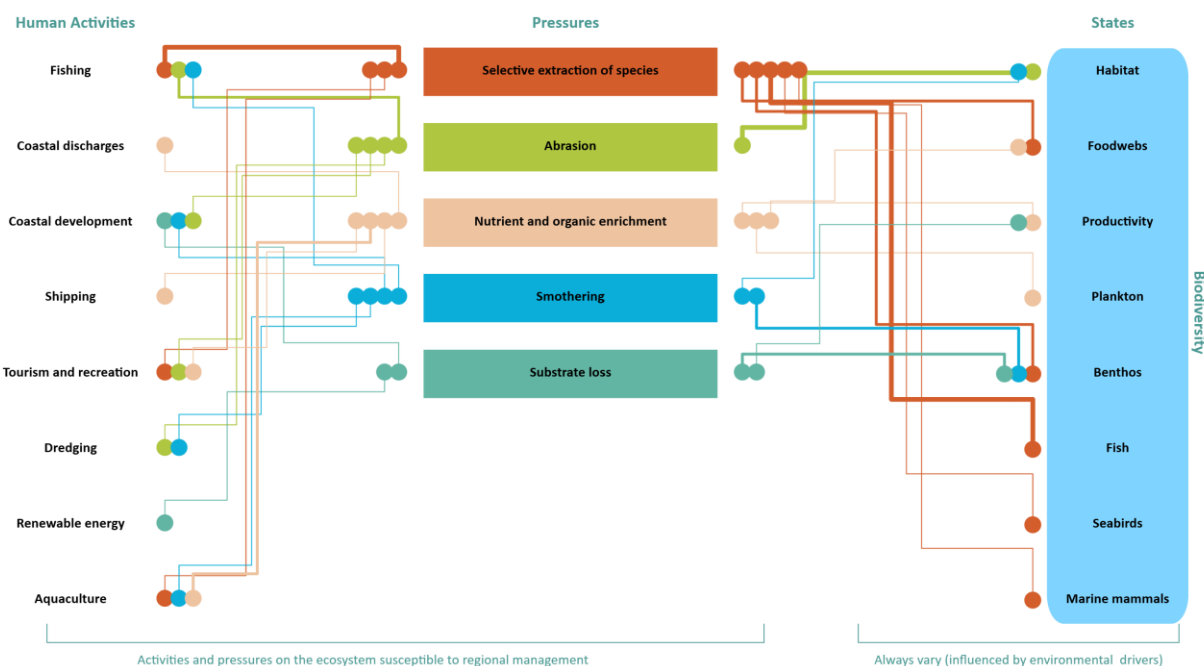


Figure 3-33. Exemple d'Ecosystem Overview du CIEM : Représentation synthétique des activités humaines et des pressions majeures s'exerçant sur les différentes composantes des écosystèmes de l'écorégion Golfe de Gascogne-Côte Ibérique.
Source : ICES Advice (ICES, 2022)²⁰.

3.3.1.2. Organisation et partage des sources d'information scientifique : de la recherche nationale à l'expertise internationale

L'analyse et la quantification des impacts de la pêche sur les écosystèmes marins et leurs ressources constituent l'objectif principal de la science halieutique depuis des décennies, et le corpus de littérature est très volumineux. Par ailleurs, compte tenu de l'importance de ces sujets pour la gestion des pêches par les pouvoirs publics (et notamment par l'Union Européenne, qui en a la compétence exclusive dans le cadre de la Politique Commune de la Pêche, PCP), les institutions et organisations internationales (Tableau 3-14) jouent un rôle de premier plan (i) en pilotant et en organisant le développement de méthodes opérationnelles, et (ii) en les testant et en les mettant en œuvre à grande échelle, dans le but d'assurer une applicabilité la plus complète et la plus générique possible pour tous les produits de la mer issus de la pêche.

Ainsi, le travail de recherche (collecte de données, observation, analyse, modélisation, etc.) est effectué dans les laboratoires et instituts de recherche nationaux, notamment via des financements européens standardisés depuis le début des années 2000 (cadre dit de la DCF, Data Collection Framework, et règlements associés²¹) et des suites de projets de recherche européens (H2020, Horizon Europe, etc.) qui ont créé et maintenu des réseaux européens très dynamiques de recherche halieutique ; mais cette recherche nationale est également largement structurée autour de la participation régulière de ces mêmes chercheurs de différentes nationalités aux groupes de travail d'expertise des organisations internationales, permettant l'émergence de normes et standards génériques, robustes et opérationnels, qui sont en retour plus facilement partagés et mis en œuvre ensuite à échelle nationale. Par conséquent, nous avons fait ici le choix de nous appuyer en priorité sur les rapports publiés par ces organisations internationales pour décrire l'état des connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques de pêche sur la biodiversité, plutôt que sur une revue de littérature telle que conduite dans le chapitre 2, et pour l'agriculture et l'aquaculture dans ce chapitre 3, en

²⁰. Diagramme interactif consultable à <https://www.ices.dk/advice/ESD/Pages/Bay-of-Biscay-and-the-Iberian-Coast-Ecosystem-overview.aspx?diagramid=50>

²¹ https://dcf.ec.europa.eu/general-information/current-legislation_en

considérant que ces rapports reflètent cette approche synergique recherche nationale-expertise transnationale, avec également des actualisations des développements en cours plus rapides que via des articles scientifiques publiés de manière disparate.

Nos sources principales sont celles qui influencent le plus la science et la gestion halieutique en Europe, et par là-même en France (hexagonale mais aussi pour les 5 départements d’Outre-mer qui sont également soumis au cadre de la PCP), à savoir les rapports des instances du Tableau 3-14, auxquels nous avons rajouté, là où jugé pertinent et nécessaire, des publications scientifiques et des rapports additionnels connus des experts BiodivLabel (e.g. rapports de l’Office Français de la Biodiversité OFB, Ifremer, Institut Agro, livrables récents de projets de recherche européens, rapports d’autres d’organisations, etc.).

Tableau 3-14. *Instances européennes et internationales jouant un rôle dans l'appui aux Politiques Publiques concernant la pêche.*

Instances		
CIEM	Conseil international pour l'exploration de la mer	(ICES en anglais), https://www.ices.dk/Pages/default.aspx
CSTEP	Comité scientifique, technique et économique de la pêche de l'Union européenne	(STECF en anglais) https://stecf.ec.europa.eu/index_en?prefLang=fr
JRC	Joint Research Center, Commission Européenne	
FAO	Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture	https://www.fao.org/home/en/

3.3.1.3. Articulation avec les autres chapitres

L’analyse des liens entre pratiques et biodiversité peut se faire sous deux angles différents, qu’on pourrait simplifier en les qualifiant de « vue de la mer » et « vue de la terre ».

L’approche « vue de la mer » est la plus classique et la plus courante en halieutique et en écologie marine ; elle consiste à analyser les impacts à l’échelle d’une population exploitée, d’une zone ou d’un écosystème marin (analyses « d’états », par exemple l’objectif de Bon Etat Ecologique (BEE) de la Directive Cadre européenne sur la Stratégie pour le Milieu Marin, DCSMM), et/ou à l’échelle d’une activité de pêche, d’une flottille ou d’un engin (analyses de pression). L’approche « vue de la terre » est plus récente, et s’inscrit directement dans les réflexions autour de l’empreinte environnementale (*environmental footprint* EF) et de son affichage : il s’agit de mesurer l’impact environnemental à l’échelle d’un produit alimentaire, c’est-à-dire un produit de la mer vendu aux consommateurs sur le marché de l’UE, qu’il provienne de la production nationale ou importée. Cet angle « vue de la terre » rassemble les méthodes dites ACV (Analyses du Cycle de Vie), mais incite aussi les spécialistes des méthodologies d’analyse halieutique « vues de la mer » à s’adapter à cet angle de vue différent et à proposer des approches nouvelles d’évaluation des produits de la mer (STECF, 2021, 2023, 2024 ; Grati *et al.*, 2025 ; Gaillet *et al.*, 2023 ; JRC, 2025).

Dans le cadre de BiodivLabel, le présent chapitre 3 détaille les connaissances sur le lien entre pratiques de pêche et biodiversité à partir des approches usuelles « vues de la mer » ; tandis que les approches produit, « vues de la terre », sont décrites au chapitre 4.

3.3.2. De la notion de « pratiques » en halieutique

3.3.2.1. Nuances d’interprétation du terme « pratiques »

Les nombreuses discussions au sein du groupe BiodivLabel ont montré à quel point le sens du terme « pratiques », au cœur de ce chapitre 3, pouvait différer d’une personne à une autre en fonction du champ disciplinaire. Ainsi, ce sous-chapitre sur la pêche diffère sensiblement de ceux sur l’agriculture et l’aquaculture; de même que, comme on le verra plus bas, la philosophie et les exigences des cahiers des charges (CdC) des labels pêche (MSC, Ecolabel Pêche Durable) diffèrent sensiblement de celle des labels agricoles et aquacoles; les méthodes d’analyse décrites ci-dessus

s'appliquent alors difficilement et les comparaisons agriculture-aquaculture *versus* pêche sont enrichissantes mais pas toujours pertinentes. Il nous faut ainsi (ré-) expliquer ici quelques concepts fondamentaux, pour qu'un lecteur non-expert puisse bien comprendre les spécificités de la pêche et des labels afférents.

La pêche, comme la chasse et la cueillette, exploite directement des ressources (i) sauvages, (ii) renouvelables, et (iii) partagées. (i) implique que l'homme ne maîtrise pas le cycle de vie de ces ressources, dont la productivité (croissance, reproduction) est entièrement liée aux conditions de l'environnement naturel. Pour qu'une population de poissons se renouvelle, il faut que l'entièreté de son cycle sauvage œuf-larve-juvénile-adulte-ponse puisse se réaliser, sachant qu'en général chacun de ces stades se développe dans un habitat marin différent : en moyenne à peine 1 œuf de poisson sur 100 000 œufs pondus arrivera jusqu'à l'âge adulte (Le Pape et Bonhommeau, 2015). Mais la productivité dépend aussi du maintien d'une population adulte suffisante pour assurer cette ponte et permettre le renouvellement des générations. (ii) implique que si les deux conditions ci-dessus sont réunies et maintenues, (environnement sain, population de géniteurs suffisante), la population crée de la biomasse en continu, et ce gain de biomasse peut alors en principe être exploité indéfiniment par l'homme pour ses besoins alimentaires ; mais si elles ne sont pas/plus réunies, et notamment si la pêche prélève trop d'individus dans la population adulte, le cycle de vie se dégrade et le renouvellement des générations est compromis ; on parle de *surpêche*. (iii) implique que de nombreux pêcheurs, souvent issus de pays différents et utilisant des techniques de pêche différentes, se partagent cette même biomasse, et partagent donc collectivement la responsabilité de maintenir la population de géniteurs à un niveau suffisant, malgré une incitation économique naturelle pour chacun de maximiser individuellement sa part d'exploitation.

Ainsi, le premier critère de la durabilité d'une activité de pêche (premier au sens du plus anciennement documenté et régulé, c'est-à-dire depuis le Sommet Mondial pour le Développement Durable de Johannesburg (Nations Unies, 2002), porte sur la capacité collective de tous les pêcheurs à limiter les prélèvements totaux en deçà d'un seuil qui mettrait en danger non seulement la population sauvage et son renouvellement, mais de fait aussi la viabilité économique de la pêche. Cette régulation ne peut s'établir que par des arrangements politiques contraignants pour tous et contrôlés par des autorités extérieures : c'est ce que nous appelons ici « pratiques de gestion collective ». Elle se traduit par exemple par la fixation de TAC (Totaux Admissibles de Captures) et l'instauration de quotas de pêche. Ces pratiques de gestion visent ainsi en premier lieu à limiter le prélèvement total (« **combien** de poissons morts par la pêche chaque année »). Le sujet de l'importance des impacts issus des pratiques individuelles (« **comment** » ces poissons ont été capturés : type d'engin de pêche, taille de navire, etc.) a émergé plus récemment, du fait notamment des questionnements croissants autour des impacts sur les fonds marins et sur les captures accidentelles.

Un corollaire de cette dimension collective, qui est très prégnant dans les cahiers des charges des labels marins étudiés ici, est qu'un bateau de pêche individuel ne peut intrinsèquement pas être considéré comme durable, donc potentiellement labellisable, si la gestion collective des populations qu'il exploite, en commun avec tous les autres pêcheurs labellisés ou non, n'est pas assurée ; et ce, même si ses pratiques individuelles pourraient être en soi considérées comme ayant peu d'impact. C'est le principe des externalités négatives.

Ces dualités entre le combien et le comment, le collectif et l'individuel représentent l'essence même de la notion de pêche durable, et forme le fondement aussi bien de la gestion de la pêche par tous les pouvoirs publics à travers le monde, organisés internationalement dans des ORGP (Organisations Régionales de Gestion de la Pêche) (et y compris dans l'Objectif de Développement Durable ODD 14.4), que des labels analysés dans l'étude BiodivLabel.

Ainsi, dans nos analyses des pratiques de pêche ci-dessous, nous décrivons ce qui est su et quantifié des impacts de la pêche sur l'écosystème à la fois dans leur dimension individuelle et dans leur dimension collective, en préalable à l'analyse plus détaillée des cahiers des charges des deux labels.

3.3.2.2. Niveau(x) d'étude - de la difficulté de définir les types de pratiques de pêche à partir des activités individuelles de chaque pêcheur

Cette introduction conceptuelle sur la notion de « pratiques collectives » nous amène à partager une seconde réflexion, importante à comprendre quand on analyse des labels de pêche, qui est celle de la nécessité, et de la difficulté, de définir qui est inclus dans le collectif, et à qui s'appliquerait un label quand une ressource est partagée à plusieurs.

Comme on le verra ci-dessous, un élément majeur de distinction dans ce chapitre 3 entre les labellisations terrestres/aquacoles d'un côté et halieutiques de l'autre, est que les analyses d'impact sont presque toujours réalisées non pas à l'échelle d'une exploitation ou d'une parcelle individuelle, mais presque toujours à l'échelle d'une « pêcherie » ou d'un groupe – de navires ou de types d'activités, considérant leur impact cumulé ; les études scientifiques à l'échelle individuelle du navire restent rares en halieutique, bien que plusieurs données, notamment les données règlementaires obligatoires sur l'effort de pêche et les débarquements, soient disponibles à ce niveau individuel.

Chaque entité de pêche possède des caractéristiques propres, à la fois (i) structurelles (taille de navire, équipements et infrastructures à bord définissant les engins qui peuvent être utilisés – e.g. chalutiers vs. fileyeurs, port d'attache, mais aussi parfois structure administrative (artisanal *versus* industriel)²², rayon d'autonomie par rapport à la côte (côtier *versus* hauturier, etc.)), (ii) stratégiques et saisonnières (engin(s) de pêche utilisé(s) à différents moments de l'année (Figure 3-34), zone(s) visitée(s), espèce(s) ciblée(s)). Ces deux types de caractéristiques dites « d'entrée (« inputs »), (i) et (ii), correspondent aux moyens et pratiques individuelles mis en œuvre, et leur diversité est très grande au sein de la pêche française. Par ailleurs, chaque entité de pêche possède également des caractéristiques propres quant à ses résultats [« outputs »] et aux impacts afférents. Ainsi, deux unités de pêche similaires, utilisant les mêmes pratiques (e.g. mêmes engins dans les mêmes zones au même moment), ne ramèneront pas forcément la même pêche au port, ni en quantité totale ni en répartition entre les différentes espèces. Cela est dû à la fois au côté intrinsèquement variable et incertain de la capture elle-même, mais également aux choix tactiques quotidiens des pêcheurs, influencés entre autres par leurs droits de pêche individuels (licences, quotas de pêche, etc.).

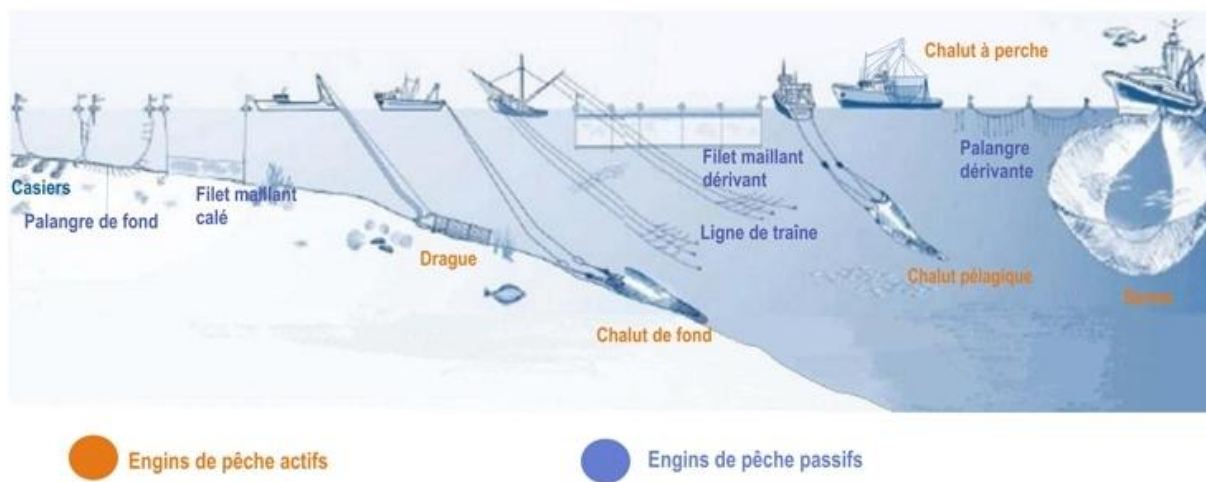


Figure 3-34. Représentation graphique des différents engins de pêche utilisés en France.
©Ifremer (<https://peche.ifremer.fr/Le-monde-de-la-peche/La-peche/comment/Les-engins>)

²² La définition de la pêche dite « artisanale » varie d'un pays à l'autre. Administrativement, en France (https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000032748354/), une entreprise de pêche est dite artisanale quand l'armateur est à bord (patron-pêcheur), par opposition à une structure où le patron de pêche est salarié d'une entreprise dont l'armateur est à terre (armement). Cela n'est pas lié à la taille ni au type de navire, et la pêche artisanale inclut de facto des navires pouvant aller jusqu'à des chalutiers de 24m. Pour une définition liée à la taille et au type du navire, il semble préférable d'utiliser le terme « petite pêche côtière » correspondant mieux à la nomenclature utilisée ailleurs dans le monde des « small-scale fisheries, SSF », qui désigne des bateaux de moins de 12 mètres équipés aux arts dits « dormants » (non tractés, e.g. casiers, filets, lignes, par opposition aux arts dits « traînants », chaluts, dragues, seines).

De manière générale, on définit deux niveaux d'organisation : la *flottille* (aussi communément appelée *segment de flotte*), qui décrit un groupe de navires en fonction de leurs caractéristiques structurelles (point (i) ci-dessus), et le *métier*, qui décrit le type d'activité de pêche (engin utilisé, zone, espèces cibles, point (ii)). Un navire n'appartient qu'à une seule flottille mais peut pratiquer plusieurs métiers au cours de l'année, voire au cours de la même semaine ou du même jour. Notons qu'un même métier peut être pratiqué par les navires de différentes flottilles. De la même manière, un métier capture souvent plusieurs espèces au cours de la même opération de pêche, et une même espèce peut être capturée par différents types d'engin. L'impact environnemental de la pêche est ainsi plutôt structuré par le type d'activité, et donc le métier pratiqué et dans une moindre mesure par la flottille d'appartenance. A l'inverse, le niveau bateau / flottille est structurant pour décrire les conditions socio-économiques des entreprises de pêche, et les questions de gouvernance.

Le terme « pêche » reste un terme plus générique, utilisable dans différents contextes mais avec une définition littérale plus mouvante. Les pêcheries certifiées par les labels MSC et Ecolabel Pêche Durable sont ainsi une combinaison des deux niveaux, flottille et métier. Elles sont caractérisées par un stock ciblé, une zone de pêche, un engin et un ensemble de navires individuellement identifiés.

Cette variabilité dans la description et la typologie de la pêche est importante à comprendre dans le contexte de BiodivLabel, car c'est une question récurrente, qui peut être source de confusion dans le débat médiatique et politique²³ ; et parce que l'échelle d'organisation utilisée dans l'analyse des impacts conditionne en partie la significativité des résultats obtenus, et affecte la perception des gestionnaires et consommateurs. On peut aussi souligner que cette question de la description, de la typologie et de l'analyse de types de pêche est particulièrement complexe en France, encore plus que dans d'autres pays, du fait de la très grande diversité des espèces et des conditions environnementales rencontrées dans les différentes façades maritimes. Pour rappel, la France est le seul pays européen bordé par quatre Ecorégions marines, sans compter les outre-mer. Cette diversité géographique et écologique conditionne la grande diversité des modes de captures et des stratégies individuelles de pêche développées par les professionnels. C'est cette diversité qui rend particulièrement difficile l'émergence de catégories claires et distinctes.

Les scientifiques disposent de nombreuses connaissances et de données sur ces différents niveaux d'organisation, qui peuvent alors être combinées de différentes manières pour créer des typologies différentes en fonction des questions analysées. Dans la littérature décrivant les impacts, plusieurs stratifications (engins, métiers et/ou flottilles) ont ainsi été utilisées, nous en présentons donc les principales ci-dessous (Tableau 3-15).

La typologie de base est celle instituée au niveau européen par la DCF (Data Collection Framework), le règlement-cadre qui définit les principes de base et les règles générales relatives à la collecte, à la gestion et à l'utilisation des données halieutiques, conformément à la PCP (Politique Commune de la Pêche). Ce règlement décrit la catégorisation des navires dans des flottilles, ou segments de flotte, en fonction de leur longueur (6 classes de tailles) et de l'engin dominant utilisé au cours de l'année (13 catégories). Il décrit également la catégorisation des activités de pêche (métiers) sur la base d'une organisation hiérarchique décrivant l'engin, le type d'espèce(s) ciblée(s) et le maillage. La zone géographique est définie à l'échelle de larges bassins océaniques ou écorégions (zonage FAO ou CIEM).

²³ Par exemple, les termes « pêche artisanale », « petite pêche côtière » ou « pêche aux arts dormants » sont souvent utilisés de manière interchangeable, alors que comme on l'a vu à la note précédente, ils peuvent renvoyer à des définitions différentes, et être donc utilisés dans des acceptations différentes par différents acteurs. Les ONGs en particulier, mais également certains documents de la FAO, utilisent le terme « pêche artisanale » pour désigner ce que nous avons identifié plus haut comme « la petite pêche côtière » (i.e. navires de moins de 12 mètres utilisant des arts dormants). C'est aussi cette acceptation qui prévaut le plus souvent dans la perception du grand public. Naturellement, ces termes sont porteuses de certaines valeurs politiques — cf. par exemple <https://bloomassociation.org/je-m-informe/le-secteur-de-la-peche-en-france/la-peche-artisanale/> versus <https://www.pecheurs-normands.fr/2024/04/26/fondements-constitutifs-de-lunion-francaise-des-pecheurs-artisans/>. Réciproquement, le terme « pêche industrielle » est souvent utilisé en opposition binaire à la catégorie précédente (i.e. tout ce qui n'est pas artisanal est alors qualifié d'industriel), alors que cela peut là encore inclure des types de pêche très différentes

Tableau 3-15. Exemples de typologies et de niveaux d'étude des activités de pêche considérés dans la suite du chapitre.

Variables	Flottes DCF	Flottes agrégées TransiPêche	Flottes Ifremer	Métiers DCF
Classe de taille (m)	00-06	00-12 « côtiers »	moins de 15 m ou de 18 m (selon les activités)	
	00-10			
	06-12			
	10-12			
	12-18	12-24 « hauturiers »	plus de 15 m ou de 18 m	
	18-24			
	24-40	24-40 « Industriels »		
	40-xx			
Technique de pêche	TBB (chalut à perche)	ChaD chaluts et sennes démersaux		TBB Chalut à perche
	DTS (Sennes et chaluts démersaux)			SDN seine danoise
				SSC seine écossaise
	MGO (autres engins traînants)	Chaluts de fond (OTB, OTT, PTB)	Aussi seine de plage (SB), de bateau (SV) seines en paire (SPR)	
			OTB chalut de fond à panneaux	
			OTT chalut de fonds jumeaux	
		PTB chalut de fond tiré en bœuf (paire)		
	TM (Chaluts pélagiques)	ChaP Chaluts et sennes pélagiques	Chaluts pélagiques (OTM, PTM)	OTM chalut pélagique
				PTM chalut pélagique en bœuf
	PS (Sennes pélagiques)			PS bolinche
				LA seine lamparo
	DRB (Dragues)	Dra Dragues et polyvalents		DRB dragues
				HMD dragues mécanisées
				DRH dragues à main
	HOK (Hameçons)	Dor Filets, lignes et casiers	Palangres et lignes (LLS, LHP, LHM, LTL, LLF)	LHM lignes mécanisées
				LHP lignes à main
				LLD palangres dérivantes
				LLS palangres calées
				LTL lignes de traîne
	FPO (Caseyeurs)			FPO casiers et nasses
				FPN filets pièges fixe
				FYK verveux
	DFN (Fileyeurs)		Filets (GNS, GTR)	GTR Trémail
				GNS filets maillants ancrés
				GND filets maillants dérivants
Espèces cibles			Céphalopodes	CEP
			Crustacés	CRU
			Espèces démersales	DEF
			Espèces profondes	DWS
			Grands pélagiques	LPF
			Petits pélagiques	SPF
				Aussi mollusques (MOL), civelles (GLE), espèces anadromes (ANA), catadromes (CAT), d'eaux douces (FWS)
Zones de pêche			Mer du Nord	
			Manche Est	
			Manche Ouest	
			Ouest Ecosse	
			Ouest Irlande	
			Mer Celtique	
			Golfe de Gascogne	
			Golfe du Lion	

Selon cette typologie, le CSTEP recensait en France 141 segments de flotte, dont 117 considérés comme actifs en 2021 (54 dans l'Atlantique Nord Est, 28 en zone Méditerranée, 35 dans les autres régions maritimes (outre-mer et flottilles thonnières)(STECF, 2024a).

Dans le projet Transipêche (Quemper *et al.*, 2024), les flottilles CSTEP des régions Atlantique, Manche, Mer du Nord ont par exemple été agrégées en 12 flottilles en considérant 3 ensembles de tailles, 4 ensembles de techniques de pêche, et sans distinguer les zones de pêche ni les espèces cibles.

Un autre exemple de nomenclature, légèrement différente, se trouve dans les synthèses réalisées par le Système d'Informations Halieutiques (SIH)²⁴ de l'Ifremer sur les données récoltées annuellement par les observateurs scientifiques échantillonnant les captures directement à bord des navires de pêche (Programme ObsMer). Elles utilisent une segmentation combinant l'engin, l'espèce (ou le groupe d'espèces) cible(s) et la zone de pêche, avec dans certains cas également la catégorie de taille des navires, se rapprochant ainsi plus du concept de « pêcherie » explicité ci-dessus, même si le terme utilisé au quotidien est flottille.

3.3.2.3. Impacts relatifs et absolus, seuils de durabilité

Des difficultés majeures se présentent dans l'analyse quantitative des impacts de la pêche sur la biodiversité et dans la définition de seuils de durabilité.

La première difficulté est liée au fait de considérer les impacts en termes relatifs ou en termes absolus. Ainsi, comme on le verra dans ce chapitre, la science est désormais capable de quantifier une grande partie des impacts en termes relatifs, et donc de comparer les impacts de différentes pratiques, en les rapportant à des unités mesurables, typiquement une journée d'effort de pêche, ou un volume de capture (en tonnage ou en valeur), dans une zone géographique donnée : par exemple, le taux moyen de captures non désirées par tonne pêchée à la senne, au chalut ou à la ligne dans différentes régions ; ou l'impact relatif d'un jour de pêche d'un engin traînant ou dormant sur les fonds marins. Cependant, les impacts réels (i.e. en termes absolus) sur la biodiversité sont bien évidemment liés à l'intensité de l'utilisation de chacune de ces pratiques : nombre et puissance des navires concernés, nombre total de jours de mer, volume total capturé. Ainsi, un pourcentage « relativement » faible de captures non désirées, rapportées à un gros volume de capture par des bateaux de grande taille, peut représenter des quantités de captures importantes pour les populations concernées. De même, des dommages considérés comme faibles à l'échelle de bateaux de petite taille pris individuellement, peuvent s'avérer impactant pour la biodiversité si ces petits navires sont présents en grand nombre dans des espaces limités et fragiles.

La deuxième difficulté concerne la différence entre la notion de pression et celle de l'impact qui en résulte, qui est aussi liée à la capacité de l'environnement marin à supporter cette pression (résistance) et à se régénérer suite à son arrêt (résilience) ; capacité qui varie énormément d'un écosystème à un autre, d'une espèce à une autre, et même d'une population d'une espèce à une autre population de la même espèce. Ainsi, la même pression exercée avec la même intensité n'aura pas les mêmes conséquences en fonction de l'écosystème où elle s'exerce. Par exemple, la trace d'un engin de pêche tracté sur des fonds sableux dans des zones soumises à de fortes perturbations naturelles (courants, vents, marées etc.) s'estompe en quelques heures ou quelques jours, tandis que dans d'autres zones extrêmement sensibles et à faible niveau de perturbations naturelles (coraux, zones profondes, etc.), les dommages peuvent être irréversibles dès le premier passage d'un engin. De même, à taux de capture comparable, différentes populations d'espèces sensibles peuvent être affectées de manière très différente, en fonction de leur abondance et leur productivité propre. Ces différences de résistance et de résilience d'un écosystème à un autre rendent par exemple difficiles l'établissement d'indicateurs et de seuils pertinents pour définir ce que serait un niveau de pression acceptable, i.e. compatible avec le maintien ou l'atteinte du « bon état écologique » (BEE), l'objectif recherché par la Directive Cadre européenne sur la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).

²⁴ <https://sih.ifremer.fr/>

Par ailleurs, si on peut s'accorder assez facilement sur comment définir un écosystème non impacté d'un côté, et un écosystème dégradé d'un autre côté, il reste difficile de quantifier les états intermédiaires et notamment les notions de dommages « sérieux ou irréversibles » sur les habitats et sur les espèces vulnérables, et d'établir ainsi des seuils absolus permettant de caractériser l'état d'un compartiment de l'écosystème par rapport à différents points de référence, depuis la valeur limite (e.g. seuil d'irréversibilité) jusqu'à celle du bon état écologique correspondant à une situation de pêche considérée comme durable. Ce problème n'est pas spécifique à la pêche, et se retrouve bien entendu également dans le milieu agricole. C'est une des difficultés rencontrées par les labels, qui doivent définir des seuils binaires « durable/pas durable », de la même manière que la DCSMM cherche à établir une classification « BEE/non BEE »; et une des raisons qui pousse actuellement à l'émergence d'approche par scoring avec plusieurs nuances de gradation d'impact, comme on y reviendra par la suite (cf. chapitres 4 et 5).

Ces deux questions exigent de la science halieutique des réponses quantitatives particulièrement ardues, au vu de l'immense diversité des situations de pêche, à la fois en termes de type de pratiques et de niveaux d'intensité des pressions exercées, et au vu de la non moins immense complexité de l'environnement marin. Les réponses doivent être apportées pêcherie par pêcherie, population par population, zone par zone à des échelles géographiques parfois fines, avec à tous les niveaux des incertitudes importantes et des challenges de suivi scientifique et d'observation. Il faut rajouter à ces considérations la multitude des dimensions d'impacts (non seulement biologiques et écologiques, comme décrits à la Figure 3-33, mais également économiques et sociaux, non abordés ici), pour illustrer toute la difficulté pour la science de définir si une activité de pêche est durable ou non (Savina-Rolland *et al.*, 2023 ; Gascuel *et al.*, 2025).

A contrario

Comme on l'a dit ci-dessus il reste ainsi beaucoup plus facile de raisonner en valeur relative des impacts (rapportée à une unité) et de comparer les pratiques entre elles ou d'examiner leur évolution dans le temps, que de raisonner en valeur absolue des impacts en cherchant à savoir si une pratique est durable ou pas. Le premier cas revient à considérer que la durabilité n'est pas un état caractérisé par une réponse binaire durable/non durable, mais qu'elle est ou devrait être un processus dynamique, jamais achevé, de réduction des impacts (Gascuel, 2019 ; Roberts *et al.*, 2024). On s'intéresse alors à des performances de durabilité qui permettent de comparer des états entre eux (en valeurs relatives) et d'évaluer l'avancée du processus de réduction des impacts. Autrement dit, la recherche de la durabilité ne consiste alors plus à atteindre des seuils (par nature difficilement quantifiables), mais à s'inscrire dans ce processus de minimisation des impacts de la pêche sur toutes les composantes de l'écosystème. Et dans cette optique, le recours à des mesures relatives de l'impact, par nature plus faciles à mesurer, s'avère suffisant.

Comme on le décrit dans le chapitre 4, il faut souligner qu'une telle approche est directement opérationnelle dans une démarche de notation des produits de la mer. Il s'agit alors de donner à chaque produit un score de durabilité, qui vise in fine à informer le consommateur sur le niveau d'impact associé au produit, et non pas (comme un label cherchera généralement à le faire) de juger du caractère binaire durable ou non durable du produit. On en revient ainsi à la question de l'évaluation des impacts des pratiques de pêche sur la biodiversité marine, question qui ne préjuge ainsi pas de l'établissement d'un verdict de durabilité.

3.3.2.4. Description des types de pratiques dans la pêche commerciale

A l'instar de ce qui a été fait pour le terrestre, nous avons défini un schéma conceptuel sur la caractérisation des pratiques, des impacts et des grands types de biodiversité, sur la base de nos connaissances des activités de pêche, de manière à faire le lien entre les caractéristiques des activités de pêche et leurs impacts (Figure 3-35, voir aussi chapitre 1).

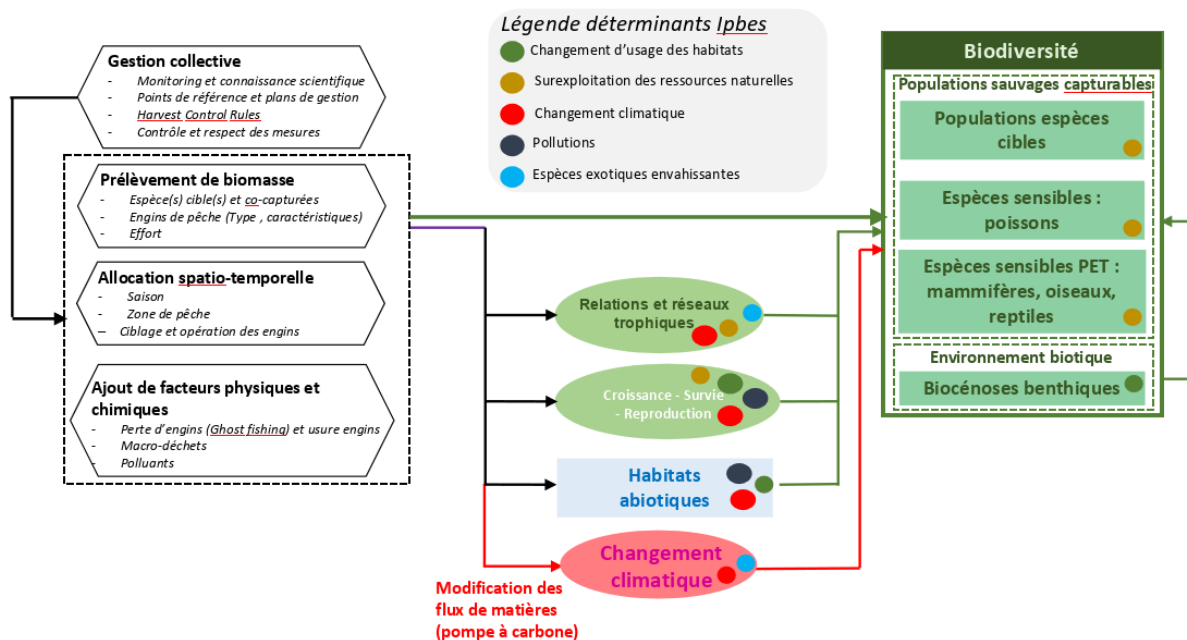


Figure 3-35. Caractérisation des activités de pêche et impacts sur la biodiversité.

Dans la colonne de gauche, le premier encadré (Gestion collective) reprend les aspects d'état et de **gouvernance** évoqués dans les préconisations des cahiers des charges. La boîte Gestion collective regroupe des critères relevant directement de l'unité de certification, et régule ou influe sur 4 catégories de pratiques individuelles, harmonisées avec les catégories de pratiques terrestres : **Prélèvement de biomasse**, **Allocation spatio-temporelle**, et **Ajout de facteurs physiques et chimiques**. Elle peut aussi se situer en amont, au niveau des populations exploitées et des écosystèmes dont l'état est influencé par différentes activités de pêche, d'autres activités humaines et par des facteurs environnementaux. Les deux encadrés suivants caractérisent la flottille ou pêcherie en définissant ses pratiques de pêche, qui elles-mêmes conditionnent les **impacts** de l'activité de la pêche. Finalement, le dernier encadré traite des pratiques de gestion des déchets et polluants.

Comme on l'a vu dans l'analyse de littérature au chapitre 2, la très vaste majorité des études traitant des labels s'applique à un nombre limité de classes d'EBV, essentiellement décrits à l'échelle des populations d'espèces, qu'elles soient « d'intérêt halieutique » ou non. Parmi les espèces non halieutiques, sont habituellement distinguées les « espèces à statut spécial » (PET protégées, en danger ou menacées, mammifères, oiseaux, tortues, etc.). Les EBV liés aux communautés sont surtout abordées dans le cadre des communautés benthiques (du fond de mer), tandis que les impacts de la pêche sur les autres EBV sont encore peu décrits.

Alors que la compréhension des différents types d'impact a émergé et évolué à des rythmes différents, les trois catégories majeures d'impacts de la pêche indispensables et prioritaires à prendre en compte dans toute analyse de la biodiversité marine (stocks exploités, captures accessoires ou accidentelles, et fonds marins) sont aujourd'hui largement acceptées et partagées dans la sphère halieutique. Ainsi on la retrouve dans les objectifs de la Politique Commune de la Pêche (Regulation (EU) No 1380/2013), mais aussi dans les priorités exprimées par la DGMare²⁵ parmi les 8 types d'impacts listés par le CSTEP en 2020 (STECF, 2021) (cf. chapitre 4).

²⁵ Direction générale des affaires maritimes et de la pêche, une des directions générales de la Commission européenne, responsable du domaine politique de la pêche, du droit de la mer et des affaires maritimes de l'Union européenne.

3.3.3. Quels impacts de la pêche sur la biodiversité marine ?

Cette partie décrit avec un certain niveau de détail ce qui est su et quantifié sur les 3 principaux types d'impact de la pêche française et européenne sur la biodiversité marine (sections 3.3.3.1 à 3.3.3.3). Les autres types d'impacts sont décrits également dans les sections suivantes, mais avec un niveau de détail moindre.

3.3.3.1. Pression de pêche sur les ressources exploitées (espèces ciblées et co-capturées)

Comme abordé en introduction, la pêche reste la pression dominante sur les populations de poissons de l'Atlantique Nord-Est (OSPAR, 2023a). L'impact le plus évident et le plus direct des activités de pêche sur la biodiversité est la réduction de biomasse des populations exploitées par rapport à ce qu'elle serait si la population n'était pas exploitée.

La Politique Commune des Pêches actuelle préconise l'exploitation des stocks halieutiques au Rendement Maximum Durable (RMD), c'est à dire en maximisant les captures moyennes à long-terme pour une productivité du stock et pour un mode d'exploitation donnés (figure 3-36). L'exploitation est donc considérée durable si la mortalité par pêche (F , estimée en considérant toutes les captures sur le stock considéré, toutes activités de pêche comprises) est inférieure ou égale au F_{RMD} , dans le but que la biomasse atteigne ou se maintienne au niveau de biomasse B_{RMD} et puisse ainsi produire le rendement maximum durable. Ces métriques sont reprises dans les deux premiers critères ($F \leq F_{RMD}$ et $SSB \geq B_{RMD}$) du descripteur 3 de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) traitant du bon état des populations marines exploitées (D3C1 : $F \leq F_{RMD}$ et D3C2 : $SSB \geq B_{RMD}$). Le critère de $SSB \geq B_{RMD}$ est également celui de l'ODD (Objectif de Développement Durable) 14.4, et celui utilisé par la FAO pour son suivi mondial de l'état des ressources halieutiques (FAO, 2024).

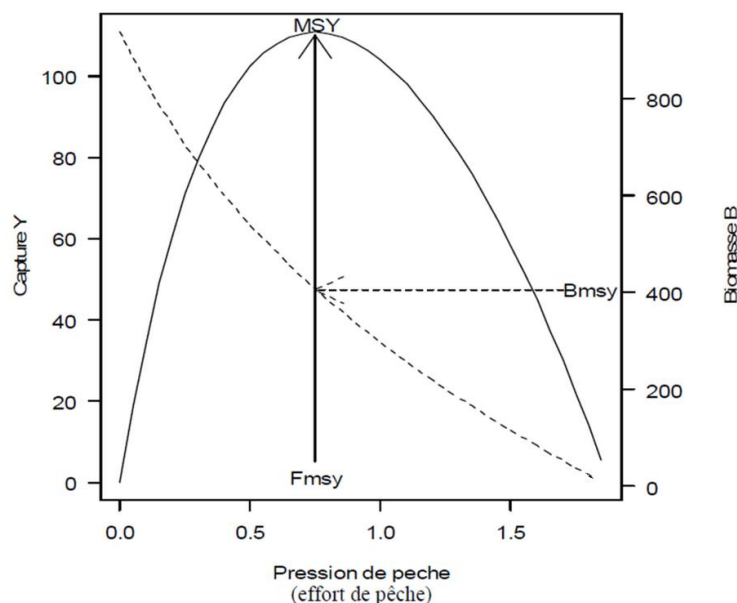


Figure 3-36. Principe du Rendement Maximum Durable RMD (ou Maximum Sustainable Yield MSY) : évolution des captures moyennes à long-terme (trait plein) et de la biomasse (tirets) avec l'intensification de l'effort et de fait de la mortalité par pêche. Le F_{MSY} est la mortalité par pêche (F) conduisant en principe à la B_{MSY} , la biomasse au RMD.

Il est important d'expliciter la mention « pour une productivité du stock et pour un diagramme d'exploitation donnés ». En ce qui concerne le premier élément, le « modèle RMD » fait en effet l'hypothèse que la productivité du stock est constante (ou variable sans tendance) dans le temps, et que pêcher à F_{RMD} conduit à court-moyen terme à atteindre ou se maintenir au-dessus de B_{RMD} . Cette hypothèse n'est pas toujours vraie, en particulier pour les populations dont la productivité est affectée par le changement climatique, ou de manière plus générale par des évolutions de leur environnement (habitats, proies, prédateurs). Le deuxième élément fait référence au fait qu'un même volume de

capture peut conduire à des impacts très différents en fonction du maillage utilisé ou de la réglementation sur les tailles de capture, et donc du diagramme d'exploitation (distribution en taille des captures). En effet, selon la taille des individus capturés, un même volume de capture ne correspond pas au même nombre d'individus prélevés, et par ailleurs, à plus long terme, réduire les captures des jeunes classes d'âge de manière à ce qu'elles puissent au moins atteindre l'âge de reproduction conduit également à une réduction des impacts à mortalité par pêche équivalente. Le RMD se calcule donc pour un diagramme d'exploitation donné, les cibles F_{RMD} et B_{RMD} associées seront différentes pour un autre diagramme.

Par ailleurs, la pêche modifie la structure en taille et en âge des populations de poissons, avec une proportion plus importante de jeunes classes d'âge dans les populations exploitées. Elle peut être également responsable d'une évolution des traits d'histoire de vie de ces populations (ex : maturation, croissance, cf. revue de Laugen *et al.* (2014), voire d'un appauvrissement génétique de la population exploitée ; Allendorf *et al.*, 2008). Ces impacts sont considérés dans le troisième critère du descripteur 3 DCSMM sus-mentionné (distribution par âge et par taille témoignant de la bonne santé du stock et effets négatifs limités de l'exploitation sur la diversité génétique, D3C3), mais sans métrique finalisée à ce jour (ICES, 2024a):

Approche par stock

En s'appuyant sur cette approche de la durabilité associée à la gestion au RMD, un diagnostic peut être établi annuellement pour de nombreuses populations exploitées, par un processus statistique appelé « évaluation des stocks ». A titre d'exemple, un panorama de l'état des stocks exploités par la France est produit annuellement par l'Ifremer à partir des évaluations de stocks réalisés au sein des Organismes Régionaux de Gestion de la Pêche pour les stocks partagés (avec d'autres pays). Pour les pêcheries hexagonales, il s'agit du CIEM pour les stocks « partagés » de l'Atlantique Nord-Est, de la CGPM pour les stocks partagés de Méditerranée, de l'ICCAT pour les thonidés de l'Atlantique, ou enfin des comités des Pêches en collaboration avec l'Ifremer pour les stocks non partagés (coquillages et crustacés essentiellement) (Vermard et Ulrich, 2024). Le bilan pour l'outre-mer est pour l'instant traité dans un autre document (Guyader *et al.*, 2024). Tous les stocks ne sont cependant pas suivis avec le même niveau de précision. Ainsi pour l'année 2022, 22% des volumes de poissons débarqués en France hexagonale (347 000 tonnes) proviennent de populations pour lesquelles la pression de pêche et l'état du stock n'ont pas pu être évalués (Figure 3-37). 56% des volumes de poissons débarqués en France hexagonale proviennent de populations exploitées durablement ($F < F_{RMD}$), et 22% de populations surpêchées ($F > F_{RMD}$) ou effondrées ($B < B_{lim}$, biomasse limite en deçà duquel le risque augmente d'affecter la capacité de la population à se renouveler).

La part des populations non classifiées ne représente plus que 2% des débarquements en 2022, contre 5% en 2021 et 12% en 2000. Cette évolution souligne les progrès accomplis en matière de connaissances scientifiques sur la dynamique de ces populations.

Il existe des disparités régionales (Bilan 2022):

La mer du Nord et l'est de la Manche se démarquent par une situation plus positive que pour les autres façades maritimes : plus de 63% des volumes débarqués en 2022 proviennent de populations considérées en bon état (contre 21% en 2010). Ces résultats s'expliquent notamment par le bon état des populations de hareng²⁶ et de coquille Saint-Jacques, qui représentent à elles deux plus de la moitié des débarquements.

Dans l'ouest de la Manche et en mer Celtique, la part des volumes débarqués issus de populations considérées en bon état augmente lentement depuis 2010, pour atteindre 50% en 2022 (contre 33% en 2010) avec en tête : la coquille Saint-Jacques²⁷, les baudroies et le merlu européen. Le volume total des débarquements fluctue depuis quelques années, totalisant 133 000 tonnes en 2022 contre 140 000 tonnes en 2021.

²⁶ Pêcherie certifiée MSC depuis 2006, et certifiée Ecolabel pêche durable depuis avril 2024

²⁷ Coquille Saint Jacques de la Baie de Saint-Brieuc certifiée MSC depuis 2022. Sont également certifiées les pêcheries de bulot de la Baie de Granville (depuis 2017), et de homard anglo-normand (depuis 2011)

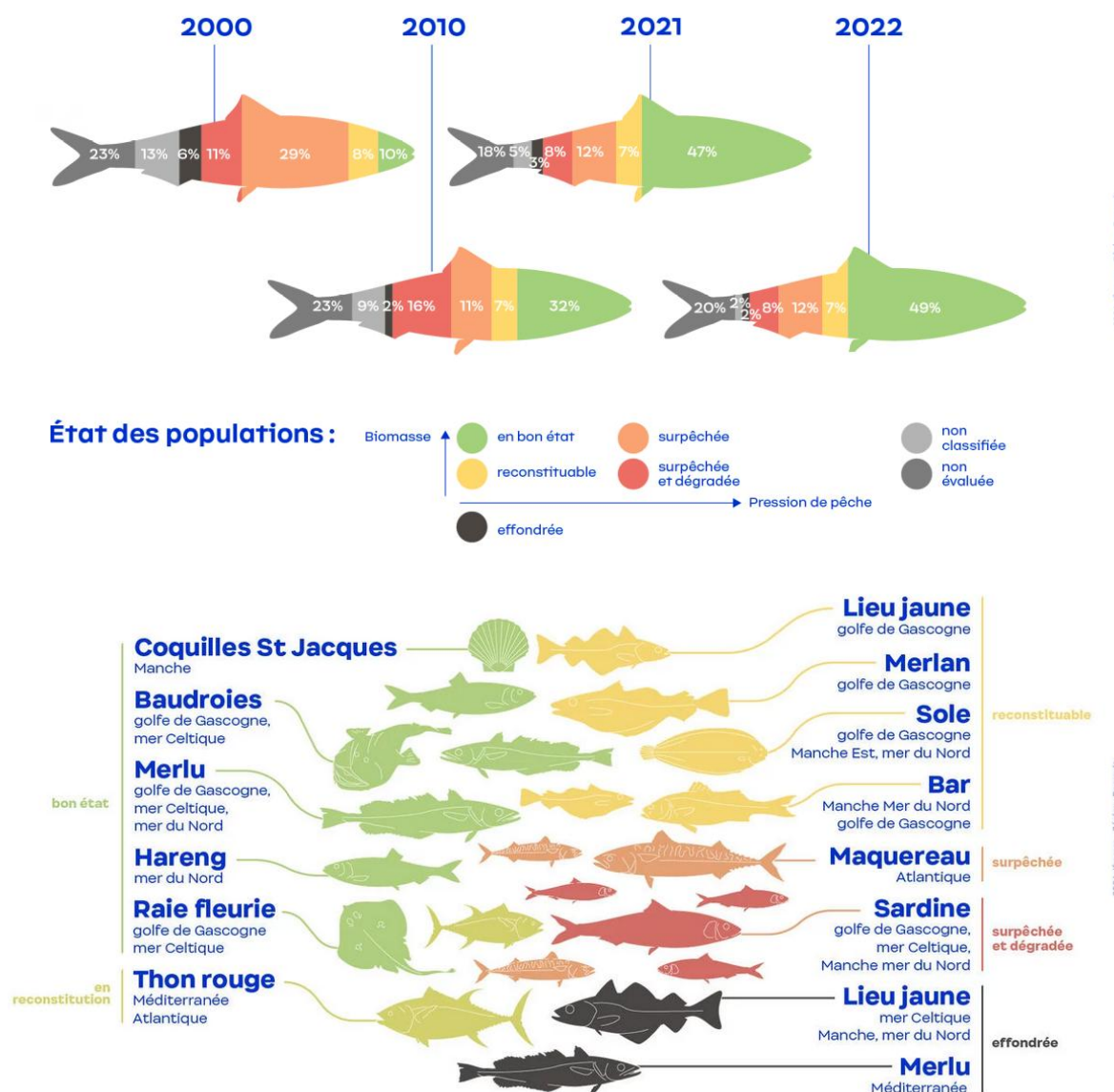


Figure 3-37. État des populations débarquées en France hexagonale en 2022. **Haut :** ventilation des volumes totaux débarqués en France hexagonale. **Bas :** État d'une sélection de populations.

Bon état : pour ces populations, la pression de pêche et la biomasse sont estimées être compatibles avec l'objectif de rendement maximal durable. **Reconstituable :** la pression de pêche est estimée conforme à celle permettant le rendement maximal durable, mais la biomasse de reconstitution est inférieure à cet objectif (B_{REF}^{28} , « populations reconstituables »), ou alors celui-ci n'est pas défini (« populations en reconstitution »). **Surpêchées :** leur biomasse de reproducteurs est aujourd'hui à un niveau compatible avec le rendement maximal durable, mais la pression de pêche est encore trop élevée et risque de conduire à une baisse des populations si elle ne diminue pas. **Surpêchées et dégradées :** populations surpêchées (pression de pêche supérieure au rendement maximal durable), pour lesquelles la biomasse de reproducteurs est inférieure à celle permettant le rendement maximal durable. **Effondrées :** la quantité de reproducteurs est insuffisante pour le renouvellement de ces populations. Cela ne veut pas dire que la population est éteinte, mais le risque biologique est important. **Non classifiées :** le niveau actuel des connaissances ne permet pas de fixer les seuils de durabilité ou d'effondrement pour ces populations. **Non évaluées :** ces populations ne font pas l'objet d'un suivi scientifique régulier.

Crédit : Ifremer 2024, J. Barrault²⁹. Source <https://www.ifremer.fr/fr/actualites/bilan-2023-en-france-hexagonale-56-des-volumes-de-poissons-debarques-en-2022-proviennent> ; Vermard et Ulrich (2024).

²⁸ La biomasse de référence correspond à la biomasse au rendement maximum durable ou à défaut une approximation

²⁹ <https://www.ifremer.fr/fr/actualites/bilan-2023-en-france-hexagonale-56-des-volumes-de-poissons-debarques-en-2022-proviennent>

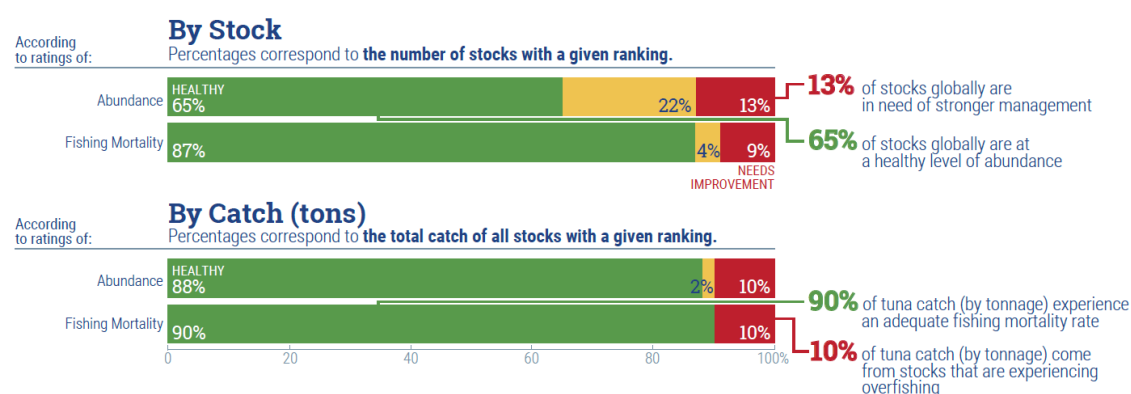
Dans le golfe de Gascogne, sur les 77 000 tonnes débarquées, la part du volume d'individus issus de populations dites en bon état est globalement stable depuis plus de dix ans. En bon état, la population de merlu européen est la plus exploitée en termes de volume, devant celle de sardine qui est surpêchée et dégradée³⁰.

En Méditerranée, le volume total des débarquements est stable. Il atteint 18 000 tonnes en 2022, comme en 2010. La problématique sur cette façade reste que seuls 2,5% des volumes débarqués sont issus de populations en bon état (rouget de vase du golfe du Lion - contre 0% en 2010). 34% sont néanmoins issus de populations reconstituables ou en voie de reconstitution (notamment avec le thon rouge qui représente environ 30% des volumes débarqués³¹) ce qui porte la part des volumes des espèces exploitées durablement à 36,5%. A noter que 54% des débarquements sont issus de populations d'espèces qui ne sont pas évaluées (dont le poulpe, le maquereau et la dorade royale).

Les ressources thonières tropicales sont exploitées dans l'Océan Indien et dans l'Atlantique par des flottilles françaises de senneurs industriels. D'après ISSF (2024), la grande majorité des populations commerciales de thonidés sont en bon état (Figure 3-38) Trois principales espèces sont ciblées par les pêcheries françaises: le listao ou bonnites à ventre rayé *Katsuwonus pelagus*, dont les stocks sont considérés en bon état dans les deux océans (avec des captures françaises de l'ordre de 60 000 tonnes/an; le patudo *Thunnus obesus* surexploité dans les deux océans (8 000 tonnes/an), et le thon albacore *Thunnus albacares* évalué en bon état dans l'Atlantique mais surexploité dans l'Indien (43 000 tonnes/an).

Distribution of Stocks of Major Commercial Tunas (As reported November 2024)

According to abundance ratings and fishing mortality ratings



Source: <https://www.issf-foundation.org/tuna-stocks-and-management/our-tuna-stock-tools/status-of-the-stocks>

iss-foundation.org
Published November 2024

Figure 3-38. Etat des populations exploitées de thons, d'après l'ISSF: <https://www.issf-foundation.org/about-issf/what-we-publish/issf-documents/distribution-of-stocks-of-major-commercial-tunas-2011-november-2024/>

Ce panorama nous renseigne sur l'état individuel des stocks exploités, mais ne nous donne pas d'indications sur l'impact spécifique des différentes activités de pêche elles-mêmes.

Approche par flottille

Une manière de procéder est de regarder par flottille le portefeuille de stock exploités et le statut de ces stocks. C'est l'approche adoptée par le CSTEP dans son suivi annuel des flottilles, et en particulier de l'adéquation entre la capacité de pêche des flottilles, et l'état des ressources qu'elles exploitent (appelées techniquement « les opportunités de pêche », STECF, 2024). Deux indicateurs sont ainsi calculés, le SHI³² (Sustainable Harvest Indicator) qui nous renseigne

³⁰ Pêcherie de sardine à la bolinche (senne pélagique) historiquement certifiée MSC, mais plus certifiée depuis 2022

³¹ Pêcherie thon rouge de ligne, pêche artisanale de l'OP Sathoan certifiée Ecolabel Pêche durable depuis 2019 et MSC depuis 2020

³² le SHI est le ratio moyen entre le niveau d'exploitation et le niveau d'exploitation au RMD (F/F_{RMD}), pour l'ensemble des stocks exploités par la flottille, pondéré par les débarquements de chaque stock. Un SHI inférieur à 1 correspond ainsi à un niveau d'exploitation inférieur au niveau d'exploitation au RMD en moyenne sur l'ensemble des stocks exploités.

sur le niveau de dépendance des flottilles à des stocks surexploités, et le SAR (Stock at Risk), c'est à dire le nombre de stocks vulnérables affectés par les flottilles étudiées (Tableau 3-16).

Seuls les stocks dont le niveau d'exploitation actuel et le niveau d'exploitation au RMD sont connus peuvent être pris en compte dans le calcul du SHI, ce qui peut limiter considérablement la « couverture » des débarquements de chaque flottille, faute de données suffisantes. Par convention, seuls les SHI calculés sur au moins 40% des débarquements sont conservés. Concernant le SAR, la liste des stocks à risque est définie par le CSTEP selon un ensemble de critères plus large et permet d'englober des stocks dits à données limitées et d'évaluer plus de flottilles. Le SAR ne comptabilise que les stocks débarqués de manière importante par la flottille étudiée (plus de 10% des débarquements ou plus de 10% des débarquements totaux du stock).

Tableau 3-16. Ventilation des flottilles françaises selon leurs scores pour les indicateurs SHI et SAR. Autres régions : Martinique, Guyane française, Guadeloupe, Réunion, Mayotte et eaux internationales) - Données 2021. Source : STECF (2024)

	Méditerranée	Nord Atlantique	Autres régions
Nombre de flottilles actives	28	54	35
Nombre de flottilles dont le SHI est évalué	2	14	8
Proportion des débarquements totaux de la zone	0,50%	60,50%	79,60%
SHI < 1	2	14	6
SHI > 1			2
Nombre de flottilles dont le SAR est évalué	28	54	32
SAR = 0	14	36	20
SAR > 0	14	18	12

La couverture du SHI est globalement faible, d'insignifiante en Méditerranée à moyenne ailleurs, où la proportion de débarquement est plus élevée, mais le nombre de flottilles couvertes inférieure à 50%. Toutes les flottilles évaluées sont considérées en équilibre avec leurs opportunités de pêche à l'exception de deux d'entre elles dans les « autres régions ». Le SAR permet effectivement une couverture supérieure des flottilles, avec l'ensemble de celles du Nord Atlantique et de Méditerranée couvertes. 18 flottilles exploitent de 1 à 9 stocks à risque en Nord Atlantique, 14 flottilles en exploitant 1 à 2 en Méditerranée et 12 flottilles en exploitent 1 à 2 dans les autres régions. Attention, une flottille présentant un SHI > 1 peut exploiter un ou des stocks à risque, simplement ceux-ci ne représentent qu'une faible partie des débarquements, ou alors ceux-ci ne sont pas inclus dans le calcul du SHI faute d'informations suffisantes.

Pour une couverture plus large, il est toujours possible de travailler à un niveau plus agrégé. Le projet Transipêche a ainsi calculé le SHI à un niveau plus agrégé, pour 12 « super-flottilles », ainsi que d'autres indicateurs complémentaires, sur des données un peu plus anciennes (Quemper *et al.*, 2024) (Figure 3-39). Ce plus haut niveau d'agrégation a cependant deux inconvénients : il masque un fort niveau d'hétérogénéité intra-flottilles, et les données étant toujours aussi parcellaires, le taux de couverture (raccourci ensuite à TC) des débarquements par flottille (i.e. la proportion de débarquement pour laquelle les statuts des stocks exploités sont connus) varie de 58 à 98% (Tableau 3-17).

L'indicateur de pression de pêche montre que sur la période 2017-2021, trois flottilles chalutières exploitaient des stocks qui sont globalement surpêchés (SHI > 1), les chalutiers pélagiques de moins de 12 m (Chap-0012), entre 12 et 24 m (Chap-1224) et les chalutiers démersaux de plus de 24 m (Chad-24XX, les codes sont à retrouver dans le Tableau 3-15). Ce résultat s'explique principalement par des captures importantes de quelques stocks surpêchés³³ : la sardine, le chinchard ou le merlan bleu pour les chaluts ou sennes pélagiques ; la morue et le merlan pour les chaluts démersaux. Ces trois mêmes flottilles présentaient un pourcentage de débarquements surpêchés supérieur à 40%. Ce pourcentage atteint 90% pour les chaluts ou sennes pélagiques côtiers (de moins de 12m - en pratique, une dizaine de bolincheurs qui débarquent environ 1 700 tonnes, dont 1 200 proviennent de stocks évalués parmi lesquels la sardine surexploitée représente 1 000 t).

³³ dont la mortalité par pêche est supérieure au Frmd.

Les chaluts démersaux hauturiers (ChaD-1224) se distinguent par un indicateur de surexploitation particulièrement élevé (couleur du rond plus foncée) lié à l'état des stocks de merlan et la morue.

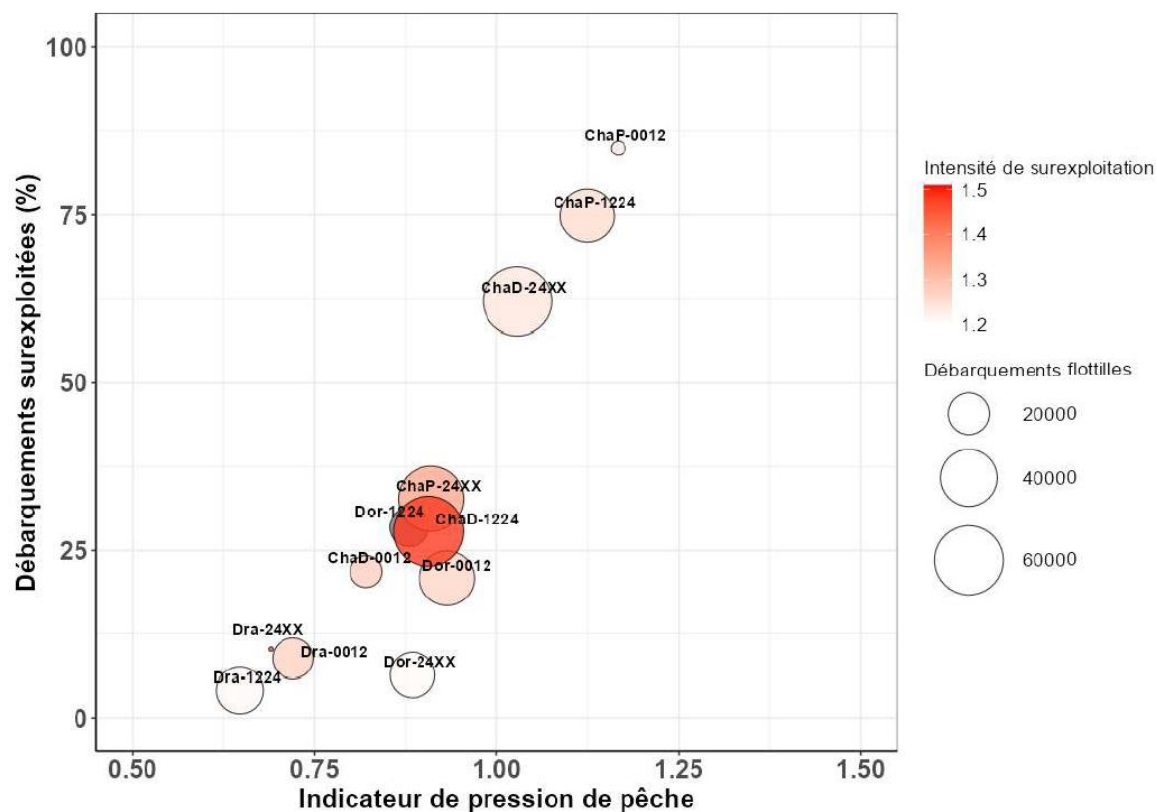


Figure 3-39. Indicateurs liés à l’empreinte de surexploitation telle que calculés dans le cadre du projet Transipêche (période 2017-2021 ; Quemper et al., 2024). En abscisse, l’indicateur de pression de pêche (F/FRMD moyen des stocks exploités par la flottille, pondéré par les débarquements, i.e. le SHI). En ordonnée, la proportion des débarquements de la flottille provenant de stocks surexploités (au sein des stocks évalués). Le dégradé de couleur indique l’intensité de la surexploitation (SHI limité aux stocks dont le F> Frmd) ; la taille des ronds représente les débarquements de chaque flottille. Les codes des flottilles sont à retrouver dans le Tableau 3-15.

Tableau 3-17. Proportion des captures par flottilles agrégée pour lesquelles un F/Frmd est disponible ; Quemper et al. (2024).

	00-12 m	12 - 24 m	24 - XX m
Dor - Filets, lignes, Casiers	59.6%	81.4%	97.5%
ChaP - Chaluts et sennes pélagiques	70.0%	60.5%	99.5%
ChaD - Chaluts et sennes démersaux	54.9%	64.6%	74.7%
Dra - Dragues et polyvalents	72.8%	67.5%	90.7%

3.3.3.2. Impacts sur les fonds marins

Les activités de pêche ont des impacts sur les fonds marins et les espèces qui y vivent. Selon les engins utilisés, la nature des fonds et les biotopes présents, la mise en œuvre d’engins en contact avec le fond peut perturber les sédiments, détruire les habitats fragiles (bioconstruits : récifs, herbiers) et perturber ou endommager la faune et la flore présentes sur ces fonds.

Les engins traînants, tels que le chalut de fond représenté ici (Figure 3-40), sont responsables de l’abrasion, du remaniement et de la remise en suspension des sédiments du fait du frottement de ses différentes parties sur le

substrat. De manière moins intuitive, les engins dormants peuvent également impacter les fonds, bien qu'avec une intensité beaucoup plus faible par unité d'effort, par tassement et par les mêmes processus d'abrasion et de remaniement lors de leurs déplacements³⁴.

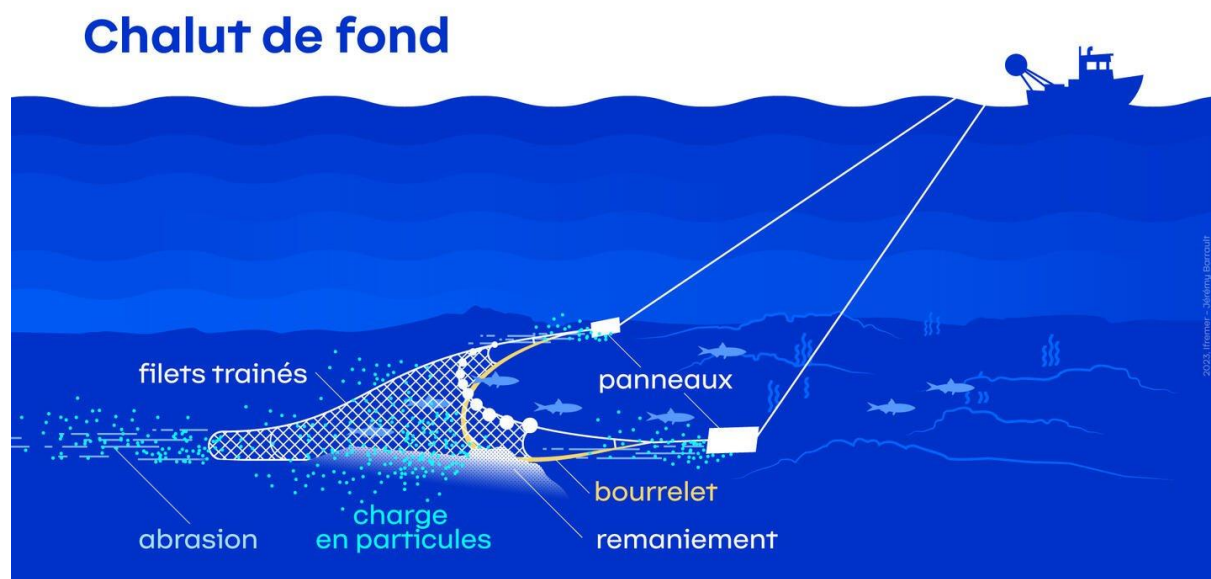


Figure 3-40. Représentation graphique d'un chalut de fond en pêche et de son impact sur les fonds marins.
Crédit : Ifremer 2023 - J. Barrault.

L'impact des activités de pêche sur les habitats constitue aujourd'hui un des enjeux majeurs en matière de gestion des pêches à l'échelle européenne, car la pêche aux arts traînants de fond (dragues + chaluts et sennes de fond) fournit une part importante de la production française hexagonale, environ 1/3 du volume et près de la moitié de la valeur totale, pour un peu plus d'un quart des jours de mer (36%, 47% et 28% respectivement, données 2021).

Cet impact est ainsi au cœur de la DCSMM, via son descripteur 6 : « *Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés* ». L'objectif derrière ce descripteur est bien que les pressions anthropiques (et notamment la pêche) exercées sur les fonds marins n'empêchent pas les composants de l'écosystème de « *conserver leur diversité naturelle, leur productivité et leurs processus écologiques dynamiques* » (Fabri et Andral, 2011), en lien de fait avec le descripteur 1 traitant de la conservation de la diversité biologique des milieux. L'impact de la pêche sur les fonds marins est également traité dans la Politique Commune des Pêches (PCP) : « Des mesures visant à réduire l'incidence de la pêche sur les écosystèmes et l'environnement marin ».

L'impact de la pêche sur les fonds marins dépend de l'engin de pêche utilisé et de la nature des fonds (impact relatif), et de l'intensité de la pêche (impact absolu), trois éléments détaillés dans la section ci-dessous. Malgré des progrès importants accomplis au cours des années récentes, le consensus scientifique n'est pas encore complètement stabilisé sur la manière la plus adéquate de mesurer ces impacts de la pêche sur les fonds marins, et plus généralement sur les habitats, et encore moins sur d'éventuelles valeurs seuils. Différents types d'approches coexistent encore aujourd'hui, qui peuvent caractériser un impact ou un risque, produire des indicateurs quantitatifs ou des scores qualitatifs (cf. *infra*). Leur utilisation dépend de la question posée et des données utilisées.

³⁴ Une partie du texte de ce chapitre est repris du dossier de presse produit par l'Ifremer en 2023 : <https://www.ifremer.fr/fr/actualites/comment-la-science-evalue-t-elle-les-impacts-de-la-peche-sur-les-fonds-marins>

Les facteurs d'impact des engins de pêche sur les fonds marins

L'activité de pêche pratiquée

Comme indiqué précédemment, la perturbation de fonds marins dépend de l'engin de pêche utilisé. Dans le cadre du développement d'une méthodologie d'évaluation des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites Natura 2000 par l'OFB (AFB *et al.*, 2019), l'Ifremer a développé une matrice qualitative engins-pressions indiquant l'amplitude moyenne (nulle, faible, modérée, forte) de chaque type de pression (abrasion, remaniement des fonds, charge en particules...) d'un engin selon la nature des fonds (la Figure 3-41 en présente une version simplifiée). Tous les éléments de l'engin entrant en contact avec le fond sont pris en compte (bourrelet, chaînes, etc.), car ils génèrent des impacts de différentes natures et amplitudes selon la nature du sol. Cette grille de lecture a été construite à partir de connaissances tirées de la bibliographie et d'observations en conditions réelles menées à fine échelle. Cette matrice a l'intérêt d'être exhaustive (tous les engins de pêche pratiquée en France hexagonale répertoriés), elle ne donne cependant qu'une appréciation qualitative de l'impact sur les fonds.

Des éléments quantitatifs tel que les dimensions d'un engin et le poids de certains éléments peuvent également être utilisés pour appréhender l'effet des engins de manière plus quantitative.

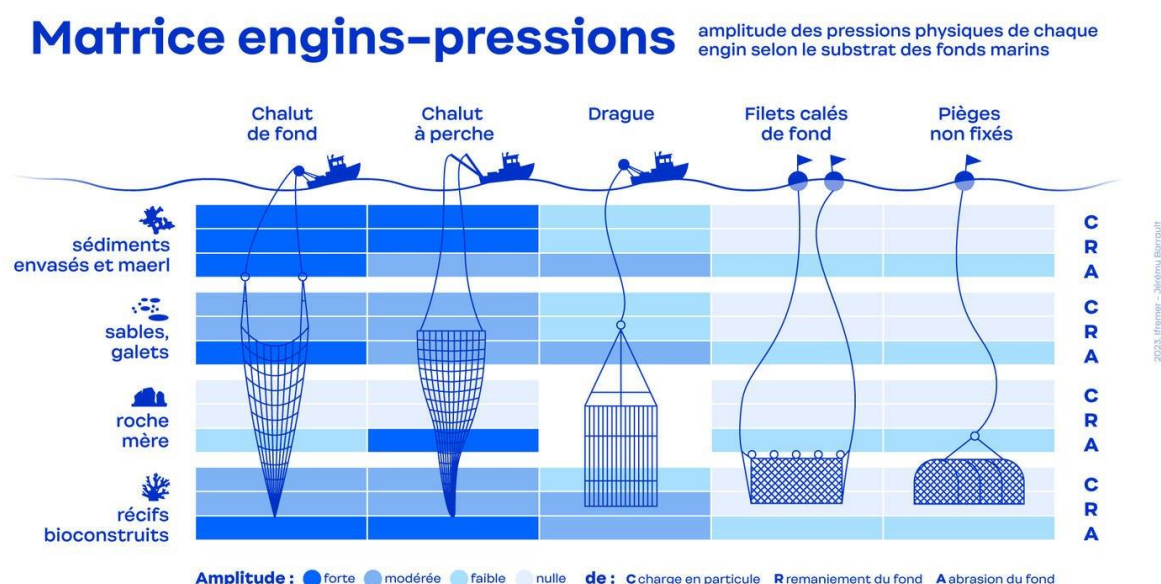


Figure 3-41. Représentation synthétique de la matrice engins-pressions produite par l'Ifremer pour les analyses « risque pêche » (OFB, <https://www.natura2000.fr/outils-et-methodes/guides-et-ouvrages/arp-n2000>). Les types d'engins sont en réalité beaucoup plus détaillés dans la matrice réelle (26 catégories). A = abrasion, R = remaniement des fonds, C = charge en particules
Crédit : Ifremer 2023 - J. Barraud

L'intensité de cette activité de pêche (ou effort de pêche)

L'effort de pêche est une donnée déclarative obligatoire pour tous les navires de pêche professionnelle (échelle nationale et/ou communautaire selon la taille des navires). L'agrégation de ces données individuelles permet de calculer des intensités de pêche (en jour ou heure ou puissance de pêche) par zone de pêche et par flottille ou métier. L'apparition dans les années 2000 du système de géolocalisation des navires par satellite - Vessel Monitoring System (VMS), dont les navires de pêche professionnelle de plus de 12 m³⁵, sous pavillon de l'Union européenne, doivent être équipés depuis 2012 a permis de produire des données d'effort spatialisées très fines pour les flottilles pratiquant les engins traînants. Les données spatio-temporelles de positionnement des navires peuvent en effet être classées en « pêche » ou « non pêche » grâce à des algorithmes considérant la vitesse et la géométrie des déplacements (par

³⁵ Certains navires de moins de 12 m peuvent également être équipés, en association avec l'attribution de certaines licences de pêche par exemple.

exemple Vermard *et al.*, 2010) puis la composante « pêche » peut être sommée sur des grilles spatiales. Dans le cas des flottilles utilisant des engins dormants (acheminés, laissés sur site puis récupérés après un temps d'immersion), les méthodes de traitement des données spatiales fines sont toujours en développement (par ex. Mendo *et al.*, 2023).

La nature des fonds, le type d'habitats et/ou les communautés

Pour évaluer les impacts de la pêche sur les fonds marins, on utilise les connaissances disponibles sur les caractéristiques des fonds eux-mêmes, et sur les caractéristiques biologiques des espèces vivant sur ces fonds marins (taille, forme, longévité, fragilité, mobilité), leur mode de vie ou encore leur rôle dans les écosystèmes, pour déterminer leur sensibilité, leur résistance et leur résilience. En effet, si un seul passage de chalut peut modifier profondément et durablement les habitats vulnérables comme les récifs coralliens et les herbiers (EMV, écosystèmes marins vulnérables³⁶), d'autres habitats se montrent moins sensibles, par exemple ceux soumis naturellement à des perturbations naturelles fortes liées aux tempêtes, aux courants ou aux marées, et supportent un plus grand nombre ou une plus grande fréquence de passages (e.g. Diesing *et al.*, 2013).

Dans une approche dite « experte », les habitats ou communautés sont classés par score de sensibilité en fonction de leurs caractéristiques écologiques. C'est le cas des évaluations réalisées dans le cadre d'OSPAR à l'échelle européenne (Figure 3-42) et dans le cadre de l'Analyse Risque Pêche à l'échelle nationale (voir section ci-dessous), basées sur la combinaison de scores de résistance et de résilience.

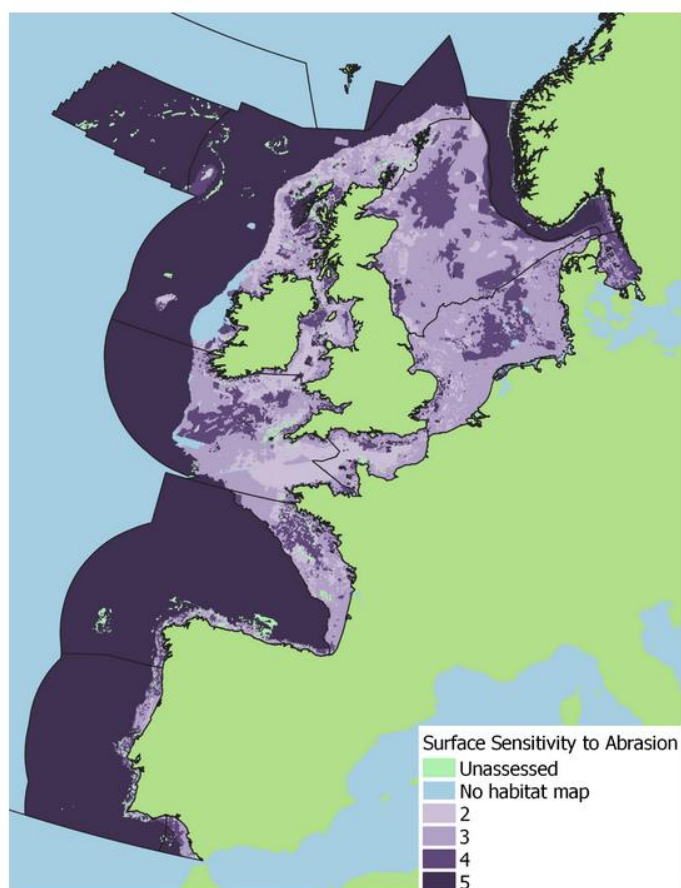


Figure 3-42. Cartographie de la sensibilité des habitats benthiques à l'abrasion de surface, définie sur la base de la résilience et de la résistance des communautés benthiques (méthode à dire d'experts développée par Tyler-Walters *et al.* (2018) et appliqué à la carte des habitats benthiques EUNIS niveau 2-6.

Les scores de sensibilité vont de 1 à 5, le plus sensible. Extrait de l'évaluation OSPAR (OSPAR, 2023b) (<https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/phys-dist-habs-fisheries/>).

³⁶ <https://www.fao.org/in-action/vulnerable-marine-ecosystems/background/en/die>

Ces notions de résistance et de résilience sont exprimées de manière plus quantitative dans l'approche PD (Population-Dynamic) développée par le groupe CIEM WGFBIT (Fisheries Benthic Impacts and trade-offs). Les grandeurs d (déplétion, ou mortalité par passage d'engin, défini par type d'engin) et r (taux de croissance de la biomasse, basée sur la longévité) respectivement, sont mesurées de manière empirique par communauté biologique, plutôt que définies à dire d'experts. La sensibilité est alors définie comme le ratio d/r (plus de détails sur cette approche dans la section ci-dessous).

Mesure de l'impact : différentes approches pour différents objectifs

Analyse de risques pour la gestion spatiale

A l'échelle nationale, une méthodologie qualitative d'évaluation des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites Natura 2000 a été développée, l'Analyse Risque Pêche³⁷ (AFB *et al.*, 2019) qui : (i) définit la pression entraînée par une activité de pêche en croisant le type d'engin de pêche mis en œuvre et la nature géomorphologique des fonds (e.g. sédiments envasés, Figure 3-42), puis (ii) évalue le risque de dégradation d'un habitat en fonction de la pression ainsi définie et de la sensibilité de l'habitat considéré (e.g. Banc de maërl), à partir d'une autre matrice, dite de "sensibilité des habitats benthiques aux pressions physiques"³⁸ produites par l'Unité mixte de service Patrimoine naturel (UMS PatriNat). Cette méthode générique permet d'identifier dans quelle mesure les activités de pêche risquent d'interférer avec les objectifs de conservation. Si un risque de porter atteinte aux objectifs de conservation du site est identifié à l'issue de l'analyse, les activités de pêche concernées doivent faire l'objet de mesures réglementaires afin de réduire la pression de l'activité sur l'habitat concerné. Développée pour définir un risque de dégradation, cette méthode n'inclut pas l'intensité de pêche, et ne peut donc pas quantifier d'impact, mais elle a l'avantage de prendre le type de substrat et la sensibilité des habitats en compte, et de caractériser la pression exercée par la mise en œuvre d'engins statiques (i.e. arts dormants, filets, lignes et casiers), et non pas seulement des chaluts et dragues.

Caractérisation de l'impact des activités de pêche

Il s'agit ici plutôt de quantifier l'impact des activités de pêche dans le but de réguler ces activités de manière à maintenir ou restaurer le bon état écologique, requis dans le cadre de la DCSMM.

Sur la base des données d'effort évoquées dans la section précédente, il est possible de calculer, pour les engins traînants, différents indicateurs spatialisés comme la fréquence de passage (Figure 3-43) ou le SAR (*swept area ratio*).

Ainsi, en moyenne, les fonds marins de France hexagonale sont soumis au chalutage entre une à cinq fois par an (Figure 3-43). Certaines zones, comme la grande vasière du golfe de Gascogne où se concentre la pêche à la langoustine, affichent néanmoins plusieurs dizaines de passages par an, tandis que d'autres sont balayées moins d'une fois par an.

La surface abrasée (SAR) est calculée en multipliant le linéaire d'une action de pêche par la largeur de l'engin de pêche. La largeur des engins de pêche est estimée en fonction des caractéristiques des navires et des métiers (Eigaard *et al.*, 2015). Le linéaire des actions de pêche est estimé à partir des informations fournies par les données VMS, dans le cas d'un SAR spatialisé, mais peut être aussi calculé à partir des données d'effort par zone de pêche. Le SAR peut être calculé pour la surface du sédiment ainsi que pour la sub-surface (impacts plus profonds des engins).

Ces seuls indicateurs permettent d'appréhender la pression exercée sur les fonds marins, mais ne renseignent pas sur leur impact puisqu'ils ne prennent pas en compte la sensibilité de ces fonds.

³⁷ Les Analyses Risque Pêche portent à la fois sur les impacts des engins de pêche sur les fonds marins et sur les captures accidentelles de oiseaux et mammifères marins, de poissons amphihalins et de tortues marines.

³⁸ <https://inpn.mnhn.fr/programme/sensibilite-ecologique> [Consulté le 25/04/2025]

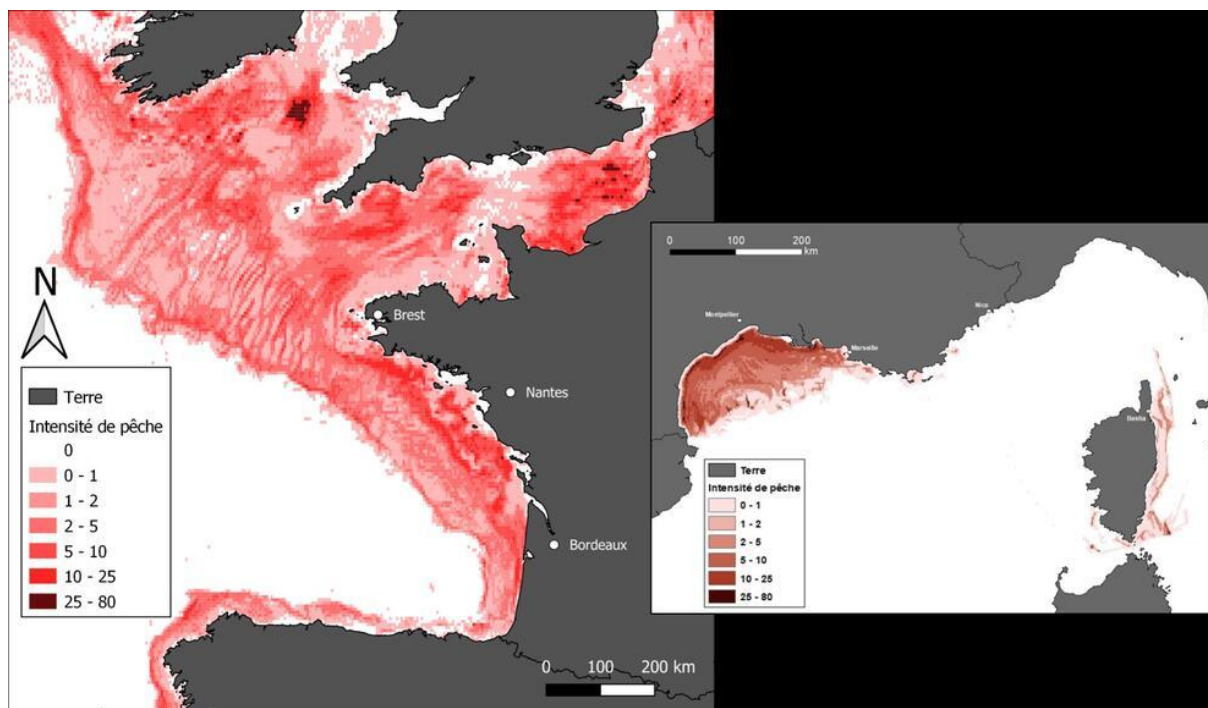


Figure 3-43. Cartes de distribution et d'intensité de la pression de pêche de fond sur la façade atlantique par les navires de pêche européens et sur la façade méditerranéenne française par les navires français (navires de plus de 12 m).

L'intensité est exprimée en fréquence de passage sur une année.

Crédit : à gauche, carte issue des données OSPAR 2016 V1. À droite, carte issue de la publication de Jac et Vaz (2020).

Source : <https://www.ifremer.fr/fr/actualites/comment-la-science-evalue-t-elle-les-impacts-de-la-peche-sur-les-fonds-marins>

Développée dans le cadre de différents projets européens et du groupe CIEM FBIT (« Fisheries Benthic Impacts and Trade-offs »), la méthode PD (« Population Dynamic ») évoquée ci-dessus calcule la métrique spatialisée « état benthique » (Relative Benthic State, RBS) à partir de l'intensité de pêche (SAR) et de la sensibilité des habitats (Figure 3-44).

Cette méthode a été appliquée à la majeure partie des zones en pêche en Europe (ICES, 2024a ; Van Hoey *et al.*, 2023) et les efforts portent maintenant sur la définition de seuils opérationnels.

Des objectifs ont par exemple été proposés pour le descripteur 6 de la DCSMM (TG Seabed, 2022³⁹) :

- la proportion maximum d'un type d'habitat benthique d'une zone d'évaluation donnée qui peut être perdue doit être inférieure ou égale à 2% de son extension naturelle
- la proportion maximum d'un habitat benthique d'une zone d'évaluation donnée qui peut être dégradée doit être inférieure ou égale à 25% de son extension naturelle (inclut la proportion d'habitat perdu sus-mentionné).

La difficulté est désormais de définir ces notions de perte et de dégradation avec les indicateurs opérationnels disponibles. Ici, quelle valeur de RBS correspond à un habitat dégradé ? Plusieurs pistes sont explorées, en particulier la limite basse de la gamme de variation naturelle de la biomasse dans un habitat non perturbé (mais les données manquent souvent pour établir cette gamme de variation), ou l'identification de point de bascule sur un gradient pression-réponse (Van Hoey *et al.*, 2023 ; Hiddink *et al.*, 2023).

En considérant un seuil de RBS = 0.8 (limite haute de la gamme de valeurs identifiée dans Hiddink *et al.* (2023), le groupe CIEM WGFBIT peut estimer les fractions impactées par type d'habitat pour les confronter à la proportion seuil de 25%. Le Tableau 3-18 indique ainsi les résultats obtenus sur le cas d'étude Golfe de Gascogne.

Ces évaluations sont également disponibles sur la Mer du Nord, Manche et Mer Celtique. Cette approche ne prend pas en compte à ce jour l'impact des engins dormants.

³⁹ EU Technical subgroup on seabed habitats and sea-floor integrity (E02550/6). 2022 meeting (no public document associated)

Status in year 2022

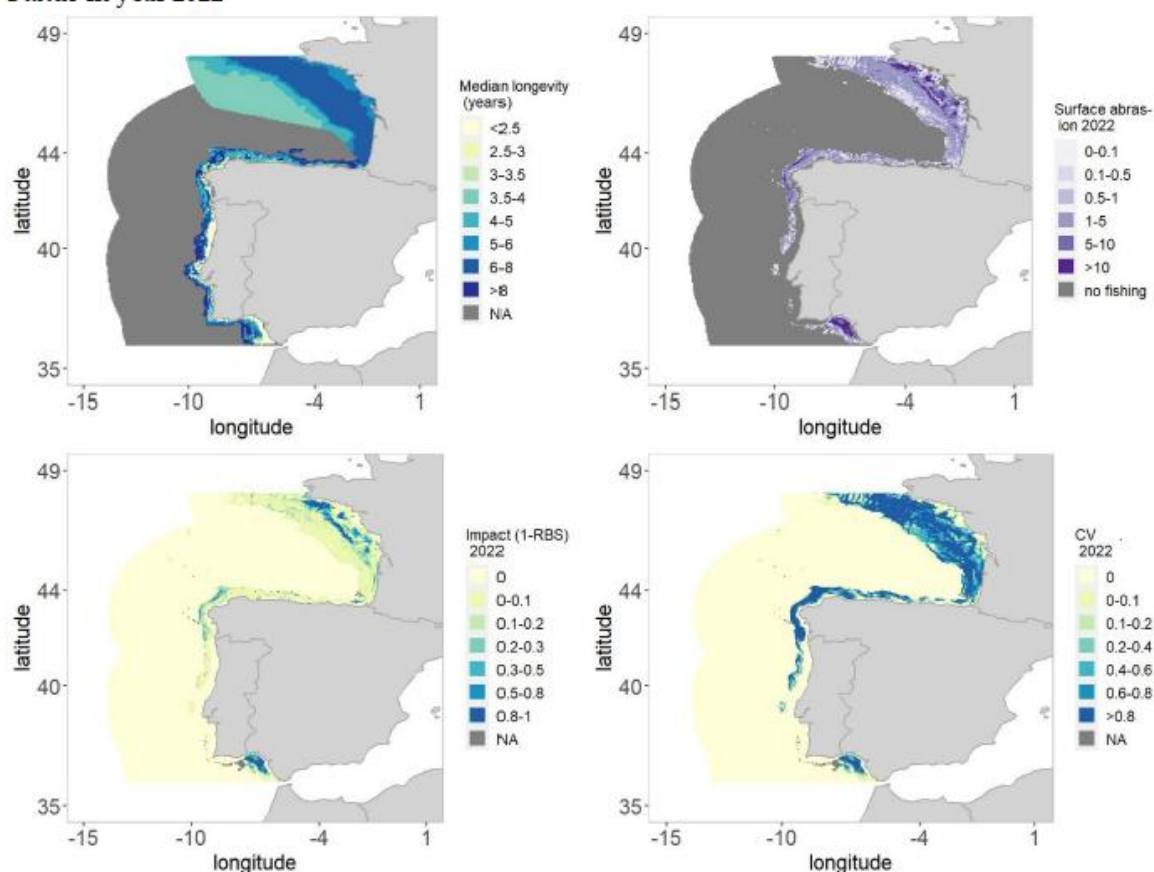


Figure 3-44. Résultats de l'évaluation 2022 de l'impact des activités de pêche aux engins traînants en Golfe de Gascogne et côte ibérique (en bas à gauche, impact = 1-RBS) à partir de l'estimation de la sensibilité des habitats benthiques (longévité en haut à gauche et dépletion) et de celle de l'intensité de pêche (SAR, abrasion de surface en haut à droite).
Extrait du rapport CIEM WGFBIT (ICES, 2024b).

Tableau 3-18. Fraction de la surface totale des habitats répertoriés dans la zone Golfe de Gascogne et côte ibérique dont le RBS est supérieur à 0,8 (voir seuil dans le texte).

MSFD broad habitat types	Fraction with impact below 0.2
0-200 m	
Offshore circalittoral sand	0.96
Offshore circalittoral mud	0.75
Circalittoral sand	0.82
Offshore circalittoral coarse sediment	0.92
Circalittoral coarse sedi-ment	0.62
Circalittoral mud	0.7
Other	0.95
Total 0-200 m	0.86
200-800 m	
Upper bathyal sediment	0.85
Other	0.99
Total 200-800 m	0.9

Scoring environnemental des flottilles

La classification des flottilles françaises métropolitaines du projet Transipêche par rapport à leurs impacts sur les fonds marins se base sur la surface abrasée par chaque flottille, exprimée en km²/an. Reprenant la méthode développée dans le cadre des groupes de travail Benthis, cette approche distingue l'abrasion de surface et l'abrasion de sous-surface (i.e. affectant les surfaces à une profondeur supérieures à 2 cm) (Figure 3-45). Cette étude estime ainsi que 600 000 km² environ sont abrasés par les flottilles françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est, dont 77 000 km² en sous-surface (Quemper *et al.*, 2024).

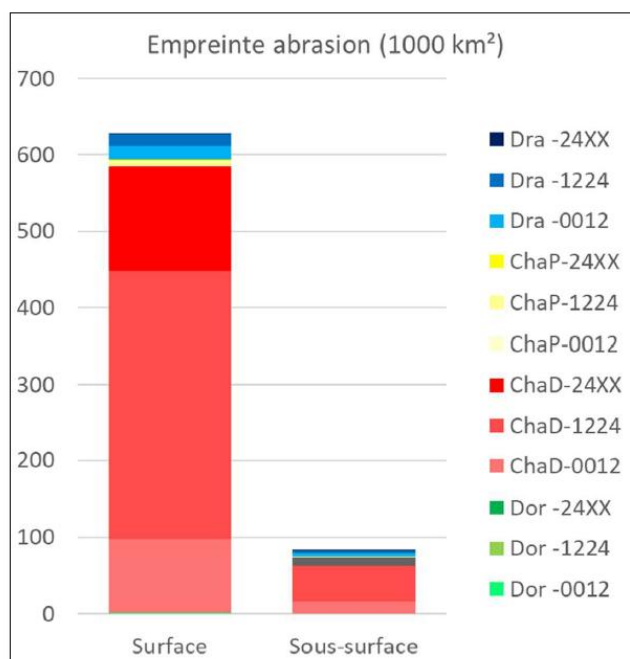


Figure 3-45. Empreinte abrasion de surface et de sous-surface des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est (en milliers de km²) – Quemper *et al.*, 2024. Codes engins : flottilles utilisant majoritairement les engins dormants (Dor, ils apparaissent sur le graphique, mais leur abrasion n'est pas calculée), les chaluts démersaux (ChaD), les chaluts et sennes pélagiques (ChaP), et les dragues (Dra) ; les chiffres se réfèrent à la taille des navires, en mètres.

Cette approche est relativement facile à mettre en œuvre, mais ne prend pas en compte la sensibilité variable des habitats à un engin donné, ni l'impact des engins dormants.

Les approches de scoring appliquées à des produits commercialisés sur le marché (« approches vues de la terre ») seront exposées dans le chapitre suivant (chapitre 4).

La minimisation des impacts des engins traînants sur les fonds marins est un champ de recherche actif (Sala *et al.*, 2023), et des nouveaux engins (ou composantes d'engins) ont été proposés. L'adoption de ces innovations par la filière pêche dépend cependant ensuite de considérations économiques, sociales et réglementaires (voir par exemple Feekings *et al.*, 2019) sur le développement d'engins plus sélectifs, mais les mécanismes sont similaires). Dans le contexte de la labellisation et/ou du scoring environnemental, la question de l'utilisation d'indicateurs suffisamment fins pour prendre en compte ces améliorations, et donc d'inciter à les mettre en œuvre, se pose.

3.3.3.3. Captures non désirées

Les pêcheries peuvent générer des prises non désirées, accessoires ou accidentelles, du fait du manque de sélectivité des engins de pêche. Il peut s'agir :

- des juvéniles des espèces ciblées dont la taille est inférieure à la taille minimale de capture définie dans la législation (« MCRS », Minimum Conservation Reference Size),

- d'individus d'espèces commerciales de tailles supérieures à la MCRS ; principalement dans des situations de restrictions de quotas de pêche (quota atteint pour l'ensemble du pays, ou droits de pêche individuels insuffisants sur certaines espèces pour certains pêcheurs),
- d'espèces marines non ciblées, car elles sont de faible valeur ou sans intérêt commercial,
- d'espèces marines non ciblées et considérées comme sensibles (mammifères marins, oiseaux marins, les tortues, certains sélaciens (raies et requins), et plus généralement toute espèce bénéficiant d'un statut de protection, cette définition sera détaillée par la suite).

Ces captures non désirées peuvent être conservées à bord ou rejetées à la mer ; néanmoins le fait de les rejeter ne contribue pas forcément à diminuer l'impact sur les populations concernées, car une forte proportion des captures rejetées meurt (asphyxie, blessures, prédation⁴⁰, impossibilité de rejoindre son habitat), cette proportion variant selon les espèces, les conditions de capture et le temps passé à bord.

La FAO fournit environ tous les 10 ans un rapport mondial sur les captures non désirées et les rejets. Dans le dernier rapport (Pérez Roda *et al.*, 2019), la FAO a estimé que les rejets annuels des pêcheries mondiales entre 2010 et 2014 étaient de 9,1 millions de tonnes (IC à 95% : 6,7 - 16,1 millions de tonnes), pour un taux moyen de rejet de 10,8% des captures totales. Environ 46% (4,2 millions de tonnes) du total des rejets annuels provenaient des différents types de chaluts de fond. Le taux moyen de rejets des chaluts de fond était de 21,8%, celui des filets maillants d'environ 10,1%, les palangres 12,3%, et la senne 3,9%, avec bien sûr de fortes disparités régionales et d'une pêcherie à une autre, et des incertitudes importantes à tous les niveaux.

Pour les espèces dites sensibles, cette étude, basée sur la review de Gray et Kennelly (2018) comprend des estimations annuelles de captures mondiales d'au moins 20 millions d'individus capturés par an, dont 1 million d'oiseaux de mer (surtout filets et palangres), 8,5 millions de tortues, 225 000 serpents de mer, 650 000 mammifères marins et 10 millions de requins, même si il reste beaucoup trop de lacunes et d'incertitudes entre pêcheries et entre régions dans les informations disponibles pour estimer la robustesse (ou la variance) d'une telle estimation, ni pour déterminer le sort réel de ces animaux après capture et relâche (pour certaines espèces une part, non estimée, survit ; voire section plus bas sur les pêcheries thonières). En particulier, Gray et Kennelly (2018) notent que pour de nombreuses espèces sensibles, les données disponibles concernant les prises accessoires se limitent principalement aux pêcheries à grande échelle (bien qu'elles restent elles-mêmes lacunaires), beaucoup d'études faisant état d'un manque de données dans les petites pêcheries artisanales, en particulier dans les pays en voie de développement, alors que les niveaux de prises accessoires peuvent y être estimés d'une ampleur similaire à ceux des flottes industrielles plus importantes .

Nous décrivons ci-dessous plus en détails ce qui concerne les pêcheries françaises et produits commercialisés en France.

Rejets d'espèces commerciales

Le programme d'observations scientifiques à la mer OBSMER⁴¹ opéré par l'Ifremer, permet d'estimer des volumes ou des taux de rejets de poissons et invertébrés commerciaux par flottilles de pêche françaises⁴².

De manière générale, les plus forts taux de rejets sont observés pour des flottilles côtières pêchant au chalut de fond (entre 25 et 70%, Figure 3.46). Les chalutiers de fond opérant en zones plus profondes (Ouest Écosse, Ouest Irlande, Nord Mer du Nord) ont des taux de rejets plus bas (entre 1 et 10%).

⁴⁰ Si une forte proportion des rejets peut être consommée par des animaux opportunistes ou nécrophages (oiseaux de mer, mammifères, poissons, crabes et autres nécrophages benthiques), cela ne veut pas pour autant dire que le flux de rejets représente une source de nourriture significative dans les écosystèmes marins, sinon de manière très localisée, et pour certains oiseaux marins (Despetele *et al.*, 2019)

⁴¹ <https://sih.ifremer.fr/Ressources/ObsMer>

⁴² Toutes les flottilles ne sont pas échantillonnées ou pas suffisamment pour produire des estimations. Par ailleurs, les rejets présentés ici ne concernent que la partie détaillée par les observateurs, c'est-à-dire tous les poissons et les invertébrés commerciaux. Le reste de la capture est séparé en deux fractions : « inerte et végétaux » (cailloux, végétaux, déchets) et « animaux » (invertébrés non commerciaux comme les étoiles de mer ou les vers). Les rejets sont estimés par flottille, ils sont également estimés par stock (toutes flottilles confondues), et sont pris en compte dans l'estimation de la mortalité par pêche lors des évaluations de stocks.

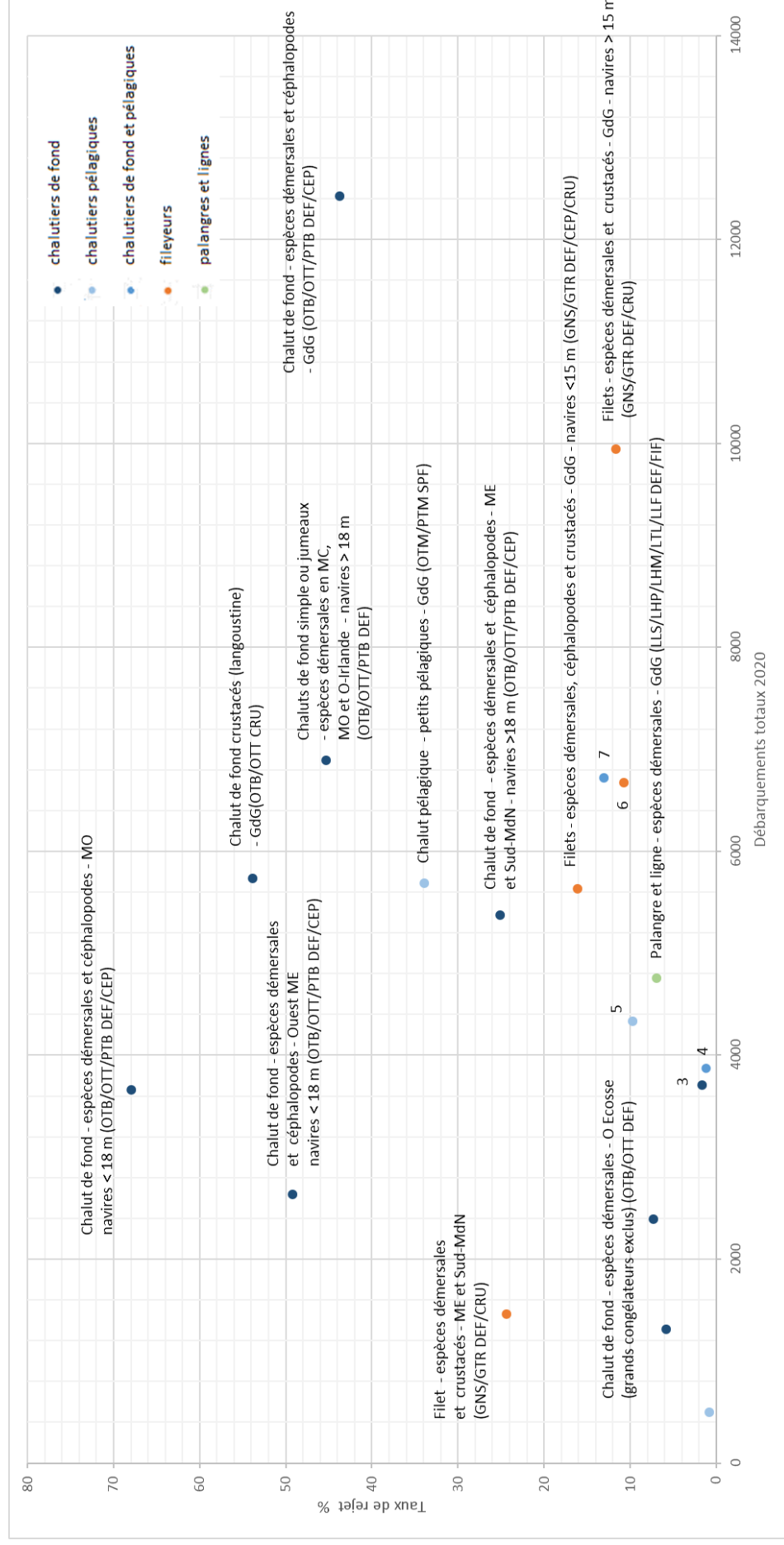


Figure 3-46. Taux de rejets des flottilles échantillonnées estimées à partir des données du programme Obsmer pour l'année 2020 (Cloatre et al., 2022), versus débarquements totaux 2020.

De gauche à droite pour les points numérotés : (1) Chalut pélagique – esp. démersales – GdeG (OTM/PTM DEF) ; (2) Chalut de fond – esp. profondes – O-Ecosse et OIrlande (OTB/OTT DWS) ; (3) Chalut de fond – esp. démersales (lieu noir) - N-MduN (grands congélateurs exclus) (OTB/OTT/PTB DEF) ; (4) Chaluts pélagique et de fond – petits pélagiques en ME et MaNuN (grands congélateurs exclus) (OTB/OTM/PTM SPF) ; (5) Chalut pélagique en boeuf - grands pélagiques (thon) - Atlantique (PTM LPF) ; (6) Filets – esp. démersales, céphalopodes et crustacés – O Bretagne et MO pratiqué par des navires de moins de 15 mètres (GNS/GTR DEF/CEP/CRU) ; (7) Chalut – esp. démersales ou pélagiques - golfe du Lion (OTB/OTT DEF, OTM SPF).

Il est depuis 2019 en principe interdit de rejeter des poissons d'un stock sous quota. La capture non désirée (poissons trop petits ou pour lequel le bateau ne dispose pas de quota) doit être conservée à bord, débarquée mais ne peut être vendue pour la consommation humaine. Cette obligation de débarquement, outil de la Politique Commune des Pêches en vigueur, a pour but ultime de promouvoir une plus grande sélectivité des pêcheries, et de mieux contrôler la mortalité par pêche. L'efficacité de cette politique et de sa mise en œuvre n'est cependant pas démontrée à ce jour, avec encore peu de résultats tangibles sur la réduction des quantités de rejets (voir projets de l'European Climate, Infrastructure and Environment Executive Agency (EU CINEA) ; van Helmond *et al.*, 2021).

Les captures de mammifères marins ou de sélaciens (appartenant à la catégorie d'espèces dites sensibles) ne sont pas prises en compte dans les rejets estimés par le programme Obsmer en routine car le protocole d'échantillonnage n'est pas pertinent pour ces événements rares (au sens statistique du terme) d'individus de poids élevés. Ces captures font l'objet de programme d'observation plus ciblés.

Captures accidentelles d'espèces dites sensibles

Les espèces dites sensibles correspondent de manière générale à des espèces vulnérables, du fait des pressions anthropiques s'exerçant sur leurs populations, et/ou par leurs traits de vie (durée de vie longue, maturité tardive, longue gestation, etc.) ainsi qu'à des espèces présentant d'autres particularités (rares, endémiques, emblématiques ...). On s'accorde à dire que toutes les espèces énumérées dans la directive Habitats (mammifères marins et reptiles et certaines espèces de poissons diadromes) doivent être considérées comme présentant un « intérêt communautaire », mais la classification est un peu moins claire pour les espèces strictement marines. En complétant le travail considérable déjà entrepris ces dernières années pour réconcilier les différentes listes d'espèces sensibles (par exemple, au sein des organisations internationales CIEM, OSPAR, Commission Européenne, CITES, IUCN, etc.), le CSTEP s'est accordé sur une liste de 346 espèces, dont 71 poissons osseux en 2020 (EWG 20-02 ; STECF, 2020) puis l'a complétée en 2022 (STECF, 2023), considérant jusqu'à 1 697 espèces dont ~1 000 espèces de poissons.

De l'analyse des risques à l'analyse des impacts

En général, les poissons et les élasmobranches sont les plus vulnérables aux arts traînants, car ce type d'engin est assez peu sélectif et très utilisé en Europe. Les mammifères, les reptiles et les oiseaux de mer ont tendance à être plus vulnérables aux engins fixes (arts dormants), bien qu'il y ait des exceptions.

Pour les oiseaux de mer en particulier, la vulnérabilité aux prises accidentelles dans les engins de pêche est généralement liée au comportement de recherche de nourriture de l'espèce. Les oiseaux de mer qui se nourrissent en surface sont particulièrement menacés pendant les phases de déploiement des engins de pêche. Par exemple, certaines espèces peuvent essayer de prédater les appâts des palangres et être accrochées, ou peuvent entrer en collision avec les câbles des chaluts pendant le déploiement des engins. Les espèces plongeantes se nourrissent en profondeur et risquent surtout d'interagir avec les engins dormants passifs, tels que les filets, les palangres et les pièges. Ainsi, certains engins de pêche sont particulièrement problématiques pour certaines espèces d'oiseaux, alors qu'ils ne représentent aucune menace pour d'autres.

A l'échelle européenne, une analyse de risque a été conduite par le CSTEP (STECF, 2020), combinant analyse de littérature et dire d'experts, pour identifier les engins les plus à risques, à la fois pour chaque espèce ou groupe d'espèces, puis cumulé sur l'ensemble des espèces (Tableau 3-19). Le rapport compile également les estimations de taux de captures par espèce et par engin, là où ils sont disponibles (exprimés en nombre moyen d'individus capturés par jour de mer). Ce premier travail de recensement de l'information disponible, qui ne concernait que les zones de l'Atlantique Nord Est couvertes par le CIEM a été complété pour la Méditerranée par le CSTEP EWG 22-12 (STECF, 2023), sur la base d'un rapport produit par la FAO-CGPM (Carpentieri *et al.*, 2021). L'utilisation de ces résultats dans le cadre d'une proposition d'affichage environnemental, est discutée plus en détails au chapitre 4.

Tableau 3-19. Risque cumulé des principaux engins de pêche (selon la classification CIEM), pour l'ensemble des espèces considérées (mais ce tableau ne permet pas d'identifier les cas où un engin constitue une menace majeure pour une seule espèce). Le chiffre 5 correspond à l'engin présentant le risque le plus élevé. AZ=Açores ; BB=Golfe de Gascogne ; CS=Mer celtique ; EA=Arctique de l'Est ; EB=Baltique de l'Est ; FI=Iles Féroé ; IB=Mer ibérique ; IS=Mer d'Irlande ; MA=Atlantique Central ; NS=Mer du Nord et Manche orientale ; SK=Skagerrak et Kattegat ; WB =Baltique occidentale ; WC=Manche occidentale ; WI=Irlande occidentale ; WS=Écosse occidentale. Les filets maillants fixes comprennent les filets semi-dérivants.
Source : STECF (2020)

	AZ	BB	CS	EA	FI	IB	IS	MA	NS	SK	WC	WI	WS	BS	Total score
Boat dredge [DRB]															0
Bottom otter trawl [OTB]		2	3			3	4		2		3	4	4		25
Multi-rig otter trawl [OTT]			2												2
Bottom pair trawl [PTB]						1									1
Beam trawl [TBB]															0
Midwater otter trawl [OTM]											2	2	3		7
Pelagic pair trawl [PTM]											2	2			4
Hand and Pole lines [LHP] [LHM]		3													3
Trolling lines [LTL]															0
Drifting longlines [LLD]															0
Set longlines [LLS]		5	2			2						4			13
Pots and Traps [FPO]									1					2	3
Fykenets [FYK]														3	3
Stationary uncovered poundnets [FPN]															0
Trammelnet [GTR]		5	5			5			5	5	4			4	33
Set gillnet [GNS]		5	5	5		5	5		5	5	5	5	5	5	55
Driftnet [GND]			3						3						6
Purse-seine [PS]		2													2
Lampara nets [LA]															0
Fly shooting seine [SSC]															0
Anchored seine [SDN]															0
Pair seine [SPR]	N A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA		NA
Beach and boat seine [SB] [SV]															0
Glass eel fishing	N A	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA		NA

En France, un travail similaire a été produit par l'Office Français de la Biodiversité (OFB), dans le cadre d'une analyse générique appelée « Analyse Risque Pêche » similaire à celle présentée à la section précédente pour l'analyse des impact sur les fonds marins (OFB, 2023). Il vise à évaluer, et à quantifier dans la mesure du possible, l'impact de la pêche sur les espèces sensibles et protégées dites « d'intérêt communautaire » (mammifères marins, oiseaux marins, tortues marines et huit espèces de poissons amphihalins), en cohérence avec les directives européennes n°2009/147/CE « Oiseaux » (DO), n°92/43/CEE « Habitats Faune Flore » (DHFF), la directive-cadre n°2008/56/CE « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM), et le code de l'environnement (article L. 414-4). La méthodologie ARP, définie en 2022 (OFB *et al.*, 2022), cherche à identifier, pour chaque espèce, d'éventuelles zones, périodes, flottilles ou pratiques présentant un risque plus ou moins important de capture accidentelle, et à le qualifier.

Le Tableau 3-20 synthétise les résultats obtenus pour les 192 interactions engin-espèce recensées (24 espèces, 8 groupes d'engins). Parmi celles-ci, 111 interactions [engin x espèces] présentent un risque de capture accidentelle nul ou faible et ne nécessitent donc pas de travaux complémentaires (cellules en blanc).

Tableau 3-20. Matrice d'interaction [engins x espèces]. Source OFB (2023).
PA Poissons diadromes. MM Mammifères marins. OM oiseaux marins, TM tortues de mer.

	Casier (FPO)	Chalut de fond (OTB, OTT, PTB, TAB)	Chalut pélagique (OTM, PTM)	Filet (GEN, GN, GND, GNE, GNS, GTN, GTR)	Ligne à main (LH, LHP, LTL)	Palangre (LL, LLD, LLS)	Senne (PS, SPR, LA)	Senne danoise (SDN)
PA_Aloses		X	X	X			X	X
PA_Anguille européenne		X			X			
PA_Salmonidés		X	X	X				
PA_Esturgeon		X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)			
MM_Grands cétacés	X			X		X	X	
MM_Grands delphinidés			X	X		X	X	
MM_Petit delphinidés		X	X	X		X	X	X
MM_Marsouin commun				X			X	X
MM_Phocaes	X (mod. distr. ND)		X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)		X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)	X (mod. distr. ND)
OM_Alcidés			X	X		X	X	X
OM_Cormorans	X			X		X	X	X
OM_Fou de bassin		X	X	X		X	X	X
OM_Fulmar boréal			X	X		X		
OM_Grand Labbe						X		
OM_Goélands						X	X	X
OM_Mouettes						X	X	X
OM_Sternes et guifette						X		
OM_Puffins			X	X		X	X	X
OM_Plongeons				X				
OM_Macreuses				X				
OM_Grèbes				X (mod. distr. ND)				
OM_Harles				X (mod. distr. ND)				
TM_Tortues à écailles		X		X		X		X
TM_Tortue Luth	X		X	X		X		
X	Risque à évaluer - Donnée disponible							
X	Risque à évaluer - mais modèles de répartition non disponible							
	Risque nul ou faible							

Ainsi, pour les 81 autres interactions, l'OFB ne peut conclure à l'absence de risque de porter atteinte aux objectifs de conservation. L'OFB a donc créé pour chacun de ces couples engin x espèce des cartes de risque de capture accidentelle identifiant les secteurs de plus forte probabilité de présence concomitante des espèces et des engins susceptibles de les capturer (OFB, 2023). Pour un engin donné, ces cartes de risque ont également été cumulées pour figurer les risques pour l'ensemble des espèces susceptibles d'interagir avec un même engin.

Ces analyses ont permis d'identifier trois secteurs à risque cumulé en Manche, quatre en Atlantique et trois en Méditerranée, chacun étant concerné par plusieurs engins et plusieurs espèces. Des cartes ont été produites par l'OFB pour localiser ces secteurs à risque, mais elles ne sont pas présentées dans le rapport public. Ces travaux se poursuivent actuellement dans des groupes de travail organisés sur chacune des façades, pour aussi identifier et prioriser les besoins d'acquisition de connaissances.

Parallèlement à cela, des analyses complémentaires sur ces 81 interactions ont tenté de caractériser l'**impact** sur la démographie des populations concernées, à partir des données et informations disponibles dans la littérature.

L'OFB a ainsi identifié un risque avec un impact avéré sur la démographie pour 5 espèces ou populations, soit 9 interactions en tout :

- le dauphin commun (filets, chaluts pélagiques et sennes pélagiques)
- le marsouin commun (filets)
- le puffin des Baléares (filets et palangres)
- les populations de saumon atlantique de la Loire et du complexe Garonne/Dordogne (Chalut pélagique et filets)
- les populations nicheuses finistériennes de Guillemot de Troil (filet)

En outre, 45 autres interactions sont d'ores et déjà identifiées comme pouvant relever d'un risque de porter atteinte aux objectifs de conservation, sans qu'un impact sur la démographie des populations concernées ne puisse être démontré à ce stade (ces interactions sont à trouver dans l'Annexe 2 du rapport OFB (2023).

Un travail complémentaire a été réalisé à l'échelle européenne dans le projet Horizon Europe Seawise⁴³ qui a estimé le risque de surexploitation d'un ensemble d'espèces sensibles, en croisant le risque d'interaction entre les populations et les activités de pêche, d'une part, et la productivité des espèces concernées, d'autre part (méthode semi-quantitative *PSA Productivity-Susceptibility Analysis* ; Astarloa *et al.*, 2023). Les résultats confirment la susceptibilité du marsouin et du dauphin commun aux filets (avec pour ce dernier le chalut pélagique et le chalut de fond en 2^e et 3^e position, Golfe de Gascogne et Mer d'Irlande), et celle du puffin des Baléares aux palangres (Golfe de Gascogne). Il fournit également des informations sur les élasmodontes (famille des requins et raies) avec en particulier la mise en évidence de la susceptibilité de l'aiguillat commun, le requin-hâ et les pocheteaux (*Dipturus spp*) aux chaluts à perche et de fond et aux filets en Mer du Nord, Golfe de Gascogne et Mer Celtique.

Pour certaines populations, les données disponibles ont permis d'estimer des points de référence (PBR, Population Biological Renewal : seuils de mortalité au-delà duquel le maintien à long-terme de la population est remis en question) et de les comparer aux mortalités par capture accidentelle estimées. Ainsi les mortalités par capture accidentelle des populations de dauphin commun de l'Atlantique Nord Est et de marsouin commun de Mer d'Irlande sont évaluées comme « non durables ». Celles de l'aiguillat commun dans l'Atlantique Nord Est et de la raie brunette en Manche Est sont évaluées comme « durables », tout comme celles du phoque gris de Mer du Nord et de la tortue Caouanne en Méditerranée. Attention, le terme durable est ici relatif à la possibilité de maintenir le « bon état » d'une population subissant une mortalité par capture accidentelle, de la même façon que lorsqu'il est utilisé pour des stocks d'intérêt halieutique, indépendamment de l'acceptabilité sociale de toute ou partie de cette mortalité.

Le cas des pêcheries thonières tropicales

Concernant les pêcheries thonières tropicales, non incluses dans les travaux présentés ci-dessus, qui se sont beaucoup centrés sur les pêcheries hexagonales et les eaux européennes de l'Atlantique Nord et de la Méditerranée, les prises accessoires (captures accidentelles et non désirées) représentent un enjeu majeur non seulement écologique, mais aussi économique et politique.

La pêche thonière tient une place à part dans les débats sur l'impact des pratiques. Opérant majoritairement en hors des juridictions nationales, elle relève essentiellement d'accords de partenariat avec des pays tiers et du droit international sur la pêche de Haute mer (peu contraignant). La pêche thonière représente un très gros marché (les thons dans leur ensemble ont pesé pour 8,3 millions de tonnes en 2022, valeur la plus haute jamais enregistrée, et représentant environ 9% des débarquements mondiaux en 2020, (FAO, 2024), non seulement international, notamment avec les conserveries, mais aussi local pour un certain nombre de pays côtiers tropicaux. Cette pêche concentre ainsi des tensions d'usage et de gestion plus exacerbées que dans les pêcheries domestiques européennes ou américaines.

Les pêcheries européennes ciblant le thon tropical interviennent dans les océans Atlantique et Indien et sont constituées de bateaux industriels de type grands senneurs océaniques, tandis que les pêcheries locales sont généralement plus petites et de type canneurs, fileyeurs ou palangriers côtiers (Ougier *et al.*, 2024). Restrepo *et al.* (2024) estiment à l'échelle mondiale que 66% des captures de thon débarquées sont réalisées par la senne coulissante (dont environ 37% sur DCP (Dispositifs Concentrateurs de Poissons) dérivants et 28% sur banc libres), suivie de la palangre (9%), de la canne / ligne à main (7%), des filets maillants (4%) et d'engins divers (14%). Les pourcentages varient néanmoins d'une région à une autre, la pêche au filet maillant dans l'Océan Indien représente ainsi 16% des espèces de thons majeurs et 37% des captures de thon en incluant les thons mineurs (bonites, auxides). Par ailleurs il est rapporté que les filets maillants dérivants sont encore utilisés dans diverses ZEE de l'océan mondial, bien que interdits en haute mer depuis 1992 (Résolution des Nations Unies 46/215)⁴⁴ et dans les eaux d'Etats côtiers qui ont également choisi de les bannir.

⁴³ <https://seawiseproject.org/>

⁴⁴ Résolution 46/215 de l'Assemblée Générale des Nations Unies (adoptée le 20 Décembre 1991): large-scale pelagic drift-net fishing and its impact on the living marine resources of the world's oceans and seas.

Des ONG dénoncent régulièrement les impacts de la pêche thonière industrielle, notamment sur les espèces faisant partie de captures accessoires et accidentelles. En France, l'ONG Bloom a ainsi produit entre 2023 et 2024 une série de rapports rassemblés sous le nom de « *tuna gate* »⁴⁵ ciblant en particulier le label MSC⁴⁶ et les pêcheries utilisant des DCP dérivants. Les organisations professionnelles répondent par le biais de communiqués de presse⁴⁷. Il nous paraît important de souligner que les enjeux liés aux pêcheries thonières tropicales dépassent largement la seule question des captures accessoires et accidentelles que nous traitons ici, et les campagnes de Bloom posent des questions beaucoup plus larges liées à l'accès et au partage des ressources thonières entre pêches artisanales et industrielles (même certifiées) ou entre pêcheries domestiques et étrangères. Ces enjeux ne sont pas discutés ici mais nous renvoyons vers la discussion du chapitre 2 (section 2.5.3) et vers le chapitre de conclusions pour une analyse plus poussée de ces controverses.

Rejets en mer et captures de juvéniles de thon

Perez-Roda *et al.* (2019) et Gilman *et al.* (2020) ont estimé le taux et l'ampleur des rejets pour les pêcheries mondiales à partir des bases de données de la FAO. De manière générale, les thonidés présentent des taux et volumes de rejets faibles relativement à toutes les autres pêcheries, avec un taux mondial moyen de 5,4% (intervalle de confiance à 95% : 4.4–6.2), pour environ 500 000 t rejetées. La pêche à la palangre pélagique et la pêche à la senne coulissante contribuent à environ 64 et 36% des rejets, respectivement, les autres types d'engins représentant moins de 1% des rejets (Gilman *et al.*, 2017). Les rejets sont plus élevés dans les pêcheries à la senne sur DCP que sur bancs libres, ainsi que les captures de thons juvéniles. De plus, Murua *et al.* (2021) estiment ainsi que la plupart des captures de thon obèse et d'albacore effectuées par les senneurs à senne coulissante sur DCP sont constituées de juvéniles (mais avec des pourcentages de répartition entre juvéniles et adultes par espèces assez proches de ceux de la palangre), tandis que la senne sur bancs libres pêche comparativement moins de juvéniles de ces espèces. De tels volumes de captures de juvéniles résultent en pertes importantes de rendement potentiel pour les autres métiers, comme la palangre pélagique, qui ciblent les thons adultes de ces deux espèces, avec un Rendement Maximum Durable (RMD) qui peut baisser presque de moitié dans certains cas (Ducharme-Barth *et al.*, 2020).

Captures accidentelles d'espèces sensibles

Pour apporter un éclairage scientifique et technique global sur l'information disparate disponible dans de multiples sources, et notamment sur les informations fournies par les ORGP, l'ONG ISSF (*International Seafood Sustainability Foundation*) a publié en 2024 son premier rapport technique d'ampleur sur les captures accidentelles pour les pêcheries thonières (Restrepo *et al.*, 2024) en complément de son suivi régulier de l'état des stocks de thons.

Concernant d'abord les différences par grandes catégories d'engin, Restrepo *et al.* (2024) ont classifié les engins selon leur impact relatif (taux de capture) (Figure 3-47). Toutes les méthodes de pêche ont une forme ou une autre d'impact sur les espèces sensibles capturées accidentellement, certaines ayant typiquement un impact fort sur certaines espèces et modéré sur d'autres.

Le rapport par Restrepo *et al.* (2024) ne fournit cependant pas de tableau quantitatif synthétique par espèce, pratique de pêche et région océanique, mais fournit quelques chiffres globaux, rapportant par exemple que les requins peuvent constituer jusqu'à 30% des captures de palangres dans certaines zones (Clarke *et al.*, 2014).

Ougier *et al.* (2024) se sont penchés plus spécifiquement sur les performances environnementales des pêcheries européennes (françaises et espagnoles) de thon tropical à la senne coulissante. Leurs résultats suggèrent que, par

⁴⁵ <https://bloomassociation.org/nos-campagnes/peche-en-afrique/> ; <https://bloomassociation.org/grande-distribution-labels/> et <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2023/04/querre-des-thons.pdf>

⁴⁶ <https://bloomassociation.org/thon-msc-pecheries-dcp-destrocteurs/>

⁴⁷ Communiqué de presse Orthongel Mai 2024, https://drive.google.com/file/d/1h5r1RKHASI5qD2ya_qiGw98-PtzuTPnf/view [Consulté le 01/02/2025]

rapport aux fileyeurs et aux palangriers, les senneurs et les canneurs capturent par tonne de thon, moins d'espèces en danger, menacées ou protégées (ce qui est cohérent avec les résultats de la figure 13 ci-dessus). Cependant, rapportés aux larges volumes de captures de ces pêcheries, cela peut tout de même représenter de grandes quantités d'animaux. En valeur absolue, Bloom (2024) estime ainsi que les captures accessoires totales dépassent 10 000 tonnes par an pour les senneurs européens dans l'Océan Indien (28 bateaux), contre environ 500 tonnes par an pour la pêche à la canne des Maldives (environ 670 bateaux de 30 m de long qui embarquent 15 à 20 pêcheurs).



Figure 3-47. Impact relatif des méthodes de pêche au thon sur les espèces non ciblées dans les pêcheries de thonidés.

Source : Restrepo et al. (2024), d'après Justel-Rubio et Restrepo (2015).

NB. Les DCP sont intégrés dans la catégorie « floating object set »

Concernant plus spécifiquement les différences entre les pratiques sur DCP et celles sur bancs libres au sein des pêcheries à la senne coulissante, Murua *et al.* (2021) estiment que si ces stratégies de pêche entraînent toutes deux des captures d'espèces non ciblées, celles-ci sont généralement 2 à 4 fois plus importantes dans les captures sous DCP. Les espèces capturées incluent surtout des petits thonidés et diverses espèces de poissons (coryphènes, etc.) (70 à 90% du volume moyen), ainsi que des espadons et des élamobranques (requins et raies) ; et, dans une bien moindre mesure, des espèces avec un statut de conservation « en danger, menacé ou protégé », espèces dites ETP (*endangered, threatened, protected*) appartenant à la mégafaune marine (mammifères, tortues, oiseaux). Plusieurs de ces espèces sensibles sont dans un état écologique préoccupant ; cependant certaines peuvent survivre, au moins en partie, au processus de capture et rejet (voir plus bas).

Dans le contexte du sujet traité par BiodivLabel, la deuxième partie du rapport ISSF est intéressante. En effet, pour tenter d'apporter des informations quantitatives supplémentaires à celles fournies par les ORGP, Restrepo *et al.* (2024) se basent sur le score moyen du Principe 2⁴⁸ des pêcheries certifiées par le MSC pour évaluer et comparer plus finement l'impact de différentes pratiques de pêche sur ces espèces non désirées. Il étudie ainsi la base des données fournies par 73 pêcheries labellisées, utilisant 5 types d'engins de pêche. En effet, le MSC est aujourd'hui impliqué dans plus de

⁴⁸ Voir chapitre 2 et section 3.3.4 pour l'explication des principes MSC

75% des captures de thons⁴⁹, ce qui en fait une source d'information mondiale, plus documentée que d'autres pêcheries thonières non certifiées qui, bien que relevant des mêmes ORGP et avec des obligations légales (Restrepo *et al.*, 2024), présentent un faible taux d'observation et de monitoring. C'est par exemple le cas des pêcheries au filet maillant dans l'océan Indien (Mosnier *et al.*, 2021).

Sur l'ensemble de l'évaluation, c'est la palangre et la senne qui reçoivent les scores les plus bas pour presque tous les indicateurs. Si on considère en priorité les indicateurs MSC liés aux espèces vulnérables classées ETP (les plus en danger), et en prenant en compte les taux d'incertitudes qui peuvent être importants, le rapport ISSF note que plus de la moitié des pêcheries de palangres, et un tiers des pêcheries de senne coulissante ont reçu des scores inférieurs à 80 sur l'indicateur P2.3.1 (niveaux de captures et de risques d'espèces ETP). Un tel score reflète des situations problématiques et impose des « conditions », c'est à dire des obligations d'améliorations sous 5 ans pour garder la certification. Les pêcheries certifiées utilisant différentes formes de lignes pêchant en surface (lignes à main, lignes de traîne, etc.) ont toutes reçu des scores supérieurs à 80. Cette analyse permet ainsi de comparer les impacts entre pêcheries certifiées, dans un cadre scientifique formalisé et standardisé de contrôle et de suivi de l'information disponible. En revanche, elle ne permet pas d'extrapoler ces impacts à d'autres pêcheries non certifiées utilisant des pratiques similaires, du fait de la très grande variabilité d'une opération à une autre et du rôle crucial du cadre de contrôle, lequel est largement insuffisant pour ces pêcheries.

Il faut cependant discuter ici de deux enjeux majeurs liés à la bonne estimation de l'impact des pêcheries thonières sur les espèces protégées, que sont les incertitudes sur les données, et l'importance du taux de survie de ces espèces après capture et rejet en mer.

Concernant le premier point, il est à souligner que différents documents peuvent donner des estimations de captures non désirées assez différentes, liées non seulement aux sources utilisées mais également à leur ancienneté, avec des évolutions temporelles notables. Gilman *et al.* (2017) notaient déjà une diminution de 63% des rejets dans les pêcheries de thon en 10 ans, mais la situation est encore différente aujourd'hui, avec des réglementations qui deviennent toujours plus contraignantes. Par exemple, l'ONG Bloom (2023) dénonce les sources de captures accessoires et de mortalité non comptabilisées d'espèces dans les pêcheries sous DCP notamment du fait de l'enchevêtrement dans les mailles des filets sous les radeaux, qui continue à piéger des animaux même lorsque les DCP ne sont plus utilisés pour la pêche. Il faut cependant noter qu'il existe aujourd'hui une résolution de la CTOI (résolution 24/02) interdisant les DCP dit maillants, et les DCP avec une traine en filet ne sont désormais plus déployés par les senneurs européens. Plus globalement, Murua *et al.* (2021) et Pons *et al.* (2023) documentent de nombreuses initiatives récentes ou en cours pour réduire les impacts négatifs des DCP dérivants ; mais il semble encore prématuré de pouvoir conclure sur l'efficacité de la mise en œuvre de ces mesures.

La qualité des observations s'améliore également. Ougier *et al.* (2024) identifiaient encore des lacunes dans les données de prises accessoires des pêcheries sous DCP, mais de nombreuses nouvelles données issues de la surveillance électronique (avec des caméras embarquées) sont aujourd'hui disponibles, et la flottille de senneurs européens de l'océan Indien a désormais un taux de couverture d'observation de l'activité de pêche de presque 100%. Au vu de ces évolutions, une mise à disposition publique, complète et régulière d'estimations actualisées sur les captures accidentelles, en taux relatif et en valeur absolue, serait nécessaire pour mieux mesurer l'ampleur de cette problématique

Le second enjeu, peu abordé dans l'ensemble des publications citées ci-dessus, est la possible survie des espèces sensibles après capture et remise à l'eau, ce qui pourrait modifier significativement l'impact réel de la pêche sur les populations sensibles concernées. Des estimations de taux de survie sont de plus en plus disponibles pour nombre d'espèces commerciales, dans les pêcheries européennes mais aussi pour les pêcheries thonières tropicales. Muir *et al.*

⁴⁹ En 2023, 33% des captures mondiales de thon étaient certifiées MSC, 20% en cours d'évaluation, et 25% impliquées dans un FIP, Fishery Improvement Projet (Marine Stewardship Council, 2024).

(2022) rapportent des taux de survie faibles pour des juvéniles de thon tropical pêchés à la palangre, et ils sont considérés comme presque nuls à la senne. A l'inverse, les mammifères marins ont une bonne probabilité de survie (Escalle *et al.*, 2015). Concernant les espèces sensibles, les taux de survie estimés varient par espèce, mais il est notoire que les conditions de manipulation lors de la mise à bord et de la remise à l'eau, et en particulier la durée et les conditions d'exposition à l'air libre, jouent un rôle crucial dans les chances de survie des élasmodontes et des tortues marines (Stewart *et al.*, 2024). Dans des conditions optimales, les taux de survie pourraient dépasser les 50% même pour les plus sensibles de ces espèces, et dépasser les 80% pour des espèces plus robustes. Les ORGP proposent des guides de bonne conduite pour la manipulation et la remise à l'eau des raies, requins, tortues marines, mammifères marins afin de maximiser leur taux de survie et ainsi réduire l'impact des pêcheries sur leurs prises accessoires.

Conclusion générale sur les captures accidentelles (thonières et non thonières)

En conclusion, il faut souligner l'ampleur généralisée du problème des captures non désirées (captures accessoires, captures accidentelles et rejets) dans la majorité des pêcheries à travers le monde (Pérez Roda *et al.*, 2019 ; Gilman *et al.*, 2020), avec des caractéristiques communes entre pratiques similaires, mais également avec d'énormes variations d'une pêcherie à une autre et même d'une unité de pêche à l'autre. Les niveaux de suivi scientifique et de connaissance restent encore souvent insuffisants en raison de taux de couverture encore très bas pour la majorité des pêcheries dans le monde, notamment celles non certifiées. Mais on peut également souligner des améliorations notables sur ce sujet au cours des dernières années dans plusieurs pêcheries, et notamment les pêcheries thonières tropicales, grâce aux efforts des ORGP pour améliorer le suivi des activités de pêche par des observations humaines et électroniques. Le processus même de certification semble avoir eu un effet significatif pour l'amélioration de cette transparence dans les pêcheries thonières, comme on l'avait déjà discuté dans le chapitre 2.

Cette question des captures non désirées mobilise d'importantes ressources et financements publics et privés pour tenter de trouver des solutions de remédiation efficaces tout en maintenant la durabilité économique des entreprises de pêche. Malheureusement les progrès restent encore souvent lents, et les solutions émergentes dites technologiques (engins modifiés, répulsifs, etc.) ne prouvent pas toujours leur efficacité tant les situations d'interactions sont complexes, diverses et mouvantes. Elles ne sont pas non plus toujours adoptées par les pêcheurs si elles résultent en pertes économiques à court-terme. Il reste ainsi nécessaire d'approcher le problème de manière holistique, suivant l'approche de hiérarchie séquentielle des atténuations des effets de la pêche recommandée par Gilman *et al.* (2023), visant en priorité des mesures d'évitement du risque de capture avant sa minimisation. Les organismes de certification pourraient jouer un rôle majeur en s'alignant explicitement sur cette approche dans leurs référentiels d'évaluation de la durabilité des pêcheries.

3.3.3.4. Impact sur les réseaux trophiques

Cet impact découle des précédents : les réductions importantes de biomasses de certaines espèces (les espèces ciblées bien sûr, mais potentiellement aussi des espèces affectées par la pêche de manière collatérale), se répercutent via les réseaux trophiques, à leurs proies, compétiteurs et prédateurs, et finalement, à tous les compartiments de l'écosystème. In fine c'est la structure et le fonctionnement de l'écosystème qui sont modifiés.

L'un des effets écosystémiques de la pêche le mieux documenté est dénommé « la pêche vers les bas niveaux trophiques » (*Fishing down the marine food web*, en anglais ; Pauly *et al.* (1998). Il découle très directement du fait que les espèces prédatrices sont généralement les plus sensibles à l'exploitation, en raison d'un renouvellement des générations plus lent que les espèces proies. Dès lors, l'activité de pêche tend à réduire prioritairement l'abondance de ces espèces de haut niveau trophique. Ce processus est souvent accéléré et amplifié par le fait qu'il s'agit généralement d'espèces à forte valeur commerciale et qui sont donc particulièrement ciblées par les pêcheurs. Leur réduction d'abondance conduit à un phénomène de relâchement de la prédation, dont leurs proies bénéficient dans un premier temps, avant d'être elles-mêmes ciblées, en raison notamment de leur abondance croissante et de la raréfaction de

leurs propres prédateurs. A leur tour, ces espèces proies sont ainsi affectées et voient leur abondance décroître, tandis que tendent à se développer les populations de proies des proies. De proche en proche, les captures par les pêcheurs concernent des espèces de niveaux trophiques progressivement décroissants, en commençant par les grandes espèces de poissons piscivores, pour finir - dans les situations les plus marquées - par des captures dominées par les invertébrés (mollusques et crustacés). Ce type d'évolution a par exemple été observée dans de nombreux pays africains où la pêche s'est développée très rapidement à partir des années 1970 ou 1980, avec la capture successive des poissons prédateurs, puis des poulpes, et enfin des crevettes (Gascuel, 2019). On peut considérer qu'elle affecte également un pays comme le Canada où les captures de poissons sont devenues minoritaires, alors même qu'elles ont très largement dominé les pêcheries pendant plusieurs siècles. D'une manière plus générale, la diminution du niveau trophique moyen a été observée dans les captures mondiales (Pauly *et al.*, 1998), comme dans les données des campagnes scientifiques (et donc directement au sein des communautés étudiées) dans de nombreuses régions du monde. En Europe, le groupe de travail du CSTEP consacré à l'approche écosystémique de la gestion des pêches a ainsi mis en évidence cette baisse à la fois dans les données de captures et dans les données de chalutage (STECF, 2012 ; Gascuel *et al.*, 2016).

La réduction d'abondance des prédateurs peut avoir plusieurs conséquences néfastes, pour les pêcheurs et pour l'écosystème. La première est que le relâchement de prédation, ainsi induit, bénéficie parfois à des espèces de proies elles-mêmes non exploitables. Dans certains cas, il conduit à des phénomènes de prolifération de ces proies et à un dysfonctionnement global de l'écosystème. Ce processus est par exemple cité pour expliquer le développement des landes d'oursins, observé dans de nombreuses régions du monde et notamment en Australie, au détriment des grandes forêts de Kelps (zone sous-marine densément peuplée de varech, des macroalgues brunes) (Filbee-Dexter et Scheibling, 2014). C'est ici la surpêche des prédateurs d'oursins (les langoustes en Australie, mais aussi les loutres en Alaska et divers poissons dans le golfe du Maine) qui est responsable de la dégradation d'un habitat particulièrement riche et précieux pour la biodiversité.

La seconde conséquence de la réduction d'abondance des prédateurs est plus globale et sans-doute plus diffuse. Elle conduit, au sein de l'écosystème, à un affaïssement des fonctions de contrôle de type Top-down (i.e. le contrôle des populations de proies par leurs prédateurs), au détriment des contrôles bottom-up (i.e. le contrôle des prédateurs par leurs proies). Dès lors, la théorie écologique, étayée par de nombreuses observations à travers le monde, nous indique que l'écosystème tend à devenir plus instable et plus dépendant de l'environnement (Cury *et al.*, 2000). C'est d'autant plus vrai que la réduction d'abondance des prédateurs a aussi pour conséquence d'engendrer à moyen terme une simplification des réseaux trophiques (Coll *et al.*, 2008), laquelle contribue elle-aussi à une plus forte instabilité intrinsèque. Pour les pêcheurs cela peut conduire à une variabilité accrue des captures et des quotas de pêche, ce qui est souvent difficile à gérer. Pour les écosystèmes cette évolution traduit une perte de biodiversité fonctionnelle et de résilience par rapport aux autres impacts anthropiques.

Les déséquilibres engendrés par la modification des réseaux trophiques ne concernent naturellement pas que les prédateurs. Dans certains cas les proies sont également affectées et ceci n'est pas sans conséquences. Là aussi on peut assister à la prolifération de populations et notamment celles des compétiteurs qui tendent à occuper la place laissée vacante par la surexploitation des espèces proies. Ce processus est notamment observé dans certaines proliférations de méduses attribuées à la réduction d'abondance tout à la fois de leurs prédateurs (thons, tortues...) et de leur compétiteurs trophiques (poissons fourrages). Une telle évolution a par exemple été montrée en Namibie, où 10 millions de tonnes de sardines présentes dans les années 1960 ont été remplacées par 12 millions de tonnes de méduses qui dominent désormais les niveaux trophiques intermédiaires (Roux *et al.*, 2013).

Enfin, la réduction d'abondance des espèces proies, et singulièrement celle des petits poissons pélagiques, souvent qualifiés de poissons fourrage, peut avoir des conséquences directes sur leurs prédateurs et notamment sur les populations de mammifères et d'oiseaux marins. On estime par exemple que l'abondance des oiseaux marins a été réduite par 3 depuis la seconde guerre mondiale, en raison de la réduction - par la pêche - de leurs ressources alimentaires (Palczy *et al.*, 2015). Naturellement, les poissons prédateurs sont également affectés. Certaines études

estiment par exemple que les deux tiers de la valeur que nous tirons actuellement des poissons fourrage au niveau mondial proviennent non pas de leur exploitation directe, mais du rôle d'alimentation que ces espèces jouent pour d'autres espèces exploitées.

Le descripteur 4 de la DCSMM traitant des réseaux trophiques définit donc le bon état écologique ainsi : « *Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien de leurs capacités reproductives* » Les sous descripteurs couvrent les aspects de diversité et d'abondance relative des différentes guildes trophiques, de distribution en taille au sein de ces guildes et finalement leurs productivités. Il n'y a pas de méthodes adoptées à l'échelle européenne, mais un ensemble d'indicateurs et parfois de seuils proposés à l'échelle régionale (Vasilakopoulos *et al.*, 2022). Par exemple dans le document de stratégie de façade Sud-Atlantique, deux objectifs environnementaux sont mentionnés : maintenir un niveau de prélèvement nul sur le micronekton océanique (notamment le krill) et les myctophidés ou poissons lanterne, et adapter la mortalité par pêche sur les espèces fourrages (hareng, lançon, sprat, sardine, maquereau, anchois, chinchard) de façon à favoriser le maintien des ressources trophiques nécessaires aux grands prédateurs (oiseaux et mammifères marins, poissons prédateurs), etc.). Dans ce dernier cas, l'indicateur pour la prise en compte des besoins trophiques des grands prédateurs reste à développer.

3.3.3.5. Emission de CO₂, cycle du carbone et impact climatique

Il est évidemment impossible de parler des impacts de la pêche sans évoquer la contribution spécifique du secteur au réchauffement climatique. L'aspect le plus visible en est évidemment l'émission de gaz à effet de serre par les moteurs des navires de pêche. Parmi les études publiées sur le sujet, la synthèse mondiale coordonnée par Robert Parker estime que chaque tonne de poisson pêchée consomme en moyenne 0,5 tonne de fuel et émet 2,2 tonnes d'équivalent CO₂ (Parker *et al.*, 2018). Les pêcheries mondiales représentent ainsi 4% des émissions de gaz à effet de serre liées au secteur alimentaire, lequel pèse environ le tiers des émissions totales. Comparativement au secteur de la viande, les produits de la mer apparaissent cependant globalement vertueux et émettraient en moyenne moitié moins de CO₂ par kilo de protéine animale produit. L'affirmation mérite cependant d'être nuancée car les chiffres dépendent évidemment du type de pêche pratiqué. Les chaluts de fond et les dragues supposent des forces de traction importantes et engendrent donc des émissions de gaz à effet de serre très supérieures à la moyenne. A l'échelle mondiale, chaque tonne produite avec ces engins actifs consommerait entre 1 et 2 tonnes de fuel et émettrait de l'ordre de 4 à 8 tonnes d'équivalent CO₂. Rapporté au kilo de protéine, l'impact climatique du poisson de chalut serait finalement équivalent à celui des élevages terrestres, inférieur au bœuf mais supérieur au porc ou au poulet (Tilman et Clark, 2014). A l'inverse, les captures à la ligne ou au casier engendreraient des émissions de CO₂ quatre à dix fois plus faibles.

A l'échelle nationale, le programme Transipêche permet de préciser ces valeurs (Quemper *et al.*, 2024). Il quantifie l'empreinte carbone des flottilles françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est, à partir des données de la consommation annuelle en gasoil, disponible dans les données publiques CSTEP, et en utilisant le coefficient de conversion proposé par Parker *et al.* (2018) de 3,1 Kg CO₂-eq par litre de carburant. Ce coefficient prend en compte les émissions directes issues de la combustion du gasoil, de son extraction, et du traitement et transport du carburant.

Logiquement, ce sont les flottilles des navires de 12-24 m et >24 m utilisant majoritairement le chalut démersal qui sont à l'origine de la plus grande part des émissions de CO₂ (Figure 3-48). A elles deux, ces flottilles représentent près de 400 kT d'équivalent CO₂, soit 57% des émissions totales (pour 34 % de la production en tonnage et 39% en valeur). Les engins dormants et les flottilles pélagiques viennent ensuite avec 17 et 12% des émissions totales (Pour 34% et 11% de la production en valeur).

Il est évidemment important de rapporter ces estimations aux volumes capturés. De ce point de vue aussi ce sont les flottilles utilisant majoritairement les chaluts démersaux qui émettent le plus de carbone par kg de ressources halieutiques débarquées (entre 2,5 kg et 4 kg éq-CO₂). Les autres flottilles émettent, par kilo débarqué, une quantité de GES comprise entre 0,9 et 1,6 kg éq-CO₂. Parmi ces flottilles, les émissions les plus faibles à la tonne produite sont

le fait des chaluts pélagiques, en raison des gros volumes débarqués. Les arts dormants émettent quant à eux entre 2 et 4 fois moins que les chalutiers démersaux.

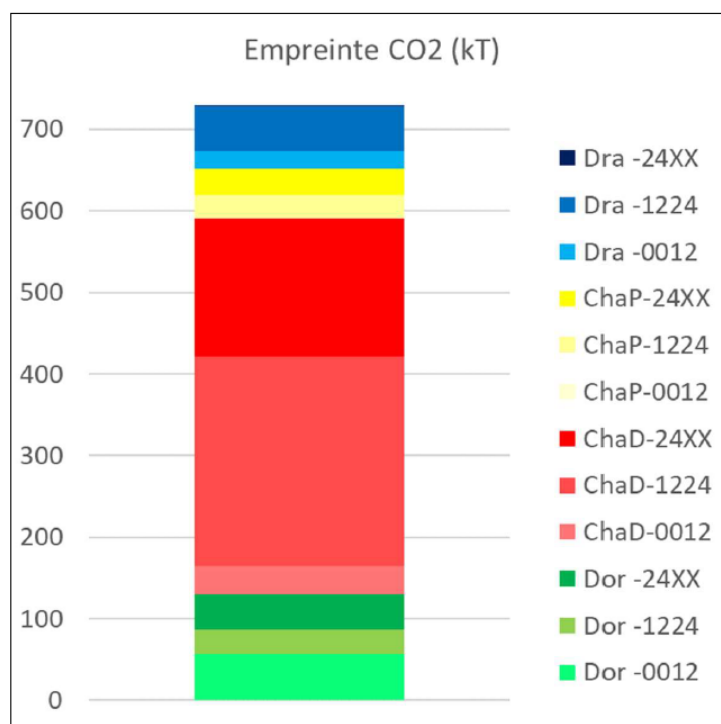


Figure 3-48. Empreinte carbone des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est (en kT eq. CO₂). Quemper et al. (2024). Codes engins : flottilles utilisant majoritairement les engins dormants (Dor), les chaluts démersaux (ChaD), les chaluts et sennes pélagiques (ChaP), et les dragues (Dra); les chiffres se réfèrent à la taille des navires, en mètres.

Une étude plus ancienne et moins exhaustive que Transipeche, mais réalisant une ACV complète de 15 pêcheries (triplets espèce ciblée/zone de pêche/engin de pêche, ICV Pêche, Cloâtre (2018) identifie également les pêcheries au chalut pélagique et senne/bolinche comme ayant les émissions les plus faibles, mais les résultats sont plus nuancés sur les différences entre pêcheries au chalut démersal et au filet (une seule pêcherie évaluée utilisant cet engin cependant, Figure 3-49).

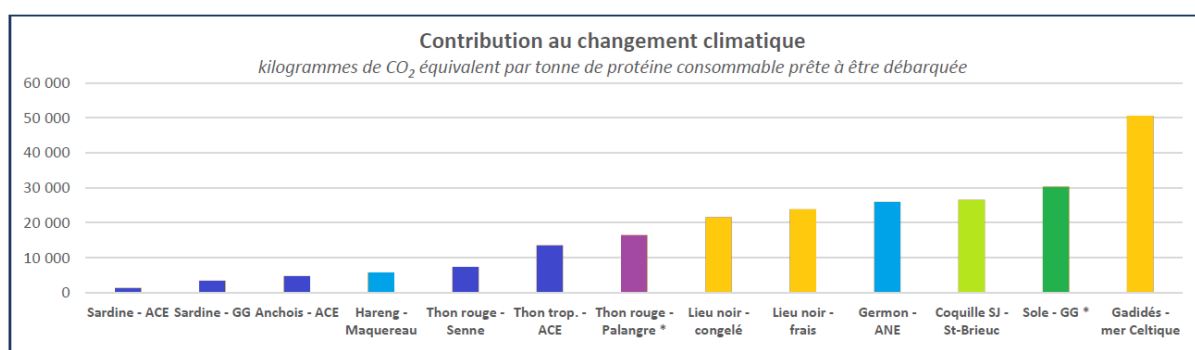


Figure 3-49. Contribution au changement climatique des 15 pêcheries étudiées (Kg de CO₂ équivalent par tonne de protéine consommable prête à être débarquée), estimée à partir des processus de construction, entretien et fin de vie des navires et engins de pêche, des consommations de fonctionnement (carburant, huiles, réfrigérant, eau douce, etc.) et des équipements de stockage et de conservation du poisson (sacs, caisses et bailles, machine à glace, compresseurs frigorifiques ...). Les couleurs des barres correspondent aux engins utilisés : chalut démersal (orange), filet (vert foncé), drague (vert clair), chalut pélagique (bleu clair) et senne/bolinche (bleu foncé), palangre (mauve). D'après ICV Pêche 2018 (Cloâtre, 2018)

Dans les années récentes, on a réalisé que l'impact de la pêche sur le climat ne se limite pas aux émissions de CO₂, directement liées à la consommation de gasoil. En effet la pêche modifie le vivant dans l'océan, lequel contribue au grand cycle biogéochimique du carbone et donc à la teneur de l'atmosphère en gaz à effet de serre. Résumons ici le processus : une partie du CO₂ atmosphérique se dissout dans les couches de surface de l'océan. Il peut y être piégé dans la matière vivante par le processus de photosynthèse, essentiellement dû au phytoplancton. Celui-ci est à la base des réseaux trophiques qui constituent ainsi un réservoir de carbone. Une partie de ce carbone organique est transportée vers les fonds marins par un ensemble de processus qu'on regroupe sous l'appellation de pompe biologique. Interviennent en particulier les migrations verticales des organismes marins, la floculation des fèces et des cadavres sur le fond, et le transport par les courants d'advection de la matière organique particulaire ou dissoute, elle-même issue de la décomposition des fèces ou des cadavres. In fine, une fraction du carbone organique peut être stocké à très long terme dans les sédiments marins. La pompe biologique contribue ainsi très significativement au cycle du carbone et au piégeage des émissions de CO₂.

Dans ce cycle, les poissons constituent un réservoir de carbone et contribuent à la pompe biologique. Les études récentes estiment qu'ils sont à l'origine de 10 à 16% du flux de carbone vers l'océan profond (Saba *et al.*, 2021). En diminuant la quantité des poissons dans la mer, la pêche réduit donc tout à la fois la quantité de carbone stocké dans le vivant et la pompe biologique qui piège plus globalement du carbone dans l'océan. Elle contribue ainsi au réchauffement climatique. Ces impacts restent encore difficiles à quantifier, mais Bianchi *et al.* (2021), estiment que la contribution des poissons aux piégeage du carbone atmosphérique aurait été divisée par deux. Le groupe CIEM WKFISHCARBON pointe les manques de connaissances à combler pour améliorer la robustesse de ces estimations et propose des pistes pour ce champ de recherche amené à devenir très actif.

La pêche peut enfin avoir un impact sur le cycle du carbone lié à la perturbation des fonds marins par le chalutage ou le dragage. Ce processus et son ampleur, fait aujourd'hui l'objet d'une controverse scientifique. En 2021, une estimation est avancée qui suggère que le relargage dans la colonne d'eau, sous l'action du chalut, de carbone accumulé dans les sédiments depuis des millénaires serait du même ordre de grandeur que les émissions atmosphériques de l'ensemble du transport aérien (Sala *et al.*, 2021). Cette estimation est cependant considérée aujourd'hui comme incertaine par la communauté scientifique, car elle néglige les flux de reminéralisation préexistants. La revue bibliographique réalisée par Rabouille *et al.* (2023) repart des processus naturels régulant le cycle de carbone dans les environnements marins côtiers et recense les impacts possibles du chalutage. Deux effets antagonistes sont identifiés : la resuspension des sédiments liée au chalutage peut effectivement stimuler la reminéralisation (selon la quantité et le type de matière organique et le type de sédiment) et accroître le flux de carbone inorganique dissous, mais d'un autre côté, la chalutage peut également avoir l'effet inverse par son effet négatif sur la bioturbation (activité de perturbation des sédiments par la faune endobenthique qui vit et se nourrit dans la couche superficielle des sédiments marins), par son impact sur l'export de carbone vers les fonds marins du large, et sur les flux de sels nutritifs pouvant stimuler la production primaire et donc la fixation de CO₂. Rabouille *et al.* (2023), ainsi que les auteurs du groupe WKFISHCARBON évoqué plus haut, concluent sur le fait que les études réalisées ne permettent pour l'instant pas de calculer un bilan carbone général de l'effet du chalutage, et d'autant moins à large échelle spatiale, et identifient un ensemble de pistes pour y remédier.

3.3.3.6. Déchets et pollution

Les déchets sont présents sur le littoral, en surface et sur les fonds marins. Ils peuvent être responsables du piégeage d'animaux marins pour les pièces les plus grandes, de contamination du milieu, ou peuvent être ingérées pour les pièces les plus petites avec des risques d'étouffement ou de perforation du tube digestif, ainsi que des risques de contamination de la chaîne trophique (ex : microplastiques, particules de peinture ; Gerigny *et al.*, 2018).

Le bon état écologique de la DCSMM (Directive Cadre Stratégie Milieu Marin) traite des déchets marins dans son descripteur 10 : « *Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages aux milieux côtiers et marins* », en considérant les macrodéchets (D10C1) et microdéchets (D10C2) dans plusieurs compartiments (sur le

littoral, en surface et sur le fond) ainsi que leurs impacts sur les organismes marins : ingestion (D10C3), étranglements et emmêlements (D10C4). Un ensemble de valeurs seuils sont en cours de réflexion à l'échelle régionale et à l'échelle européenne (Vasilakopoulos *et al.*, 2022). En Europe, les déchets à la surface et sur les fonds marins sont recensés durant les campagnes halieutiques d'évaluation des stocks d'espèces commerciales, ainsi que lors des campagnes d'observation aérienne des mammifères marins selon un protocole standardisé. Sur le littoral, des sites sont suivis régulièrement dans la cadre des suivis DCSMM et OSPAR (Gerigny *et al.*, 2018 ; Lacroix *et al.*, 2022).

Sur le littoral, les déchets plastiques dominent largement dans toutes les zones OSPAR (Eaux arctiques, Mer du Nord, Mer Celtique, Golfe de Gascogne et côte ibérique) et en particulier les plastiques d'origine maritime (pêche et aquaculture principalement) comptent pour 12% (Eaux arctiques) à 25% (Mer du Nord) des déchets. Une tendance décroissante est cependant partout observée entre 2015 et 2020 (Lacroix *et al.*, 2022). Concernant plus particulièrement les déchets provenant des activités de pêche, une étude de sciences participatives a permis de conclure à la dominance des fragments de cordage et dans une moindre mesure des fragments de ligne sur les littoraux de Bretagne, Normandie et Hauts de France (Morfin *et al.*, com. pers.).

Sur les fonds marins, les déchets sont également majoritairement des plastiques et des déchets provenant de la pêche (cordages, lignes de pêche, bout de filets) sur la période 2012-2019. Parmi les zones étudiées dans cette étude OSPAR (les mêmes que pour le littoral) les déchets présents dans le milieu marin pourraient provenir jusqu'à 50% des activités de pêche (cordage, filets etc.) avec des différences importantes à l'échelle régionale, les objets plastiques à usage unique étant répandus et dominants en Méditerranée (Spedicato *et al.*, 2023).

Les liens entre la quantité de déchets et l'effort de pêche a fait l'objet d'exploration (Spedicato *et al.*, 2023 ; Moriarty *et al.*, 2016 ; Wright *et al.*, 2021) avec des résultats contrastés, et parfois difficiles à interpréter du fait du caractère partiel des pratiques de pêche prise en compte (uniquement chalutage de fond) et de la difficulté de distinguer les déchets provenant de différentes activités (pêche et aquaculture).

3.3.3.7. Conclusion sur les impacts des activités de pêche sur la biodiversité

Les impacts des activités de pêche sur les écosystèmes marins dépendent donc de combien est pêché (mortalité par pêche des stocks ciblés), et de comment ces ressources sont extraites (espèces co-capturées, captures accidentelles, impact sur les fonds marins, émissions de CO₂, déchets et pollution). La première composante est gérée collectivement tandis que la deuxième est le résultat des pratiques de pêche plus ou moins individuelles (échelles du navire, de la flottille, de la pêcherie) qui doivent s'appréhender à la fois en termes relatif (impact rapporté à un effort de pêche ou à un volume de débarquement) et absolu (impact de la pratique compte tenu de l'effort total déployé). Ils dépendent également de la sensibilité spécifique des milieux et espèces sur lesquels s'exercent les pressions.

Les impacts les mieux connus sont ceux exercés sur les stocks cibles, tandis que d'autres demeurent difficiles à quantifier, principalement en raison du manque de données et de connaissances scientifiques, et de fait de consensus scientifiques par encore complètement stabilisés sur les approches et méthodologies malgré des progrès majeurs, comme décrits dans les sections précédentes. Des efforts de recherche se concentrent actuellement sur la compréhension des seuils d'impact, en particulier en ce qui concerne les captures accidentelles et les habitats benthiques. Outre la notion de bon état, celle de réversibilité est également cruciale dans ces recherches, car elle permet d'évaluer la capacité des écosystèmes à se restaurer après des perturbations, une dimension fondamentale pour l'élaboration de stratégies de gestion durable des pêches. D'autres impacts de la pêche comme ceux sur le cycle du carbone sont en cre peu connus et devraient devenir des champs de recherche actifs.

Les deux diagrammes ci-dessous (Figure 3-50) sont une bonne illustration de l'état de l'art actuel. La pression exercée sur l'environnement par une activité de pêche est largement déterminée par l'engin utilisé, son impact relatif par l'engin et la sensibilité des compartiments concernés, et par conséquent par les caractéristiques spatiales et temporelles de l'activité de pêche, et finalement son impact absolu par la combinaison des deux précédents ainsi que l'effort de pêche

déployé. Comme évoqué précédemment, toutes ces composantes ne sont pas systématiquement prises en compte dans toutes les évaluations, ce qui influe sur la réponse obtenue.

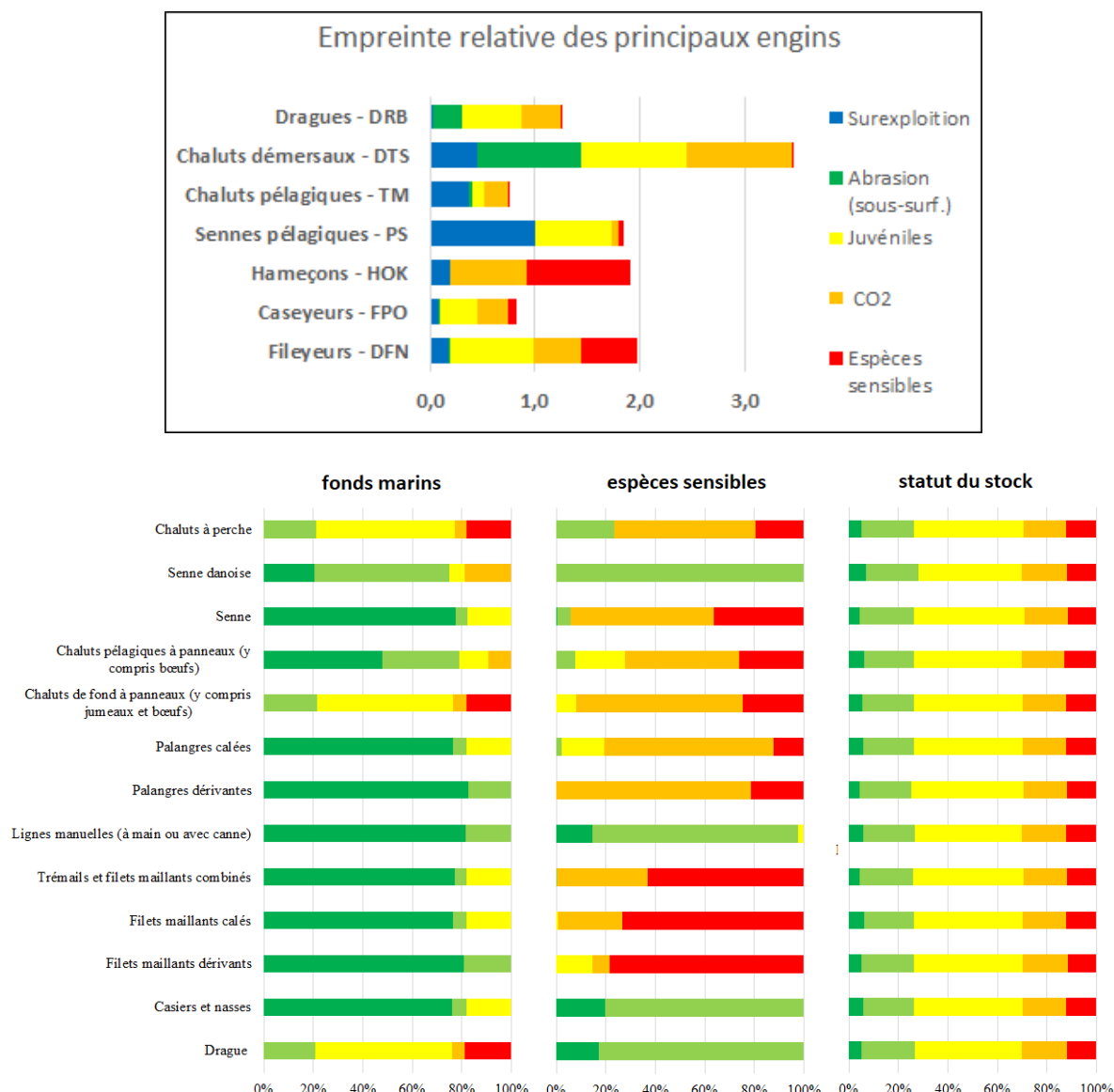


Figure 3-50. Synthèses alternatives de l'effet des activités de pêche sur les compartiments de la biodiversité marines.

La 1^{re} figure est adaptée de Quemper et al. (2024) en regroupant les flottilles par l'engin principal et en normalisant les empreintes par rapport à la plus forte d'entre elle (ex : l'empreinte carbone la plus forte est ramenée à 1, et les autres ramenées à un ratio entre 0 et 1).

La 2^e figure est adaptée de Grati et al., 2025 et présente la distribution des scores obtenus pour les trois indicateurs par chaque triplet espèce cible - engin - zone dans les 5 catégories définies de 1 (foncé) à 5 (rouge), ventilée par engin.

La figure du haut est une synthèse des analyses Transipêche (Quemper et al., 2024), déjà évoquées à plusieurs reprises dans ce chapitre (consacrée aux pêcheries françaises en Atlantique Nord-Est). Les analyses d'impact par flottilles ont ici été regroupées par engin principal. L'empreinte surexploitation est définie comme le nombre de tonnes débarquées par chaque flottille provenant de stocks surexploités. Elle est calculée sur la fraction des captures provenant des stocks évalués, puis extrapolée à la capture totale. L'abrasion mesure la surface impactée (sur une profondeur supérieure à 2 cm) par chaque flottille de pêche utilisant des engins traînants (chalut, drague ou senne démersale). L'empreinte juvénile (préliminaire) estime la quantité de juvéniles pêchée par chaque flottille en croisant des taux de capture

estimés pour des doublets engins-espèces (liste non exhaustive) et l'effort de pêche déployés par chaque flottille, avec une modulation par profondeur en faisant l'hypothèse que les juvéniles sont plus concentrés en zone côtière. L'empreinte CO₂ mesure les émissions de gaz à effet de serre pour chaque flottille à partir de la consommation de gasoil et d'un coefficient de conversion gasoil-émission CO₂-eq. Finalement, l'empreinte espèces sensibles quantifie le risque de captures accidentelles d'espèces sensibles en croisant des taux estimés de capture par engin et par zone (mammifères et oiseaux marins) et les efforts de pêche par flottille. Ces cinq empreintes sont ensuite normalisées, entre 0 (empreinte nulle) et 1 (empreinte maximale au sein des flottilles considérées).

La figure du bas est adaptée des analyses réalisées par le CSTEP et publié dans Grati *et al.* (2025) à l'échelle européenne (Atlantique Nord-Est et Méditerranée), qui seront évoquées plus largement dans le chapitre 4, en préparation de l'affichage environnemental européen sur les produits de la mer. Dans ce cas, les analyses d'impact sont réalisées par triplets espèce cible - engin - zone, c'est à dire les trois informations obligatoires pour la commercialisation de produits de la pêche en Europe. Le 1er indicateur « fonds marin » croise la pression exercée par l'engin avec la sensibilité du fond marin travaillé, défini sur la base de l'habitat connu de l'espèce cible. Le 2^e « espèces sensibles » moyenne le risque de capture de l'ensemble des espèces sensibles (mammifères, tortues et oiseaux marins, et élasmobranches menacés) par triplet, et enfin le 3e indicateur « statut du stock » caractérise l'adéquation entre la biomasse du stock cible ou la pression de pêche par rapport à la cible de gestion. NB seuls quelques engins majeurs sont montrés sur la figure, pour illustration.

La première approche, identifie clairement le chalut de fond comme totalisant l'empreinte cumulée la plus importante, avec les valeurs maximums pour l'abrasion, la capture de juvéniles, et les émissions de CO₂. Viennent ensuite les fileyeurs et les hameçons, du fait de leur forte empreinte espèces sensibles, juvéniles (filets) et émissions de CO₂ (hameçons). Les sennes pélagiques se distinguent par une forte empreinte surexploitation.

La 2^e approche produit des résultats forcément plus contrastés puisque qu'ils ne sont pas sommés par engin mais détaillés par triplet. Les résultats ne sont pas pondérés par l'importance des débarquements ou de l'effort de pêche déployé par triplets, chacun de ces triplets à une importance égale. Globalement, les scores sont les plus mauvais pour les espèces sensibles, pour les filets et les hameçons (palangres) en cohérence avec la 1^{re} approche, mais aussi pour les chaluts et sennes pélagiques, potentiellement en partie du fait de la prise en compte des captures accidentelles d'élasmobranches. Les scores obtenus pour les fonds marins sont globalement meilleurs. Ici également, les chaluts de fond, les dragues, et les chaluts à perche (peu pratiqués en France d'où leur absence dans la 1^{re} figure) ont les pires scores (majorité de 3 à 5), mais la prise en compte d'un impact non nul (même si plus faible que les engins traînants) des engins dormants sur le fond (filets calés, trémails, casiers et nasses) et la prise en compte de la sensibilité variable des habitats à l'abrasion des fonds produisent des résultats plus nuancés que la 1^{re} analyse. Des biais existent cependant également dans cette 2^e étude : comme déjà évoqué, chaque triplet compte de la même manière quels que soient les débarquements ou l'effort de pêche associés, et par ailleurs la sensibilité des fonds marins concernés sont estimés indirectement par la connaissance experte de l'habitat des espèces cibles. Des triplets engins traînants sur le fond - espèces de pleine eau (anecdotiques en débarquement) peuvent ainsi influencer artificiellement positivement les résultats obtenus pour ces engins.

Finalement, les statuts des stocks cibles présentent une stabilité remarquable en fonction des engins pratiqués car la donnée est disponible à l'échelle d'un stock tous engins confondus, et pas d'une pêcherie. Ces résultats sont difficilement comparables à ceux de l'analyse Transipêche qui considère l'ensemble des stocks capturés par engin principal, et qui renseigne donc à la fois (et indistinctement) sur l'état du/des stocks ciblé(s) par la flottille considérée, ainsi que sur l'état des stocks co-capturés. Rappelons à ce sujet que le statut de nombre de stocks capturés par les pêcheries mixtes est inconnu et que par conséquent le fait d'extrapoler la fraction surexploitée des captures provenant des stocks évalués, à la capture totale peut tendre à biaiser négativement l'empreinte des flottilles de pêcheries mixtes.

3.3.4. Cahiers des charges et préconisations des labels des produits de la pêche

Deux labels sont considérés ici, l'écolabel public Pêche Durable (EPD), et le label privé Marine Stewardship Council (MSC). Nous ne nous intéressons ici qu'aux préconisations de ces labels ayant rapport avec la biodiversité et n'avons donc pas analysé celles concernant les aspects de qualité et commercialisation des produits, les conditions de travail, ou la gouvernance.

Dans le cas de l'écolabel Pêche Durable, les documents analysés pour cette section sont le référentiel de l'écolabel (version du 5/12/2022) et le plan de contrôle cadre (version du 25/07/2022), disponibles sur le site de France Agrimer.

3.3.4.1. Analyse des cahiers des charges

Concernant le MSC, malgré la publication d'un nouveau référentiel en octobre 2022 (version 3.0), puis d'une version amendée (V.3.1) fin juillet 2024 (permettant de clarifier certaines exigences et de corriger un certain nombre d'incohérences de la version 3.0, mises en évidence lors de son application de manière anticipée par quelques pêcheries), celui en vigueur à l'heure de la complétion de BiodivLabel reste le 2.01 (publié en 2018). Un travail plus large de révision est annoncé pour les mois à venir. Afin de tenir compte de cette démarche, les nouvelles pêcheries pourront continuer à utiliser la version 2.01 du référentiel jusqu'en juillet 2026 ; et les pêcheries déjà certifiées jusqu'en novembre 2030 (sauf celles qui ont appliqué le référentiel 3.0 de façon anticipée). Ces délais pourront être prolongés selon l'état d'avancement du travail de révision. Dans ce travail, nous analysons donc les versions 2.01 et 3.1, sur la base des cahiers des charges 2.01 et 3.1, des plans de contrôle associés (« Fisheries Certification Process »), respectivement v2.3 et 3.1), ainsi dans le cas le plus récent de la boîte à outils (Fisheries Standard Toolbox v1.2, pas d'équivalent pour l'ancien référentiel).

Pour les deux labels, il existe 2 types de certification, celle d'une unité de production, de l'activité de pêche jusqu'à la première vente, et celle de la chaîne de commercialisation, garantie d'origine depuis la première vente jusqu'au consommateur. Nous ne nous intéresserons ici qu'à la certification de la production.

Dans le cas de l'écolabel Pêche Durable, l'unité de certification (l'U de C) est définie par un ensemble de producteurs, opérant sur une zone géographique donnée, continue ou non, et utilise une ou plusieurs méthodes de pêche pour capturer une ou plusieurs espèces provenant d'un ou plusieurs stocks halieutiques.

Dans le cas du MSC, l'unité de certification correspond à un stock cible, une méthode ou engin de pêche, ainsi qu'une flotte ou ensemble de navires, ou un ensemble d'opérateurs individuels. Un second ensemble est défini, l'unité d'évaluation (l'U de E) qui inclut, outre la liste précédente, les pêcheurs dits éligibles, exploitant le même stock cible et susceptible de rejoindre la certification par la suite par le biais d'un accord de partage de la certification.

Les préconisations des deux labels ont été classés en 4 grandes catégories pour cette analyse, chacune s'appliquant à 5 compartiments de biodiversité analysés par la certification. Ces cinq compartiments de biodiversité sont : le stock exploité faisant l'objet de la labellisation, les stocks co-capturés (captures dites accessoires), les espèces à statut spécial (captures dites accidentelles), les habitats (éléments biotiques et abiotiques), et enfin plus généralement l'écosystème (structure et fonction). Les deux premières catégories sont centrées sur les objectifs à atteindre (c'est l'approche dite « basée sur le résultat ») : l'état des compartiments examinés, l'impact de l'unité de certification sur ces compartiments, et les deux suivantes sont plus en amont : la gouvernance au sens large (connaissances et gestion) de ces compartiments, et les pratiques de pêche. Notre comparaison des cahiers des charges s'effectue ainsi sur ces 20 éléments.

Les Tableaux 3-21 à 3-24 ci-dessous listent les indicateurs de performance des 2 labels classés selon les 4 catégories et 5 compartiments de biodiversité définis plus haut.

Tableau 3-21. Catégorie 1 - Indicateurs d'état définis dans les cahiers des charges des labels EPD et MSC.
Les compartiments de biodiversité listés à gauche sont définis dans le texte.
Les codes entre parenthèses correspondent aux pré-requis (PR) et principes (P) de l'EPD, et aux Principes (PI) du MSC. RMD : Rendement Maximum Durable, PRI (Point of recruitment impairment) : niveau de biomasse en dessous duquel la reproduction est affaiblie (correspond à Blim).

État	Ecolabel pêche durable (version 2 actuelle)	MSC 2.01	MSC 3.0 - 3.1
État du stock labellisé	En l'absence de points de référence, stock ciblé dans les limites de sécurité biologique et répartition de la population par âge et par taille compatible avec la bonne santé du stock (PR1)	Stock à un niveau de biomasse qui assure à minima une faible probabilité de surexploitation de recrutement (B PRI), ou une productivité optimale (B RMD, PI 1.1.1) Dans le cas d'un stock de bas niveau trophique : Stock à un niveau associé à une faible probabilité d'un impact sérieux sur l'écosystème (PI 1.1.1A) En cas de score bas pour l'indicateur PI1.1.1 (<80), la capacité du stock à se reconstruire doit être évaluée (et un monitoring mis en place, voir le tableau gouvernance) (PI1.1.2)	Idem
État des stocks co-capturés		Pour les espèces principales (voir catégorisation en section 3.3.4.2), niveau de biomasse au-dessus de PRI, ou à défaut, et à minima, mesures en place permettant d'éviter que la pêche ne n'empêche la reconstruction du stock (PI2.1.1)	Idem, mais catégorisation des espèces co-capturées différentes (voir section 3.3.4.2) (PI2.1.1)
État des espèces à statut spécial			
État des habitats			
État de l'écosystème			

Tableau 3-22. Catégorie 2 - Indicateurs d'impacts définis dans les cahiers des charges des labels EPD et MSC.
Les compartiments de biodiversité listés à gauche sont définis dans le texte.
Les codes entre parenthèses correspondent aux pré-requis (PR) et principes (P) de l'EPD, et aux Principe (PI) du MSC.
Les 2 premières lignes en grisé sont des critères à une échelle plus large que celle de l'unité de certification.

Impact	Ecolabel pêche durable (version 2 actuelle)	MSC 2.01	MSC 3.0 - 3.1
Impact de la pêche sur le stock labellisé	En cas de points de référence définis, taux d'exploitation compatible avec le RMD (PR1) Cas contraire : cf. tableau état		
Impact de la pêche sur les stocks co-capturés	En cas de points de référence définis, taux d'exploitation inférieur à FPA. Cas contraire : condition contrôlée sur la base des informations disponibles (PR3)		
Impact de l'U de C sur les stocks co-capturés		L'U de E n'empêche pas la reconstruction de la biomasse en cas de biomasse < BPR	Idem - Différence de catégorisation des espèces capturées (PI2.1.1)
Impact de l'U de C sur les espèces à statut spécial		L'U de E respecte la réglementation nationale et internationale sur la protection des espèces à statut spécial et n'empêche pas la reconstruction de leur biomasse (PI2.3.1)	Les impacts directs de l'U de E n'empêche pas la reconstruction des biomasses des espèces ETP/OOS (élargissement des espèces prises en compte, voir section 3.3.4.2) à des niveaux compatibles avec les objectifs de conservation (PI2.2.1)
Impact de l'U de C sur les habitats	L'U de C n'affecte pas les zones fonctionnelles des espèces (commercialisées ou non) impactées par l'activité de pêche pour lesquelles la localisation des zones fonctionnelles (nourriceries ou frayères) est définie (P2) L'U de C n'affecte pas l'habitat (fonds, faune et flore sessiles) de manière irréversible (selon distribution effort, caractéristiques fonds, nature des impacts, aire impactée par rapport à surface totale de l'habitat) (P4)	L'U de E n'impacte pas de manière sérieuse ou irréversible la structure et les fonctions des habitats, dans la zone de gestion dans laquelle l'U de C opère (PI2.4.1)	Idem - Différence dans la typologie des habitats et outil d'analyse de leur sensibilité (PI2.3.1)
Impact de l'U de C sur l'écosystème		L'U de E n'impacte pas de manière sérieuse ou irréversible les éléments clés constituant la structure et fonctions de l'écosystème (PI2.5.1)	Idem (PI2.4.1)

Tableau 3-23. Catégorie 3 - Indicateurs de connaissances et gouvernance définis dans les cahiers des charges des labels EPD et MSC.
Les compartiments de biodiversité listés à gauche sont définis dans le texte. Les codes entre parenthèses correspondent aux pré-requis (PR) et principes (P) de l'EPD, et aux Principe (PI) du MSC.
Les premières lignes en gris sont des critères à une échelle plus large que celle de l'unité de certification.
Les zones à statut spécial dans la ligne habitat le sont au titre de l'habitat (type zone Natura 2000, AMP) et dispose d'un organe de gestion opérationnel.

Gouvernance et connaissance	Ecolabel pêche durable (version 2 actuelle)	MSC 2.01	MSC 3.0 - 3.1
Cadre de gestion de la zone de pêche	L'Etat gestionnaire de (ou utilisant) la zone de pêche concernée par l'activité de pêche a mis en œuvre une stratégie permettant d'obtenir un bon état écologique du milieu marin, couvrant les aspects suivants : conservation de la diversité biologique, absence de perturbation de l'écosystème par l'introduction d'espèces non indigènes, bonne santé des stocks des espèces marines pêchées, réduction de l'eutrophisation d'origine humaine, intégrité des fonds marins, limitation des niveaux de contaminants, limitation des déchets marins, absence d'impact des activités de production d'énergie. (PR5)	Cadre juridique et réglementaire permettant de garantir la durabilité de l'U de C (cad le respect des principes 1 et 2) et le respect des droits des communautés dépendant de la pêche et intégrant un cadre de résolution des conflits (PI3.1.1) Processus de consultation des parties prenantes des responsabilités et des rôles clairs et bien compris (PI3.1.2) Politique de gestion définissant clairement des objectifs de long terme et pouvant guider une prise de décision cohérente avec les standards du MSC, et incorporant l'approche de précaution (PI3.1.3).	Idem Idem idem
Cadre de gestion de la pêche		Le système de gestion de la pêche comprend (1) des objectifs clairs et spécifiques permettant d'atteindre les objectifs des principes 1 et 2 (PI3.2.1); (2) des processus de prises de décision conduisant à des mesures et stratégies pour atteindre les objectifs, ainsi qu'une approche adéquate des conflits dans la pêche (PI3.2.2) Mécanismes de suivi, contrôle et surveillance permettant de garantir que les mesures de gestion de l'u de E sont mises en place et respectées (PI3.2.3) Système de suivi et d'évaluation des performances du système de gestion de la pêche (PI3.2.4)	Idem Idem Idem idem
Cadre de gestion du stock labellisé	Cadre de gestion national ou international permettant de maintenir le bon état du stock (minimum un système de régulation de l'accès par des licences et/ou un système de suivi et de gestion des quantités capturables ou de l'effort de pêche autorisé (PR2)	Cadre de gestion éprouvé permettant de maintenir le bon état du stock, ou la reconstruction du stock le cas échéant ((PI 1.2.1 et PI1.2.2) Monitoring et évaluation fiables (PI1.2.3 et PI 1.2.4)	idem
Espèces cibles	Mesures de gestion auxquelles est soumise l'U de C permettent une réponse rapide à une dégradation imprévue de la ressource afin de contribuer à la	En cas de captures non désirées de l'U de E sur le stock cible, revue régulière des mesures de minimisation de ces captures et mise en place le cas échéant (PI1.2.1)	idem (différences mineures : formulation)

Espèces co-capturées	restauration de celle-ci et d'empêcher toute augmentation de l'effort de pêche effectif non appropriée à la situation du stock, en conformité avec PR1 (stock cible) et PR3 (stocks co-capturés) Mesures de gestion sont prises en conformité avec les avis scientifiques alimentées par un flux de données appropriées et sont prises en concertation avec les différentes parties prenantes	Connaissance de l'impact de l'U de E sur les espèces co-capturées (PI2.1.3) Mesures de gestion éprouvées en place pour préserver les stocks ou ne pas empêcher leur reconstruction (PI2.1.2 et 2.1.3) En cas de captures non désirées de l'U de E , revue régulière des mesures de minimisation de ces captures et mise en place le cas échéant (PI2.1.2)	Idem Idem (critères de notation des 3 niveaux différents) Idem
Captures accidentelles (espèces à statut spécial)	Enregistrement et communication des captures non souhaitées - ie respect de la loi	Collecte d'informations pour (1) développer une stratégie de gestion, (2) évaluer son efficacité, (3) déterminer le statut des espèces en question (PI2.3.3) L'U de E a en place une approche de précaution destinée à respecter les réglementations nationales et internationales et à ne pas empêcher la reconstruction de biomasses de ces espèces. Revue régulière et implémentation le cas échéant de mesures permettant de minimiser la mortalité de ces espèces (PI2.3.2)	Connaissance de l'impact de l'U de E sur les espèces à statut spécial (PI2.2.3) L'U de E a en place un cadre de gestion éprouvé visant à (1) minimiser, voire éliminer ces captures accidentelles, (2) l'U de E ne doit pas empêcher la reconstruction des biomasses à des niveaux compatibles avec les objectifs de conservation (PI2.2.2 et 2.2.3)
Habitats	Dans le cas des zones à statut spécial, les règles de l'organe de gestion de la zone sont suivies, et un dialogue existe entre l'U de C, les scientifiques et les gestionnaires des zones à statut spécial.	Le niveau d'information est suffisant pour déterminer le risque posé par l'U de E (PI2.4.3) Idem	Le niveau d'information est suffisant pour déterminer l'impact de l'U de E sur les habitats, y compris l'évolution du risque au cours du temps (PI2.3.3) Des mesures éprouvées sont en place visant à ce que l'U de E n'impacte pas de manière sérieuse ou irréversible les habitats concernés (PI2.3.2)
Ecosystème		Information disponible sur les impacts de l'U de E sur l'écosystème (PI2.5.3) Mesures en place pour que l'U de E n'impacte pas de manière sérieuse ou irréversible les structure et fonctions de l'écosystème (PI2.5.2)	Information disponibles et monitoring sur l'écosystème et sur les impacts de l'U de E sur ses éléments clés (PI2.4.3) Idem (PI2.4.2)
Perte d'engins	Doit être signalée à un organe de gestion (PR7)	-	Mesures en place pour minimiser la perte d'engin et l'impact des engins perdus sur toutes les espèces et les habitats (PI2.1.2, PI2.2.2 et 2.3.2))
Émissions de CO₂	Suivi et rationalisation de la consommation d'énergie (objectifs chiffrés, délai pour les atteindre définis) (P5)		
Pollution	Plan de gestion des eaux mazouteuses (P6)		

Tableau 3-24. Catégorie 4 - pratiques préconisées dans les cahiers des charges des labels EPD et MSC.
Les compartiments listés à gauche sont définis dans le texte. Les codes entre parenthèses correspondent aux pré-requis (PR) et principes (PI) de l'EPD, et aux Principe (PI) du MSC.

Pratiques	Ecolabel pêche durable (version 2 actuelle)	MSC 2.01	MSC 3.0 - 3.1
Ciblage	Pêche aux ailerons de requins interdite (PR6)	Ciblage des amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères interdit (section 1.1.1 du CdesC) Découpe des ailerons de requins interdite (i.e. selachimorpha and rhinopristiformes)	Idem (PI1.2.1) Idem (moins de précisions sur les taxons concernés)
Technique		Pêche au poison ou à l'explosif interdites	idem (section 1.1.2 du CdesC)
Sélectivité	Engins ou pratiques sélectives mises en œuvre pour limiter la capture de juvéniles (P2) En cas de risque de capture d'espèces protégées ou menacées, les navires mettent en œuvre des mesures permettant de diminuer ces captures (P3)		
Remise à l'eau	Protocole mis en œuvre pour maximiser les chances de survie des espèces à statut spécial (P3)		
Pollution	Détergents biodégradables - tous déchets gardés à bord et triés (sacs biodégradables) - pas de CFC à bord (P6)		

Le label MSC est un label privé déjà ancien (1997), opéré par une structure internationale, adopté par de nombreuses pêcheries (85 pêcheries certifiées en Atlantique Nord-Est par exemple). Du fait de cette vocation internationale et du nombre de pêcheries certifiées et candidates, et donc du nombre de « commissions » étudiant et suivant les dossiers, la documentation disponible sur l'évaluation des pêcheries est assez conséquente (site internet et littérature scientifique). En réponse aux critiques émises par les ONG ainsi que par la communauté scientifique, des approches plus structurées de l'évaluation de certains indicateurs ont été développées dans la version 3 (par rapport à la version 2), qui n'est cependant pas encore en vigueur.

Les principaux changements entre la version 2 et la version 3 du référentiel MSC concernent : (i) des obligations plus contraignantes sur les objectifs de gestion (HCR, Harvest Control Rules), notamment pour les pêcheries thonières (cf. discussion du chapitre 2, section 2.5.3) ; (ii) un élargissement de la définition de ce qui est inclus dans le concept d'espèces sensibles et protégées considérées dans le Principe 2, et une approche plus structurée de l'estimation du risque sur les espèces et les habitats, y compris dans les pêcheries à données limitées ; (iii) des dispositions nouvelles concernant la pêche fantôme et les engins perdus en mer ; (iv) un cadre d'analyse structuré pour l'analyse de la qualité de l'information fournie dans le processus de certification, afin de rendre la notation plus transparente, robuste et homogène d'un organisme de certification (CAB, « Conformity Assessment Body ») à un autre.

L'écolabel Pêche durable est un label public français récent (2017), encore peu déployé (7 pêcheries à ce jour), fournissant moins de documentation et sans publications scientifiques identifiées. Il est plus ambitieux que le MSC dans sa couverture des enjeux de la durabilité : il intègre la dimension sociale, la qualité des produits, et plus d'objectifs environnementaux (Tableau 3-25).

Tableau 3-25. Référentiel production de l'écolabel Pêche Durable. Les pré-requis sont des critères dont la valeur cible est dite « indépendante de l'activité menée par l'unité de certification » et vérifiés préalablement à la démarche de certification.

Pré-requis		
PR1	Le taux d'exploitation du stock ciblé est compatible avec le rendement maximum durable	
PR2	Il existe un cadre de gestion national ou international permettant de maintenir le bon état du stock concerné par la demande d'écolabellisation	
PR3	L'activité de pêche ne met pas en péril les populations des espèces marines affectées autres que le stock ciblé	
PR4	L'état pavillon du navire est signataire des conventions de l'Organisation Internationale du Travail	
PR5	Le/les états gestionnaires de la zone de pêche concernée par l'activité de pêche a mis en œuvre une stratégie permettant d'obtenir un bon état écologique du milieu marin	
PR6	La pêche aux ailerons de requins est interdite	
PR7	La perte d'engin de pêche doit être signalée à un organe de gestion dès qu'elle est constatée	
Principes	Thématique Ecosystème	Nombre de critères
Principe 1	Une gouvernance adaptée au niveau de l'unité de certification assure l'encadrement d'une exploitation durable	2
Principe 2	L'unité de certification préserve la capacité reproductrice des stocks impactés	2
Principe 3	L'unité de certification, par le biais des captures accidentelles, n'a pas d'impact sur les espèces protégées ou menacées	3
Principe 4	L'unité de certification a un impact faible ou nul sur l'habitat	3
	Thématique Environnement	
Principe 5	L'unité de certification utilise l'énergie fossile de manière limitée	1
Principe 6	La pollution par les déchets solides, liquides, huileux et gazeux est évitée	3
	Thématique Sociale	
Principe 7	L'équipage dispose de bonnes conditions d'emploi et de vie en mer	3 (+3 bonus)
Principe 8	L'équipage dispose de bonnes conditions de sécurité	3
Principe 9	L'équipage est sensibilisé et formé à la sécurité, à l'hygiène et aux thématiques du développement durable	4
	Thématique Qualité	
Principe 10	La fraîcheur et la qualité des produits écolabellisés sont garanties	2
Principe 11	Les produits sont bien valorisés	1
Principe 12	La traçabilité est garantie	1

Dans le cas du MSC, l'évaluation est réalisée par un organisme de certification (liste de 12 organismes possibles). Une note est attribuée pour chaque indicateur de performance : 60 est la performance minimale acceptable, 80 est la meilleure pratique mondiale et 100 est la performance de pointe. En pratique, les scores SG60, 80 et 100 correspondent souvent au degré de certitude avec lequel on peut dire que l'objectif est rempli. Les conditions requises pour chacun de ces niveaux (SG60, SG80 et SG100) sont détaillées dans le référentiel. Pour obtenir la certification, une pêcherie doit obtenir au moins 60 points pour chacun des indicateurs de performance. Elle doit aussi obtenir une note moyenne d'au moins 80 sur l'ensemble des indicateurs de performance de chacun des trois principes (Tableau 3-26). Si la pêcherie obtient un score entre 60 et 70 pour un indicateur de performance, les mesures appropriées (listées dans le référentiel) doivent être prises sous 5 ans dans le but de faire progresser le score à 80 ou plus.

Les évaluations des pêcheries certifiées sont publiées sur le site du MSC.

Tableau 3-26. Référentiel du MSC

Principes	Sous principes (nombre de critères)
1. Stocks de poisson durables	Etat du/des stocks (2) Stratégie d'exploitation (4)
2. Impact environnemental minimisé	Espèces co-capturées (3) Espèces à statut spécial (3) Habitats (3) Ecosystème (3)
3. Gestion efficace des pêcheries	Gouvernance et politique (3) Gestion de la pêche (4)

Dans le cas de l'écolabel Pêche Durable, l'évaluation est réalisée par un audit de l'unité de production et un audit d'un échantillon des navires. L'EPD n'utilise pas de notation mais une validation de conformité. Pour obtenir la certification EPD, aucune non-conformité ne doit être relevée pour la thématique Ecosystème, reflétant le fait que l'impact sur la biodiversité est le volet indispensable et non-négociable du label. Pour les autres thématiques, un total de 10 non-conformités ne peut pas être dépassé, et la moitié au moins des critères et sous-critères par principe (Tableau 3-25) doit être conforme. Il existe quelques indicateurs bonus, qui ne sont pas détaillés ici. La notation conforme/non conforme soulève la question de la possible insuffisance des connaissances disponibles pour statuer de manière certaine sur un ou plusieurs indicateurs. Seul le cas de connaissances insuffisantes sur le stock cible est explicitement mentionné dans le "plan de contrôle cadre" (p.5)⁵⁰ : "dans le cas où le niveau de connaissance du stock est insuffisant pour l'espèce sur la zone de pêche, l'OC fait appel à la Commission de l'écolabel qui étudiera la possibilité de fixer les valeurs cibles de ce critère via un comité d'expert". Pour les autres aspects, l'insuffisance de données empêche en principe la certification, puisque toute non-conformité sur la thématique écosystème est exclue. La grille des manquements qualifie de défaut majeurs ou graves des défauts d'étude initiale, de veille scientifique ou de mise à jour des données scientifiques, et ceci pour plusieurs critères des principes 1, 2, 3 et 4.

Les évaluations/audits ne sont pas disponibles. Ils sont considérés confidentiels selon la norme cofrac.

3.3.4.2. Les labels répondent-ils aux enjeux de la biodiversité marine ?

Nous avons ensuite analysé la façon dont les labels répondent aux enjeux de la biodiversité marine abordés dans la section 1.3. Le Tableau 3-27 synthétise cette analyse grâce une notation caractérisant le type de mesures mises en place : 0 : il n'existe pas de mesures dans le cahier des charges, 1 : le cahier des charges comporte des mesures de documentation, de signalement (ex : capture accidentelles), voire un plan d'amélioration, 2 : le cahier des charges comporte des mesures visant à réduire l'impact de la pression, mais sans obligation de résultats, 3 : il comporte des mesures visant à réduire l'impact, avec un objectif décrit, et finalement, 4 : il comporte des mesures de bon état du compartiment en question.

⁵⁰ Écolabel des produits de la pêche maritime : <https://www-rec.franceagrimer.fr/Accompagner/Dispositifs-par-filiere/Ecolabel-Peche-Durable>

Cet exercice est rendu difficile par le système de scoring des deux labels : dans le cas de l'écocert Pêche Durable parce que nous n'appréhendons pas toujours comment les critères sont évalués, conduisant à la conformité ou non-conformité ; dans le cas du MSC, un score de 80 pour un principe donné (condition nécessaire à la certification) peut correspondre à une variété de combinaison de scores individuels (par indicateur) or un score de 60 ou de 100 pour un indicateur de performance donné ne conduisent pas à la même notation (de 0 à 4).

NB : Nous nous sommes basés sur la v2.01 du cahier des charges du MSC (et documents complémentaires correspondant), car c'est celle qui est en vigueur, mais avons fait référence aux différences v2 - v3.

Tableau 3-27. Comparaison des mesures liées à la biodiversité des cahiers des charges du MSC (v2) et de l'écocert Pêche Durable.
0 : pas de mesures dans le cahier des charges, 1 : mesures de documentation/signalement/plan d'amélioration, 2 : mesures visant à réduire l'impact (sans obligation de résultats), 3 : mesures visant à réduire l'impact (avec un objectif décrit), 4 : mesures de bon état.

Labels	Stock(s) cible(s)	Stocks co-capturés	Espèces à statut spécial	Fonds marins	Réseaux trophiques	Emissions de CO ₂	Déchets/pollution
MSC	3-4	3	2-3	3	3	0	0/0
EPD	3	3	2	3	0	1	2/1

Stock cible

Le bon état du/des stocks cible(s) est l'objectif défini par le MSC, dans le sens où il existe une cible de biomasse identifiée (indicateur d'état). La première cible identifiée, B PRI⁵¹ permettant un score de 60 ou 80 (selon le degré de certitude) n'est cependant pas le bon état au sens strict du terme, il s'agit de Bmsy (2e cible) correspondant à un score de 80 ou 100 (selon le degré de certitude).

Par ailleurs, la cible du Bmsy peut ne pas être jugée suffisante au vu des besoins de l'écosystème, c'est à dire que le niveau de biomasse d'une population donnée au RMD peut être insuffisante pour couvrir les besoins des prédateurs de cette espèce de l'écosystème considéré. Ce point est en partie couvert par l'existence d'un cas particulier « stocks clés de bas niveau trophique » pour lequel la cible de biomasse est ajustée selon les besoins de l'écosystème. Les éventuels changements de productivité du stock peuvent également être pris en compte. Il n'existe pas de critère de « santé » du stock (typiquement distribution en âge/taille). Cela dit, comme mentionné précédemment, il n'existe pas de métrique finalisée pour ce critère.

L'EPD préconise un taux d'exploitation (indicateur de pression) compatible avec le RMD, lorsqu'il existe des points de référence pour le stock. Dans le cas contraire, il préconise un stock dans les limites de sécurité biologique ainsi qu'une répartition de la population par âge ou taille témoignant d'une bonne santé, les deux indicateurs (d'état cette fois-ci) étant évalué a priori à dire d'experts. Ces préconisations figurent parmi les pré-requis (pré-requis 1), i.e. examinés en préalable à la certification, et ne sont pas réévaluées en cours de période de certification, contrairement aux principes. Le principe 1 préconise cependant que les mesures de gestion de l'unité de certification permettent une réponse rapide à une dégradation imprévue de la ressource afin de contribuer à la restauration de celle-ci et d'empêcher toute augmentation de l'effort de pêche effectif non appropriée à la situation du stock, en conformité avec les pré-requis 1 et 3 (sur les stocks co-capturés).

Stocks co-capturés

Dans le cas du MSC, les espèces co-capturées sont soit primaires si des mesures/objectifs de gestion sont en place, secondaires sinon, hors espèces classifiées comme ETP (en danger, menacées ou protégées). Cette catégorisation a changé entre la version 2 et la version 3 du référentiel. Dans la version 3, 2 catégories sont considérées : les « *main in*

⁵¹ ou Blim, cf. légende du tableau 3.21

scope species » constituent chacune au moins 5% de la capture totale de l'unité de certification, ou dans le cas d'espèces « moins résilientes » (de faible productivité), 2%. Les « *minor in scope species* » constituent le reste de la capture.

Dans le cas de l'Ecolabel Pêche Durable, les espèces co-capturées sont définies comme les autres espèces pêchées de façon récurrente en association avec l'espèce cible, en écartant celles pêchées de manière accidentelle. Le caractère récurrent de la capture indiqué dans la définition des espèces co-capturées à l'appréciation de l'organisme de certification (qui peut saisir le comité d'experts).

Les deux labels mettent en œuvre un indicateur de pression :

(1) dans le cas du MSC, l'objectif est que l'U de C n'empêche pas la reconstruction des stocks en question s'il s'agit d'une espèce co-capturée principale (par considération de la proportion de captures par l'U de C relativement à la capture totale). L'obtention du score maximal (100) est cependant conditionnée à une cible d'état, les stocks en question doivent être au-dessus du PRI et fluctuer autour du MSY. Dans le cas des espèces co-capturées mineures, le scoring est décalé, et l'assurance que l'U de C n'empêche pas la reconstruction des stocks correspond au score maximum.

(2) Dans le cas de l'EPD, le pré-requis 3 stipule que le taux d'exploitation des espèces co-capturées doit être inférieur à F_{pa} (si la cible est définie) et évalué à dire d'expert dans le cas contraire. Les deux labels sont difficiles à comparer sur ce point, la liste d'espèces co-capturées est définie différemment, par un principe de récurrence dans les captures de l'U de C, sans seuil défini.

Captures d'espèces non-désirées (i.e. d'espèces à statut spécial)

Les espèces à statut spécial correspondent dans les deux labels aux espèces sous statut ETP « *Endangered Threatened and Protected species* ». Dans la version 3 du MSC, les espèces à statut spécial regroupent non seulement les espèces ETP mais également les espèces dites « out of scope » : toutes les espèces capturées de mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens.

Le statut ETP est déterminé par sensiblement les mêmes documents dans les deux labels : les annexes 1 et 2 de la CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction⁵²), les listes « Cr » (en danger critique) et « En » (En Danger) de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature⁵³), les listes des espèces menacées des conventions nationales, l'EPD mentionne également les conventions régionales et internationales telle la convention OSPAR⁵⁴, ainsi que la liste des espèces indicatrices d'écosystèmes vulnérables, tandis que le MSC mentionne également la liste de l'annexe 1 de la CMS (Convention on Migratory species⁵⁵).

L'EPD met en place une obligation de moyens : des mesures de minimisation des captures et de maximisation de la survie des individus capturés vivants et rejetés. Les espèces concernées par ces mesures sont identifiées à l'issue d'une analyse de risques d'un impact négatif sur l'espèce ou sur le reste de la chaîne trophique ou l'écosystème.

Dans le cas du MSC, 3 critères sont mis en place, 1 critère d'information évaluant le niveau d'information sur les impacts de l'U d'E sur les espèces à statut spécial, 1 critère de gestion évaluant les mesures de gestion mises en place (on retrouve l'obligation de moyens), et finalement 1 critère de résultat évaluant l'impact de l'U d'E sur les espèces en question selon le degré de certitude et son niveau par rapport à la législation en vigueur (nationale et internationale). Le système de notation (note minimale de 80 pour chaque principe) fait que les notes de chacun de ces 3 indicateurs peuvent être de 60 et par conséquent correspondre à une obligation de moyens. Dans la version 3 du cahier des charges, le critère de résultats fait référence à un état (biomasse à des niveaux compatibles avec les objectifs de conservation).

⁵² <https://cites.org/fra/app/appendices.php>

⁵³ <https://www.iucn.org/fr>

⁵⁴ <https://www.ospar.org/>

⁵⁵ <https://www.cms.int/>

Fonds marins

Pour les 2 labels, l'objectif est que l'activité de pêche n'affecte pas l'habitat de manière irréversible (ou sérieuse dans le cas du MSC). Comme exposé dans la section 0, l'évaluation de ce critère nécessite des connaissances devenues récemment disponibles et avec encore pour certaines régions de grandes incertitudes.

Ainsi, dans le cas de l'EPD, l'évaluation doit reposer sur la distribution spatio-temporelle de l'effort de pêche, les caractéristiques des fonds impactés (nature des fonds, faune et flore), la nature des impacts (dont fréquence et intensité), et de l'aire impactée par les engins par rapport à la surface totale de l'habitat identifié. La grille des manquements caractérise le défaut de veille scientifique ou d'étude initiale de la nature des impacts et des caractéristiques des fonds comme majeur, et le défaut de mise à jour ou d'étude initiale de l'aire impactée par la pêche par rapport à la surface totale de l'habitat identifié comme mineur. Sans exemple d'audit, il est difficile de bien comprendre comment le caractère irréversible est évalué.

Dans le cas du MSC, l'évaluation se fait de nouveau grâce à 3 critères : le critère d'information évalue les connaissances disponibles sur les habitats (type et distribution) dans la zone de pêche, et sur l'impact de la pêche sur ces habitats ; le critère de gestion évalue les mesures mises en place pour limiter les impacts, et enfin le critère de résultat évalue l'impact de l'U d'E sur les habitats par rapport à la cible (pas d'impact irréversible). La méthodologie d'évaluation de ce critère est mieux documentée que dans le cas de l'EPD, sans pour autant éviter les différences d'appréciation entre évaluateurs. Considérant le système de notation, et les différentes combinaisons de scores possibles, les mesures du MSC nous semblent relever du niveau 2 (obligation de moyen) à 3 (obligation de moyen avec atteinte d'une cible). La version 3 du cahier des charges met en place des outils facilitant la catégorisation des habitats et la détermination de leur sensibilité aux impacts de la pêche.

Réseaux trophiques

Seul le MSC a mis en place des critères dans cette catégorie.

Ainsi lorsque le stock cible est de faible niveau trophique et joue un rôle important dans le réseau trophique local, la cible de biomasse considérée pour l'évaluation de l'état du stock est déterminée de manière à prendre en compte les besoins de l'écosystème (en pratique elle correspond à une proportion de la biomasse « vierge » sans exploitation).

Par ailleurs, l'évaluation des effets de l'U d'E sur l'écosystème (PI 2.5) peut revenir à évaluer ses impacts sur le réseau trophique. En effet, les éléments à évaluer pour une U d'E donnée sont identifiées à partir d'études écosystémiques et/ou revues bibliographiques existantes. Ils peuvent être par exemple des proies, prédateurs ou compétiteurs clés. Pour ce sous-principe sont considérés 3 critères : le critère d'information évalue les connaissances disponibles sur les impacts de l'U d'E sur l'écosystème ; le critère de gestion évalue les mesures mises en place pour limiter les impacts, et enfin le critère de résultat évalue l'impact de l'U d'E sur la structure et les fonctions de l'écosystème (et en particulier donc les éléments identifiés comme essentiels dans le cas considéré).

Il existe donc bien un indicateur d'état, mais uniquement dans le cas d'un stock cible de bas niveau trophique ; les considérations trophiques peuvent être prises en compte par le biais des critères « écosystèmes » mais sous la forme d'un indicateur de pression (d'où le score global 3).

Émission de CO₂

Seul l'EPD a mis en place des critères dans cette catégorie.

La consommation d'énergie des navires doit être quantifiée et les principaux postes de consommation identifiés, puis un suivi annuel mis en place. Des propositions d'actions pour la diminution de la consommation d'énergie sont ensuite proposées, mais sans obligation de résultats.

Déchets et pollution

Pollution marines et atmosphériques : l'EPD évalue les pratiques de gestion des déchets (pas de rejet en mer, tri sélectif) et de gestion des eaux usées, et les pratiques de réfrigération (pas de CFC ni HCFC).

Perte d'engins et pêche fantôme : l'EPD pose la condition (pré-requis) d'un signalement systématique des pertes d'engins de pêche.

Le sujet est absent du MSC en vigueur (v2.01), mais la version 3.1 évalue les mesures de gestion mises en place pour limiter les pertes et les impacts des engins perdus.

3.3.4.3. Conclusion sur l'analyse des cahiers de charges des labels pêche

Les deux labels ont des approches relativement similaires, basée sur le résultat, c'est-à-dire sur la capacité des pêcheries à démontrer le caractère limité de leurs impacts, sans exclusion d'engin ou de pratique a priori. Ils couvrent les quatre premiers enjeux identifiés dans la section précédente (stocks cibles, espèces co-capturées, espèces à statut spécial, fonds marins) par un ensemble de préconisations garantissant a minima une obligation de moyens, le plus souvent avec un objectif décrit. Considérant les enjeux de connaissances et de données identifiés par la communauté scientifique on peut tout de même se poser la question de comment le respect de ces préconisations est évalué, en particulier dans le cas de l'écolabel Pêche Durable pour lequel les audits ne sont pas en accès libre.

Les trois enjeux suivants sont plus diversement traités par les deux labels, ce qui reflète en grande partie l'état des connaissances disponibles. La consommation de carburant et de manière plus générale les émissions de gaz à effet de serre sont pour autant désormais un sujet incontournable, qui devra être traité par les labels environnementaux.

3.4. Conclusion générale

Pour ce qui concerne l'impact des pratiques sur la biodiversité, nous avons constaté, en agriculture comme en aquaculture, une répartition inégale des effets selon les pratiques, les EBV et les taxons. Dans les deux domaines les pratiques de la famille « Ajouts de facteurs physiques et chimiques » dominent dans la littérature examinée.

En agriculture nous avons pu identifier des couples de modalités de pratiques favorables à la biodiversité - relativement à un témoin- avec des niveaux de confiance forts ou modérés. Les résultats sont contrastés selon les familles de pratiques, et parfois peu conclusifs lorsque les méta-analyses ne parviennent pas à cerner avec précision les pratiques (cas de la gestion des prairies dans la famille « Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes »). Les pratiques favorables sont nombreuses dans la famille « Allocation spatio-temporelle des terres » et relèvent de l'inclusion d'éléments semi-naturels et de la diversification spatio-temporelle. On retrouve cette dimension de diversification dans plusieurs pratiques favorables de la famille « Ajout de biomasse/d'organismes ». Dans la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » c'est la fertilisation organique et les « non-pratiques », soit l'absence ou la réduction de pesticides et de produits de traitement des animaux et du travail du sol, qui sont favorables.

Pour l'aquaculture les impacts sont négatifs pour les pratiques des différentes familles : « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels », « Ajouts de facteurs physiques et chimiques », « Ajout d'organismes », « Prélèvement/destruction d'organismes », et « Trio de pratiques marines », une catégorie qui réunit, en raison de leurs effets conjoints, des pratiques d'allocation spatiale, d'ajout de facteurs physiques et chimiques, et d'introduction d'organismes.

L'analyse de la littérature montre que la pêche aux engins traînants sur le fond, importante en volume et plus encore en valeur, a les impacts environnementaux négatifs les plus importants, à la fois en valeur absolue et en valeur par jour de mer et par kilogramme ou euro produit, en matière d'impact sur les fonds marins et de captures non désirées, liée à

l'absence de sélectivité des chaluts en particulier en zone côtière. A l'inverse, les captures d'espèces sensibles et protégées sont plus importantes, au moins en valeur absolue, via l'usage d'engins passifs, dits « dormants » (e.g. filets et palangres), y compris quand ils sont opérés par des navires de petite taille en zone côtière.

L'analyse des impacts montre pour les trois domaines d'activité, agriculture, aquaculture et pêche, des limites, en raison de la nature des corpus étudiés mais aussi de l'état d'avancement des recherches. Nous avons noté un manque de couverture des EBV (agriculture et pêche notamment), taxons et pratiques. Pour l'agriculture nous n'avons pas considéré les effets d'interactions entre pratiques sur la biodiversité, qui étaient absents de notre corpus principalement constitué de méta-analyses. C'est clairement une lacune eu égard à l'importance de ces interactions, les surfaces agricoles subissant une succession de pratiques différentes au cours de la saison culturale. Nous avons observé une difficulté à rendre compte de la dépendance des impacts aux contextes environnementaux (climat par exemple) et biogéographiques (dominance des études en milieu tempéré) qui sont fort variables. L'échelle spatiale peut être un problème. En pêche, les impacts à fine échelle spatiale (mailles de quelques km²) sont de mieux en mieux mesurés mais leur variabilité est très forte. Quand cette information est lacunaire il reste pertinent de comparer le risque d'impact relatif moyen d'une pratique par rapport à une autre, mais la dichotomie entre risque d'impact relatif (par unité d'intensité/effort de pêche) et impact absolu (considérant l'effort réellement déployé et la sensibilité du milieu ou compartiment écosystémique sur lequel la pression s'applique) est un élément majeur dans le débat sur la durabilité.

Une autre limite en aquaculture et agriculture est d'être restés à une approche semi-quantitative. Nous n'avons pas pris en compte le niveau d'intensité et l'ampleur des effets des pratiques (cependant conservées pour l'évaluation de l'impact de labels agricoles par la méthode CONTRA-BiodivLabel du chapitre 4). Une investigation plus quantitative nécessitera des travaux ultérieurs.

Pour ce qui concerne l'analyse des cahiers des charges, ils sont apparus dans le cas des labels agricoles hétérogènes en termes de spécificité, d'exigence, de niveau d'explicitation des pratiques et de détail des mesures. Évaluer l'impact des labels sur la biodiversité au filtre de ces cahiers des charges est difficile : il faudrait qu'il y figure des pratiques obligatoires et précises et que les dérogations ou compensations entre pratiques soient limitées. De plus les cahiers des charges n'explicitent pas ou peu la cohérence des pratiques entre elles et leurs interactions. Pour l'aquaculture, la densité d'élevage est la pierre angulaire des impacts potentiels des élevages aquacoles sur la biodiversité locale. Cependant, les mesures préconisées par les labels, bien qu'elles apportent des garanties en termes de qualité pour le consommateur et de valeur ajoutée pour le producteur, ne traduisent pas nécessairement une volonté de transformation du modèle de production intensif. Les critères établis dans les cahiers des charges s'appuient rarement sur des données tangibles issues de la recherche (exemple des seuils de contaminants). Pour l'agriculture et l'aquaculture, une vision systémique des enjeux, des pratiques et de leurs liens est nécessaire pour que la dimension biodiversité soit mieux prise en compte dans les cahiers des charges. Cela pose la question de l'agrégation des indicateurs combinant plusieurs pratiques avec des atteintes variables à la biodiversité, objet du chapitre suivant.

Pour la pêche, les cahiers des charges des deux labels MSC et EPD sont assez proches dans leurs approches, leurs indicateurs et leurs seuils pour la prise en compte des critères de biodiversité (stocks cibles, espèce co-capturées, espèces à statut spécial, fonds marins). Ils ne sont pas basés sur des exclusions de principe d'un type de pêche ou d'un autre. Le type « moyen » de pêcheries labellisées à ce jour en France reste assez différent entre les deux labels, plus « artisanal » pour l'EPD et plus « industriel » pour le MSC, même si la réalité est plus diverse que cette simple dichotomie.

Références bibliographiques

- AFB; MNHN; MAA; MTES, 2019. Habitats benthiques et activités de pêche professionnelle dans les sites Natura 2000 : Méthodologie d'évaluation des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des sites. Paris: Ministère de la Transition écologique et solidaire, Service Direction de l'eau et de la biodiversité, 69 p. https://www.natura2000.fr/sites/default/files/methodologie-habitats-peche-n2000_201911_vf.pdf
- Allendorf, F.W.; England, P.R.; Luikart, G.; Ritchie, P.A.; Ryman, N., 2008. Genetic effects of harvest on wild animal populations. *Trends in Ecology & Evolution*, 23 (6): 327-337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2008.02.008>
- Astarloa, A.; Louzao, M.; García-Baron, I.M.; Bluemel, J.; Couce, E.; Carbonara, P.; Romagnoni, G.; Neglia, C.; Zupa, W.; Bitetto, I.; Spedicato, M.-T.; Kindt-Larsen, L.; Glemarec, G.; Lusseau, D.; Maina, I.; Chatzisprou, A.; Fotiadis, N.; Kavadas, S.; Lefkaditou, E.; Vassilopoulou, C.; Batts, L.; Reid, D.; Breen, P.; Kempf, A.; Taylor, M.; Kuehn, B.; Letschert, J.; Northridge, S.; Poos, J.J.; Afranewaa, N.; Rindorf, A., 2023. SEAwise report on the bycatch mortality risk of potentially endangered and threatened species of fish, seabirds, reptiles and mammals. Copenhagen: Technical University of Denmark, 206 p. <http://dx.doi.org/10.11583/DTU.25041257.v1>
- Attwood, S.J.; Maron, M.; House, A.P.N.; Zammit, C., 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography*, 17 (5): 585-599. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00399.x>
- Aunsmo, A.; Persson, D.; Stormoen, M.; Romstad, S.; Jamtoy, O.; Midtlyng, P.; Aunsmo, A.; Persson, D.; Stormoen, M.; Romstad, S.; Jamtoy, O.; Midtlyng, P.J., 2023. Real-time monitoring of cause-specific mortality- and losses in industrial salmon farming. *Aquaculture*, 563. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738969>
- Babin, C.; Espagnol, S.; Aubin, J., 2023. Effects of agricultural practices on biodiversity. A review. <https://hal.science/hal-04465927>
- Barrett, L.T.; Swearer, S.E.; Dempster, T., 2019. Impacts of marine and freshwater aquaculture on wildlife: a global meta-analysis. *Reviews in Aquaculture*, 11 (4): 1022-1044. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12277>
- Barzan, F.R.; Bellis, L.M.; Dardanelli, S., 2021. Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 56: 289-298. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007>
- Baumgartner, U.; Kell, S.; Nguyen, T.; Baumgartner, U.; Kell, S.; Nguyen, T.H., 2016. Arbitrary mangrove-to-water ratios imposed on shrimp farmers in Vietnam contradict with the aims of sustainable forest management. *SPRINGERPLUS*, 5. <http://dx.doi.org/10.1186/s40064-016-2070-3>
- Beaumelle, L.; Tison, L.; Eisenhauer, N.; Hines, J.; Malladi, S.; Pelosi, C.; Thouvenot, L.; Phillips, H.R.P., 2023. Pesticide effects on soil fauna communities-A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60 (7): 1239-1253. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14437>
- Bebber, D.P.; Richards, V.R., 2022. A meta-analysis of the effect of organic and mineral fertilizers on soil microbial diversity. *Applied Soil Ecology*, 175: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104450>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malézieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Belias, C.; Bikas, V.; Dassenakis, M.; Scoullos, M., 2003. Environmental impacts of coastal Aquaculture in eastern Mediterranean bays the case of Astakos Gulf, Greece. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (5): 287-295. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2003.06.159>
- Belton, B.; Murray, F.; Young, J.; Telfer, T.; Little, D., 2010. Passing the Panda Standard: A TAD Off the Mark? *Ambio*, 39 (1): 2-13. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-009-0009-4>
- Bennett, R.E.; Sillett, T.S.; Rice, R.A.; Marra, P.P., 2022. Impact of cocoa agricultural intensification on bird diversity and community composition. *Conservation Biology*, 36 (1): 10. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13779>
- Bernery, C.; Bellard, C.; Courchamp, F.; Brosse, S.; Leroy, B., 2024. A global analysis of the introduction pathways and characteristics associated with non-native fish species introduction, establishment, and impacts. *Ecological Processes*, 13 (1): 16. <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-024-00495-8>
- Betancur-Corredor, B.; Lang, B.; Russell, D.J., 2023. Organic nitrogen fertilization benefits selected soil fauna in global agroecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 59 (1): 1-16. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-022-01677-2>
- Betancur-Corredor, B.; Lang, B.R.; Russell, D.J., 2022. Reducing tillage intensity benefits the soil micro- and mesofauna in a global meta-analysis. *European Journal of Soil Science*, 73 (6): 15. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.13321>
- Bianchi, D.; Carozza, D.A.; Galbraith, E.D.; Guet, J.; DeVries, T., 2021. Estimating global biomass and biogeochemical cycling of marine fish with and without fishing. *Science Advances*, 7 (41): 10. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abd7554>
- Biederman, L.A.; Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (2): 202-214. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12037>
- Blann, K.L.; Anderson, J.L.; Sands, G.R.; Vondracek, B., 2009. Effects of Agricultural Drainage on Aquatic Ecosystems: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39 (11): 909-1001. <http://dx.doi.org/10.1080/10643380801977966>
- Bloom, 2023. La guerre des thons: Bloom, 21 p. <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2023/04/guerre-des-thon.pdf>
- Bloom, 2024. Du paradis à l'abîme: Bloom, 31 p. <https://bloomassociation.org/wp-content/uploads/2024/05/du-paradis-a-labime.pdf>
- Bohn, T.; Strom, J.F.; Sanchez-Jerez, P.; Keeley, N.B.; Johansen, T.; Gjelland, K.O.; Sandlund, N.; Saether, B.S.; Saetra, I.; Olsen, E.M.; Skjaeraasen, J.E.; Meier, S.; van der Meeren, T.; Bjorn, P.A., 2024. Ecological interactions between farmed Atlantic salmon and wild

- Atlantic cod populations in Norway: A review of risk sources and knowledge gaps. *Reviews in Aquaculture*, 16 (3): 1333-1350. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12899>
- Boinot, S.; Mony, C.; Fried, G.; Ernoul, A.; Aviron, S.; Ricono, C.; Couthouis, E.; Alignier, A., 2023. Weed communities are more diverse, but not more abundant, in dense and complex bocage landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 60 (1): 4-16. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14312>
- Bonfanti, J.; Langridge, J.; Avadi, A.; Casajus, N.; Chaudhary, A.; Damour, G.; Estrada-Carmona, N.; Jones, S.K.; Makowski, D.; Mitchell, M.; Seppelt, R.; Beillouin, D., 2024. Global review of meta-analyses reveals key data gaps in agricultural impact studies on biodiversity in croplands. *bioRxiv*: 2024.04.19.590051. <http://dx.doi.org/10.1101/2024.04.19.590051>
- Bopp, M.C.; Fried, G.; Metay, A.; Bastianelli, D.; Bonnal, L.; Kazakou, E., 2022. Linkages between traits and decomposition of weed communities along a soil management and pedoclimate gradient in Mediterranean vineyards. *Annals of Botany*, 130 (4): 547-560. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcac099>
- Bowles, T.M.; Jackson, L.E.; Loeher, M.; Cavagnaro, T.R., 2017. Ecological intensification and arbuscular mycorrhizas: a meta-analysis of tillage and cover crop effects. *Journal of Applied Ecology*, 54 (6): 1785-1793. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12815>
- Boyd, C.E.; Massaut, L., 1999. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 20 (2): 113-132. [http://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609\(99\)00010-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609(99)00010-2)
- Briones, M.J.I.; Schmidt, O., 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 23 (10): 4396-4419. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13744>
- Cao, F.F.; Li, W.B.; Jiang, Y.; Gan, X.L.; Zhao, C.Y.; Ma, J.C., 2024. Effects of grazing on grassland biomass and biodiversity: A global synthesis. *Field Crops Research*, 306: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109204>
- Carey, C.J.; Dove, N.C.; Beman, J.M.; Hart, S.C.; Aronson, E.L., 2016. Meta-analysis reveals ammonia-oxidizing bacteria respond more strongly to nitrogen addition than ammonia-oxidizing archaea. *Soil Biology & Biochemistry*, 99: 158-166. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.05.014>
- Carpentieri, P.; Nastasi, A.; Sessa, M.; Srouf, A., 2021. Incidental catch of vulnerable species in Mediterranean and Black Sea fisheries – A review. Roma: FAO (Studies and Reviews No. 101 (General Fisheries Commission for the Mediterranean)), 338 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cb5405en>
- Chen, C.; Chen, H.Y.H.; Chen, X.L.; Huang, Z.Q., 2019. Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. *Nature Communications*, 10: 10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-09258-y>
- Chen, H.; Li, D.J.; Zhao, J.; Xiao, K.C.; Wang, K.L., 2018. Effects of nitrogen addition on activities of soil nitrogen acquisition enzymes: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 252: 126-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.032>
- Chen, H.; Yang, L.Q.; Wen, L.; Luo, P.; Liu, L.; Yang, Y.; Wang, K.L.; Li, D.J., 2016. Effects of nitrogen deposition on soil sulfur cycling. *Global Biogeochemical Cycles*, 30 (11): 1568-1577. <http://dx.doi.org/10.1002/2016gb005423>
- Chen, H.H.; Dai, Z.M.; Veach, A.M.; Zheng, J.Q.; Xu, J.M.; Schadt, C.W., 2020a. Global meta-analyses show that conservation tillage practices promote soil fungal and bacterial biomass. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 293: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106841>
- Chen, J.; Luo, Y.Q.; Li, J.W.; Zhou, X.H.; Cao, J.J.; Wang, R.W.; Wang, Y.Q.; Shelton, S.; Jin, Z.; Walker, L.M.; Feng, Z.Z.; Niu, S.L.; Feng, W.T.; Jian, S.Y.; Zhou, L.Y., 2017. Costimulation of soil glycosidase activity and soil respiration by nitrogen addition. *Global Change Biology*, 23 (3): 1328-1337. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13402>
- Chen, J.; van Groenigen, K.J.; Hungate, B.A.; Terrer, C.; van Groenigen, J.W.; Maestre, F.T.; Ying, S.C.; Luo, Y.Q.; Jorgensen, U.; Sinsabaugh, R.L.; Olesen, J.E.; Elsgaard, L., 2020b. Long-term nitrogen loading alleviates phosphorus limitation in terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 26 (9): 5077-5086. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15218>
- Chiron, F.; Chargé, R.; Julliard, R.; Jiguet, F.; Muratet, A., 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 185: 153-160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013>
- Clarke, S.; Sato, M.; Small, C.; Sullivan, B.; Inoue, Y.; Ochi, D., 2014. Bycatch in longline fisheries for tuna and tuna-like species. A global review of status and mitigation measures. Roma: FAO, Fisheries and aquaculture technical paper 588, 199 p. https://www.bmis-bycatch.org/system/files/zotero_attachments/library_1/V8QFGZXH%20-%20FEB-IP-04%20Global%20Review%20of%20LL%20Bycatch%20Mitigation.pdf
- Cloâtre, T., 2018. Rapport méthodologique du projet ICV Pêche. Inventaires du Cycle de Vie et de quelques produits de la pêche française. Angers: Ademe, Expertises, 86 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation/les-donnees/documentation-complete#3.-les-rapports-methodologiques-specifiques-a-differents-produits-ou-etapes-du-cycle-de-vie>
- Cloâtre, T.; Scavinner, M.; Sagan, J.; Dubroca, L.; Billet, N., 2022. Captures et rejets des métiers de pêche français. Résultats des observations à bord des navires de pêche professionnelle en 2020. *ObsMer*. 373 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00772/88406/94068.pdf>
- Coll, M.; Lotze, H.K.; Romanuk, T.N., 2008. Structural degradation in Mediterranean Sea food webs: Testing ecological hypotheses using stochastic and mass-balance modelling. *Ecosystems*, 11 (6): 939-960. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-008-9171-y>
- Cooper, J.; Baranski, M.; Stewart, G.; Nobel-de Lange, M.; Barberi, P.; Fliessbach, A.; Peigne, J.; Berner, A.; Brock, C.; Casagrande, M.; Crowley, O.; David, C.; De Vlieghe, A.; Doring, T.F.; Dupont, A.; Entz, M.; Grosse, M.; Haase, T.; Halde, C.; Hammerl, V.; Huiting, H.; Leithold, G.; Messmer, M.; Schlöter, M.; Sukkel, W.; van der Heijden, M.G.A.; Willekens, K.; Wittwer, R.; Mader, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (1): 20. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1>

- Costello, M.; Grant, A.; Davies, I.; Cecchini, S.; Papoutsoglou, S.; Quigley, D.; Saroglia, M., 2001. The control of chemicals used in aquaculture in Europe. *Journal of Applied Ichthyology*, 17 (4): 173-180.
- Cotou, E.; Miliou, H.; Chatzoglou, E.; Schoina, E.; Politakis, N.; Kogiannou, D.; Fountoulaki, E.; Androni, A.; Konstantinopoulou, A.; Assimakopoulou, G.; Nathanailides, C., 2024. Growth Performance and Environmental Quality Indices and Biomarkers in a Co-Culture of the European Sea Bass with Filter and Deposit Feeders: A Case Study of an IMTA System. *Fishes*, 9 (2): 24. <http://dx.doi.org/10.3390/fishes9020069>
- Cottrell, R.; Metian, M.; Froehlich, H.; Blanchard, J.; Jacobsen, N.; McIntyre, P.; Nash, K.; Williams, D.; Bouwman, L.; Gephart, J.; Kuempel, C.; Moran, D.; Troell, M.; Halpern, B., 2021. Time to rethink trophic levels in aquaculture policy. *Reviews in Aquaculture*, 13 (3): 1583-1593. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12535>
- Cozim-Melges, F.; Ripoll-Bosch, R.; Veen, G.F.; Oggiano, P.; Bianchi, F.J.J.A.; van der Putten, W.H.; van Zanten, H.H.E., 2024. Farming practices to enhance biodiversity across biomes: a systematic review. *npj Biodiversity*, 3 (1): 1. <http://dx.doi.org/10.1038/s44185-023-00034-2>
- Crowther, L.I.; Wilson, K.; Wilby, A., 2023. The impact of field margins on biological pest control: a meta-analysis. *Biocontrol*, 68 (4): 387-396. <http://dx.doi.org/10.1007/s10526-023-10205-6>
- Cury, P.; Bakun, A.; Crawford, R.J.M.; Jarre, A.; Quiñones, R.A.; Shannon, L.J.; Verheye, H.M., 2000. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in "wasp-waist" ecosystems. *Ices Journal of Marine Science*, 57 (3): 603-618. <http://dx.doi.org/10.1006/jmsc.2000.0712>
- Dai, Z.M.; Su, W.Q.; Chen, H.H.; Barberán, A.; Zhao, H.C.; Yu, M.J.; Yu, L.; Brookes, P.C.; Schadt, C.W.; Chang, S.X.; Xu, J.M., 2018. Long-term nitrogen fertilization decreases bacterial diversity and favors the growth of Actinobacteria and Proteobacteria in agro-ecosystems across the globe. *Biological Change Biology*, 24 (8): 3452-3461. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14163>
- Dainese, M.; Martin, E.A.; Aizen, M.A.; Albrecht, M.; Bartomeus, I.; Bommarco, R.; Carvalheiro, L.G.; Chaplin-Kramer, R.; Gagic, V.; Garibaldi, L.A.; Ghazoul, J.; Grab, H.; Jonsson, M.; Karp, D.S.; Kennedy, C.M.; Kleijn, D.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Letourneau, D.K.; Marini, L.; Poveda, K.; Rader, R.; Smith, H.G.; Tscharntke, T.; Andersson, G.K.S.; Badenhauer, I.; Baensch, S.; Bezerra, A.D.M.; Bianchi, F.; Boreux, V.; Bretagnolle, V.; Caballero-Lopez, B.; Cavigliasso, P.; Cetkovic, A.; Chacoff, N.P.; Classen, A.; Cusser, S.; Silva, F.; de Groot, G.A.; Dudenhofer, J.H.; Ekroos, J.; Fijen, T.; Franck, P.; Freitas, B.M.; Garratt, M.P.D.; Gratton, C.; Hipolito, J.; Holzschuh, A.; Hunt, L.; Iverson, A.L.; Jha, S.; Keasar, T.; Kim, T.N.; Kishinevsky, M.; Klatt, B.K.; Klein, A.M.; Krewenka, K.M.; Krishnan, S.; Larsen, A.E.; Lavigne, C.; Liere, H.; Maas, B.; Mallinger, R.E.; Pachon, E.M.; Martinez-Salinas, A.; Meehan, T.D.; Mitchell, M.G.E.; Molina, G.A.R.; Nesper, M.; Nilsson, L.; O'Rourke, M.E.; Peters, M.K.; Plecas, M.; Potts, S.G.; Ramos, D.D.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Rusch, A.; Saez, A.; Scheper, J.; Schleuning, M.; Schmack, J.M.; Sciligo, A.R.; Seymour, C.; Stanley, D.A.; Stewart, R.; Stout, J.C.; Sutter, L.; Takada, M.B.; Taki, H.; Tamburini, G.; Tschumi, M.; Viana, B.F.; Westphal, C.; Willcox, B.K.; Wratten, S.D.; Yoshioka, A.; Zaragoza-Trello, C.; Zhang, W.; Zou, Y.; Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, 5 (10): 13. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>
- Dang, C.; Lu, Z.B.; Wang, L.; Chang, X.F.; Wang, F.; Yao, H.W.; Peng, Y.F.; Stanley, D.; Ye, G.Y., 2017. Does Bt rice pose risks to non-target arthropods? Results of a meta-analysis in China. *Plant Biotechnology Journal*, 15 (8): 1047-1053. <http://dx.doi.org/10.1111/pbi.12698>
- Dang, P.F.; Li, C.F.; Lu, C.; Zhang, M.M.; Huang, T.T.; Wan, C.X.; Wang, H.Y.; Chen, Y.L.; Qin, X.L.; Liao, Y.C.; Siddique, K.H.M., 2022. Effect of fertilizer management on the soil bacterial community in agroecosystems across the globe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 326: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107795>
- Davis, S.; Mangold, J.; Menalled, F.; Orloff, N.; Miller, Z.; Lehnhoff, E., 2018a. A Meta-analysis of Canada Thistle (*Cirsium arvense*) Management. *Weed Science*, 66 (4): 548-557. <http://dx.doi.org/10.1017/wsc.2018.6>
- Davis, S.; Mangold, J.; Menalled, F.; Orloff, N.; Miller, Z.; Lehnhoff, E., 2018b. A Meta-Analysis of Field Bindweed (*Convolvulus arvensis*) Management in Annual and Perennial Systems. *Weed Science*, 66 (4): 540-547. <http://dx.doi.org/10.1017/wsc.2018.25>
- De Beenhouwer, M.; Aerts, R.; Honnay, O., 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 175: 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.003>
- de Graaff, M.A.; Hornslein, N.; Throop, H.L.; Kardol, P.; van Diepen, L.T.A., 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*, Vol 155. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-44. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001>
- de Lima, D.O.; Lorini, M.L.; Vieira, M.V., 2018. Conservation of grasslands and savannas: A meta-analysis on mammalian responses to anthropogenic disturbance. *Journal for Nature Conservation*, 45: 72-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.008>
- De Schrijver, A.; De Frenne, P.; Ampoorter, E.; Van Nevel, L.; Demey, A.; Wuyts, K.; Verheyen, K., 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (6): 803-816. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00652.x>
- de Souza, R.B.; Guimaraes, J.R., 2022. Effects of Avermectins on the Environment Based on Its Toxicity to Plants and Soil Invertebrates-a Review. *Water Air and Soil Pollution*, 233 (7): 23. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-022-05744-0>
- DeMalach, N.; Zaady, E.; Kadmon, R., 2017. Contrasting effects of water and nutrient additions on grassland communities: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 26 (8): 983-992. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12603>
- Deng, L.; Peng, C.H.; Zhu, G.Y.; Chen, L.; Liu, Y.L.; Shangguan, Z.P., 2018. Positive responses of belowground C dynamics to nitrogen enrichment in China. *Science of the Total Environment*, 616: 1035-1044. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.215>
- Depestele, J.; Feekings, J.; Reid, D.G.; Cook, R.; Gascuel, D.; Girardin, R.; Heath, M.; Hervann, P.-Y.; Morato, T.; Soszynski, A., 2019. The impact of fisheries discards on scavengers in the sea. In: Uhlman, S.S.; Ulrich, C.; Kennelly, S.E., eds. *The European Landing*

- Obligation: Reducing Discards in Complex, Multi-Species and Multi-Jurisdictional Fisheries. Cham: Springer Open, Chapter 7, 129-162. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-03308-8_7
- Derrouch, D.; Dessaint, F.; Fried, G.; Chauvel, B., 2021. Weed community diversity in conservation agriculture: Post-adoption changes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 312: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107351>
- Diaz, S.; Lavorel, S.; de Bello, F.; Quetier, F.; Grigulis, K.; Robson, M., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (52): 20684-20689. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0704716104>
- Diesing, M.; Stephens, D.; Aldridge, J., 2013. A proposed method for assessing the extent of the seabed significantly affected by demersal fishing in the Greater North Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 70 (6): 1085-1096. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst066>
- Doyle, D.; Kelso, T.; Doyle, D.; Kelso, T., 2004. Genetically engineered salmon, ecological risk, and environmental policy. *Bulletin of Marine Science*, 74 (3): 509-528.
- Du, Y.D.; Cui, B.J.; Zhang, Q.; Wang, Z.; Sun, J.; Niu, W.Q., 2020. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. *Catena*, 193: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2020.104617>
- Duan, J.J.; Lundgren, J.G.; Naranjo, S.; Marvier, M., 2010. Extrapolating non-target risk of Bt crops from laboratory to field. *Biology Letters*, 6 (1): 74-77. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2009.0612>
- Duarte, C.M.; Agusti, S.; Barbier, E.; Britten, G.L.; Castilla, J.C.; Gattuso, J.P.; Fulweiler, R.W.; Hughes, T.P.; Knowlton, N.; Lovelock, C.E.; Lotze, H.K.; Predragovic, M.; Poloczanska, E.; Roberts, C.; Worm, B., 2020. Rebuilding marine life. *Nature*, 580 (7801): 39-51. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7>
- Duarte, G.T.; Santos, P.M.; Cornelissen, T.G.; Ribeiro, M.C.; Paglia, A.P., 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. *Landscape Ecology*, 33 (8): 1247-1257. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-018-0673-5>
- Ducharme-Barth, N.; Vincent, M.; Hampton, J.; Hamer, P.; Williams, P.; G., P., 2020. Stock assessment of bigeye tuna in the western and central Pacific Ocean: Western and Central Pacific Fisheries Commission, (WCPFC-SC16-2020/SA-WP-03 [REV3]), 147 p. <https://meetings.wcpfc.int/node/11693>
- Edgar, G.; Macleod, C.; Mawbey, R.; Shields, D., 2005. Broad-scale effects of marine salmonid aquaculture on macrobenthos and the sediment environment in southeastern Tasmania. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 327 (1): 70-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2005.06.003>
- Eigaard, O.R.; Bastardie, F.; Breen, M.; Dinesen, G.E.; Hintzen, N.T.; Laffargue, P.; Mortensen, L.O.; Nielsen, J.R.; Nilsson, H.C.; O'Neill, F.G.; Polet, H.; Reid, D.G.; Sala, A.; Sköld, M.; Smith, C.; Sørensen, T.K.; Tully, O.; Zengin, M.; Rijnsdorp, A.D., 2015. Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (suppl_1): i27-i43. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsv099>
- Elliott, T.; Thompson, A.; Klein, A.M.; Albert, C.; Eisenhauer, N.; Jansen, F.; Schneider, A.; Sommer, M.; Straka, T.; Settele, J.; Sporbert, M.; Tanneberger, F.; Mupepele, A.C., 2023. Abandoning grassland management negatively influences plant but not bird or insect biodiversity in Europe. *Conservation Science and Practice*, 5 (10): 12. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.13008>
- English, G.; Lawrence, M.J.; McKindsey, C.W.; Lacoursière-Roussel, A.; Bergeron, H.; Gauthier, S.; Wringe, B.F.; Trudel, M., 2024. A review of data collection methods used to monitor the associations of wild species with marine aquaculture sites. *Reviews in Aquaculture*, 16 (3): 1160-1185. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12890>
- Ervik, A.; Hansen, P.; Aure, J.; Stigebrandt, A.; Johannessen, P.; Jahnsen, T., 1997. Regulating the local environmental impact of intensive marine fish farming - I. The concept of the MOM system (Modelling Ongrowing fish farms Monitoring). *Aquaculture*, 158 (1): 85-94. [http://dx.doi.org/10.1016/S0044-8486\(97\)00186-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00186-5)
- Escalle, L.; Capietto, A.; Chavance, P.; Dubroca, L.; De Molina, A.D.; Murua, H.; Gaertner, D.; Romanov, E.; Spitz, J.; Kiszka, J.J.; Floch, L.; Damiano, A.; Merigot, B., 2015. Cetaceans and tuna purse seine fisheries in the Atlantic and Indian Oceans: interactions but few mortalities. *Marine Ecology Progress Series*, 522: 255-268. <http://dx.doi.org/10.3354/meps11149>
- Estrada-Carmona, N.; Sánchez, A.C.; Remans, R.; Jones, S.K., 2022. Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119 (38): 10. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2203385119>
- Fabri, M.-C.; Andral, B., 2011. Appui à la mise en oeuvre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin - DCSMM, (Convention Ifremer / AERM&C numéro 2010 0032), 84 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00043/15392/12728.pdf>
- FAO, 2022. World Food and Agriculture – Statistical Yearbook 2022. Rome: FAO, FAO Statistical Yearbook – World Food and Agriculture, 382 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cc2211en>
- FAO, 2024. The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action. Rome: FAO (The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA), n°2024), 264 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cd0683en>
- Feekings, J.; O'Neill, F.G.; Krag, L.; Ulrich, C.; Malta, T.V., 2019. An evaluation of European initiatives established to encourage industry-led development of selective fishing gears. *Fisheries Management and Ecology*, 26 (6): 650-660. <http://dx.doi.org/10.1111/fme.12379>
- Feng, J.G.; Wang, J.S.; Ding, L.B.; Yao, P.P.; Qiao, M.P.; Yao, S.C., 2017. Meta-analyses of the effects of major global change drivers on soil respiration across China. *Atmospheric Environment*, 150: 181-186. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.060>
- Fialho, N.; Valenti, W.; David, F.; Godoy, E.; Proenca, D.; Roubach, R.; Bueno, G.; Fialho, N.S.; Valenti, W.C.; David, F.S.; Godoy, E.M.; Proenca, D.C.; Roubach, R.; Bueno, G.W., 2021. Environmental sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a neotropical region. *Ecological Indicators*, 129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108008>

- Filazzola, A.; Brown, C.; Dettlaff, M.A.; Batbaatar, A.; Grenke, J.; Bao, T.; Heida, I.P.; Cahill, J.F., 2020. The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 23 (8): 1298-1309. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13527>
- Filbee-Dexter, K.; Scheibling, R.E., 2014. Sea urchin barrens as alternative stable states of collapsed kelp ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 495: 1-25. <https://www.int-res.com/abstracts/meps/v495/p1-25/>
- Finch, D.; Schofield, H.; Floate, K.D.; Kubasiewicz, L.M.; Mathews, F., 2020. Implications of Endectocide Residues on the Survival of Aphodiine Dung Beetles: A Meta-Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (4): 863-872. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.4671>
- Fletcher, R.J.; Robertson, B.A.; Evans, J.; Doran, P.J.; Alavalapati, J.R.R.; Schemske, D.W., 2011. Biodiversity conservation in the era of biofuels: risks and opportunities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (3): 161-168. <http://dx.doi.org/10.1890/090091>
- Francksen, R.M.; Turnbull, S.; Rhymer, C.M.; Hiron, M.; Bufe, C.; Klaus, V.H.; Newell-Price, P.; Stewart, G.; Whittingham, M.J., 2022. The Effects of Nitrogen Fertilisation on Plant Species Richness in European Permanent Grasslands: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Agronomy-Basel*, 12 (12): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12122928>
- Fried, G.; Cordeau, S.; Metay, A.; Kazakou, E., 2019. Relative importance of environmental factors and farming practices in shaping weed communities structure and composition in French vineyards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 275: 1-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.006>
- Fried, G.; Le Corre, V.; Rakotoson, T.; Buchmann, J.; Germain, T.; Gounon, R.; Royer, H.; Biju-Duval, L.; Felten, E.; Vieren, E.; Chauvel, B., 2022. Impact of new management practices on arable and field margin plant communities in sunflower, with an emphasis on the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* (Asteraceae). *Weed Research*, 62 (2): 134-148. <http://dx.doi.org/10.1111/wre.12522>
- Fried, G.; Maillet, J., 2018. Diversité et réponses de la flore des champs cultivés à l'évolution des pratiques agricoles en France. In: Chauvel, B.; Darmency, H.; Munier-Jolain, N.; Rodriguez, A., eds. Versailles: Editions Quae, 39-57.
- Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261: 33-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Fuzessy, L.F.; Benitez-Lopez, A.; Slade, E.M.; Bufalo, F.S.; Magro-de-Souza, G.C.; Pereira, L.A.; Culot, L., 2021. Identifying the anthropogenic drivers of declines in tropical dung beetle communities and functions. *Biological Conservation*, 256: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109063>
- Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; Wermeille, A.; Sayari, 2023. Affichage environnemental et produits de la mer Angers: Ademe, 64 p. <https://affichage-environnemental.ademe.fr/sites/default/files/2024-02/AFFICHAGE%20ENVIRONNEMENTAL-%20GT%20MER%20%281%29.pdf>
- Gallego-Zamorano, J.; Huijbregts, M.A.J.; Schipper, A.M., 2022. Changes in plant species richness due to land use and nitrogen deposition across the globe. *Diversity and Distributions*, 28 (4): 745-755. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.13476>
- Gao, J.J.; Carmel, Y., 2020. A global meta-analysis of grazing effects on plant richness. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 302: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107072>
- Gao, S.; DeLuca, T.H.; Cleveland, C.C., 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 654: 463-472. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.124>
- Garratt, M.P.D.; Wright, D.J.; Leather, S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 261-270. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014>
- Gascuel, D., 2019. Pour une révolution dans la mer, de la surpêche à la résilience. Arles: Actes Sud éd. (Collection Domaine du possible), 512 p.
- Gascuel, D.; Coll, M.; Fox, C.; Guénette, S.; Guitton, J.; Kenny, A.; Knittweis, L.; Nielsen, J.R.; Piet, G.; Raid, T.; Travers-Trolet, M.; Shephard, S., 2016. Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators. *Fish and Fisheries*, 17 (1): 31-55. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12090>
- Gascuel, D.; Quemper F.; Levrel H.; Mouillard R., 2025 - C'est quoi la pêche durable ? Quand une étude d'ampleur inédite bouscule les idées reçues. The conversation, article publié le 13 février 2025. <https://theconversation.com/cest-quoi-la-peche-durable-248497M>
- Geisseler, D.; Lazicki, P.A.; Scow, K.M., 2016. Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. *Applied Soil Ecology*, 106: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.04.015>
- Geisseler, D.; Linguist, B.A.; Lazicki, P.A., 2017. Effect of fertilization on soil microorganisms in paddy rice systems - A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 115: 452-460. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.018>
- Geisseler, D.; Scow, K.M., 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms - A review. *Soil Biology & Biochemistry*, 75: 54-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023>
- Gerigny, O.; Brun, M.; Tomasino, C.; Le Moigne, M.; Lacroix, C.; Kerambrun, L.; Galgani, F., 2018. Évaluation du descripteur 10 « Déchets marins » en France métropolitaine. Rapport scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM: Ifremer - Cedre, 350 p. https://sextant.ifremer.fr/documentation/dcsmm/documents/Evaluation_2018/Rapport_Evaluation_DCSMM_2018_D10_Ifremer_CEDRE.pdf
- Gibson, L.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Peres, C.A.; Bradshaw, C.J.A.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Sodhi, N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478 (7369): 378-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10425>
- Gilman, E.; Chaloupka, M.; Booth, H.; Hall, M.; Murua, H.; Wilson, J., 2023. Bycatch-neutral fisheries through a sequential mitigation hierarchy. *Marine Policy*, 150: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105522>
- Gilman, E.; Roda, A.; Huntington, T.; Kennelly, S.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P., 2020. Benchmarking global fisheries discards. *Scientific Reports*, 10 (1): 8. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-71021-x>

- Gilman, E.; Suuronen, P.; Chaloupka, M., 2017. Discards in global tuna fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 582: 231-252. <http://dx.doi.org/10.3354/meps12340>
- Gonzalez-Salazar, J.; Cervantes-Duarte, R.; Diaz-Castaneda, V., 2021. Impact of yellowtail kingfish (*Seriola lalandi* Valenciennes) mariculture on the macrobenthic community at Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Aquaculture Research*, 52 (4): 1621-1629. <http://dx.doi.org/10.1111/are.15015>
- Grati, F.; Druon, J.-N.; Gascuel, D.; Absil, C.; Bastardie, F.; Bonanomi, S.; Fabi, G.; Glemarec, G.; Guitton, J.; Hornborg, S.; Iriondo, A.; Jung, A.; Kalogirou, S.; Veli, D.L.; Lloret, J.; Maravelias, C.; Moutopoulos, D.K.; Raid, T.; Rindorf, A.; Sala, A.; Scanu, M.; Scarcella, G.; Tičina, V.; Ulrich, C.; Lucchetti, A., 2025. Fisheries Performance Indicators for Assessing the Ecological Sustainability of Wild-Caught Seafood Products in Europe. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26, 100632. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100632>
- Gray, C.A.; Kennelly, S.J., 2018. Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28 (3): 521-541. <http://dx.doi.org/10.1007/s11160-018-9520-7>
- Gu, D.; Wang, J.; Xu, M.; Mu, X.; Wei, H.; Yu, F.; Fang, M.; Wang, X.; Song, H.; Yang, Y.; Li, G.; Cai, X.; Hu, Y., 2022. Does aquaculture aggravate exotic fish invasions in the rivers of southern China? *Aquaculture*, 547. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.737492>
- Guyader, O.; Pawlowski, L.; Ulrich, C.; Blanchard, F.; Baudrier, J.; Bonhommeau, S.; Cisse, A.; Duband, M.; Frangoudes, E.; Garcia, J.; Jac, C.; Leblond, E.; Le Grand, C.; Kelig, M.; Merzereaud, M.; Nithard, A.; Pelletier, D.; Tagliarolo, M.; Tessier, E.; Thomas, C., 2024. Socio-écosystèmes halieutiques des régions ultrapériphériques françaises. Rapport du Groupe de Travail Outre-Mer (GTOM): Ifremer, 857 p. <https://doi.org/10.13155/101830>
- Haas, B.; Phillipov, M.; Gale, F.; Haas, B.; Phillipov, M.; Gale, F., 2020. Media representations of seafood certification in Australia: Mobilising sustainability standards to attack or defend the value of an industry. *Marine Policy*, 120. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104126>
- Hallama, M.; Pekrun, C.; Lambers, H.; Kandeler, E., 2019. Hidden miners - the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant and Soil*, 434 (1-2): 7-45. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-018-3810-7>
- Hallmann, C.A.; Foppen, R.P.B.; van Turnhout, C.A.M.; de Kroon, H.; Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509): 341-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13531>
- Han, Y.F.; Feng, J.G.; Han, M.G.; Zhu, B., 2020. Responses of arbuscular mycorrhizal fungi to nitrogen addition: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 26 (12): 7229-7241. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15369>
- Hiddink, J.G.; Valanko, S.; Delargy, A.J.; van Denderen, P.D., 2023. Setting thresholds for good ecosystem state in marine seabed systems and beyond. *Ices Journal of Marine Science*, 80 (4): 698-709. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsad035>
- Hu, J.X.; Zhou, S.X.; Tie, L.H.; Liu, X.; Liu, X.; Zhao, A.J.; Lai, J.M.; Xiao, L.; You, C.M.; Huang, C.D., 2022. Effects of nitrogen addition on soil faunal abundance: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 31 (8): 1655-1666. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.13528>
- Huang, F.X.; Zhang, Q.Y.; Wang, L.; Zhang, C.Y.; Zhang, Y., 2023. Are biodegradable mulch films a sustainable solution to microplastic mulch film pollution? A biogeochemical perspective. *Journal of Hazardous Materials*, 459: 16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132024>
- Huiwen, C.; Yinglan, S.; Huiwen, C.; Yinglan, S., 2007. Management of marine cage aquaculture - Environmental carrying capacity method based on dry feed conversion rate. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (7): 463-469. <http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.05.423>
- Humbert, J.Y.; Dwyer, J.M.; Andrey, A.; Arlettaz, R., 2016. Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. *Global Change Biology*, 22 (1): 110-120. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12986>
- ICES, 2022. Bay of Biscay and the Iberian Coast ecoregion – Ecosystem overview: ICES, Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, Section 6.1, 20 p. <http://dx.doi.org/10.17895/ices.advice.21731579>
- ICES, 2024a. Advice on identifying operational indicators and defining usable threshold values (reference points) for criterion D3C3 under MSFD Decision (EU) 2017/848. Report of the ICES Advisory Committee - ICES Advice 2024, sr.2024.01. Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea (ICES) - Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) (ICES Advice: Special requests), 12 p. <https://doi.org/10.17895/ices.advice.25265284>
- ICES, 2024b. Working Group on Fisheries Benthic Impact and Trade-offs (WGFBIT; outputs from 2023 meeting). Copenhagen: International Council for the Exploration of the Sea (ICES) - Conseil International pour l'Exploration de la Mer (CIEM) ICES Scientific Reports, 156 p. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.25603191>
- IPBES; Brondizio, E.S.; Settele, J.; Díaz, S.; Ngo, H.T., 2019. Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 1144 p. <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.3831673>
- ISSF, 2024. Status of the world fisheries for tuna: November 2024. Pittsburgh, PA, USA: International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2024-07, 124 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/39093/?tmstv=1736347850>
- Iverson, A.L.; Marín, L.E.; Ennis, K.K.; Gonthier, D.J.; Connor-Barrie, B.T.; Remfert, J.L.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., 2014. Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (6): 1593-1602. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12334>
- Jac, C.; Vaz, S., 2020. Abrasion superficielle des fonds par les arts trainants – Méditerranée (surface Swept Area Ratio): Ifremer. <http://dx.doi.org/10.12770/8bed2328-a0fa-4386-8a3e-d6d146cafe54>

- Jensen, O.; Dempster, T.; Thorstad, E.; Uglem, I.; Fredheim, A.; Jensen, O.; Dempster, T.; Thorstad, E.B.; Uglem, I.; Fredheim, A., 2010. Escapes of fishes from Norwegian sea-cage aquaculture: causes, consequences and prevention. *Aquaculture Environment Interactions*, 1 (1): 71-83. <http://dx.doi.org/10.3354/aei00008>
- Jian, J.S.; Lester, B.J.; Du, X.; Reiter, M.S.; Stewart, R.D., 2020. A calculator to quantify cover crop effects on soil health and productivity. *Soil & Tillage Research*, 199: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104575>
- Jiang, S.T.; An, X.R.; Shao, Y.D.; Kang, Y.L.; Chen, T.S.; Mei, X.L.; Dong, C.X.; Xu, Y.C.; Shen, Q.R., 2021. Responses of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Occurrence to Organic Fertilizer: A meta-analysis of field studies. *Plant and Soil*, 469 (1-2): 89-105. <http://dx.doi.org/10.1007/s1104-021-05153-y>
- Johansson, T.; Hakanson, L.; Borum, K.; Persson, J.; Johansson, T.; Hakanson, L.; Borum, K.; Persson, J., 1998. Direct flows of phosphorus and suspended matter from a fish farm to wild fish in lake southern Bullaren, Sweden. *Aquacultural Engineering*, 17 (2): 111-137. [http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609\(98\)00010-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609(98)00010-7)
- Joimel, S.; Chassain, J.; Artru, M.; Faburé, J., 2022. Collembola are Among the Most Pesticide-Sensitive Soil Fauna Groups: A Meta-Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41 (10): 2333-2341. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.5428>
- JRC (European Commission: Joint Research Centre), Brown, E., Vázquez Rowe, I., Ulrich, C., Asselin, A.-C., Casonato, C., Ferrara, N., Ardente, F. and Garcia Herrero, L., Exploring environmental impact methodologies to quantify fish stock exploitation and seabed impacts of fishing, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2025, JRC142085.
- Justel-Rubio, A.; Restrepo, V., 2015. Preliminary study of the relative fishery impacts on non-tuna species caught in tuna fisheries. Washington, D.C., USA: International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2015-02, 75 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/11273/?tmstv=1717486840>
- Kallenbach, C.; Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 144 (1): 241-252. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.020>
- Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Smith, C.; Rumohr, H.; Karakassis, I.; Tsapakis, M.; Smith, C.; Rumohr, H., 2002. Fish farming impacts in the Mediterranean studied through sediment profiling imagery. *Marine Ecology Progress Series*, 227: 125-133. <http://dx.doi.org/10.3354/meps227125>
- Kaschuk, G.; Alberton, O.; Hungria, M., 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. *Plant and Soil*, 338 (1-2): 467-481. <http://dx.doi.org/10.1007/s1104-010-0559-z>
- Kemmerling, L.R.; McCarthy, A.C.; Brown, C.S.; Haddad, N.M., 2023. Butterfly biodiversity increases with prairie strips and conservation management in row crop agriculture. *Insect Conservation and Diversity*, 16 (6): 828-837. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12675>
- Kennedy, C.M.; Lonsdorf, E.; Neel, M.C.; Williams, N.M.; Ricketts, T.H.; Winfree, R.; Bommarco, R.; Brittain, C.; Burley, A.L.; Cariveau, D.; Carvalho, L.G.; Chacoff, N.P.; Cunningham, S.A.; Danforth, B.N.; Dudenhofer, J.H.; Elle, E.; Gaines, H.R.; Garibaldi, L.A.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Javorek, S.K.; Jha, S.; Klein, A.M.; Kremen, K.; Mandelik, Y.; Mayfield, M.M.; Morandin, L.; Neame, L.A.; Otieno, M.; Park, M.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Saez, A.; Steffan-Dewenter, I.; Taki, H.; Viana, B.F.; Westphal, C.; Wilson, J.K.; Greenleaf, S.S.; Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16 (5): 584-599. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12082>
- Kerr, M.; Potthast, T.; Kerr, M.; Potthast, T., 2018. 'As close as possible to nature': possibilities and constraints for organic aquaculture systems. POSTBUS 220, 6700 AE WAGENINGEN, NETHERLANDS: WAGENINGEN ACAD PUBL. http://dx.doi.org/10.3920/978-90-8686-869-8_71
- Krogh, P.H.; Kostov, K.; Damgaard, C.F., 2020. The effect of Bt crops on soil invertebrates: a systematic review and quantitative meta-analysis. *Transgenic Research*, 29 (5-6): 487-498. <http://dx.doi.org/10.1007/s11248-020-00213-y>
- Lacroix, C.; André, S.; van Loon, W., 2022. Abundance, Composition and Trends of Beach Litter. In: OSPAR, F.T.A., ed. The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. London: OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/beach-litter/>
- Lambert H.; Cornish A.; Waley D., 2024. The value of regulating stocking densities in aquaculture must not be dismissed: a reply to Saraiva et al. 2022. *Frontiers in Veterinary Science*, Vol10 (2023). <https://doi.org/10.3389/fvets.2023.1335667>
- Laugen, A.T.; Engelhard, G.H.; Whitlock, R.; Arlinghaus, R.; Dankel, D.J.; Dunlop, E.S.; Eikeset, A.M.; Enberg, K.; Jorgensen, C.; Matsumura, S.; Nusslé, S.; Urbach, D.; Baulier, L.; Boukal, D.S.; Ernande, B.; Johnston, F.D.; Mollet, F.; Pardoe, H.; Therkildsen, N.O.; Uusi-Heikkilä, S.; Vainikka, A.; Heino, M.; Rijnsdorp, A.D.; Dieckmann, U., 2014. Evolutionary impact assessment: accounting for evolutionary consequences of fishing in an ecosystem approach to fisheries management. *Fish and Fisheries*, 15 (1): 65-96. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12007>
- Laura, V.; Bert, R.; Steven, B.; Pieter, D.; Victoria, N.; Paul, P.; Kris, V., 2017. Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 244: 32-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015>
- Lemly, A. D., Kingsford, R. T., & Thompson, J. R. 2000. Irrigated agriculture and wildlife conservation: conflict on a global scale. *Environmental management*, 25(5), 485-512. <https://doi.org/10.1007/s002679910039>
- le Pape, O., & Bonhommeau, S. 2015. The food limitation hypothesis for juvenile marine fish. *Fish and Fisheries*, 16(3), 373-398. <https://doi.org/10.1111/faf.12063>
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P.; Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité : des synergies à valoriser. Rapport d'expertise scientifique collective. Paris: INRA, 637 p. <http://dx.doi.org/10.15454/g90f-6x43>

- Lee, H.; Lautenbach, S.; Nieto, A.P.G.; Bondeau, A.; Cramer, W.; Gejzendorffer, I.R., 2019. The impact of conservation farming practices on Mediterranean agro-ecosystem services provisioning-a meta-analysis. *Regional Environmental Change*, 19 (8): 2187-2202. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-018-1447-y>
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, E.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perche, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongrue, R.; Morin, S.; Mougin, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournebize, J., 2022. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective: INRAE-IFREMER, 136 p. <http://dx.doi.org/10.17180/gfki-e861>
- Lekberg, Y.; Koide, R.T., 2005. Is plant performance limited by abundance of arbuscular mycorrhizal fungi? A meta-analysis of studies published between 1988 and 2003. *New Phytologist*, 168 (1): 189-204. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01490.x>
- Li, W.B.; Gan, X.L.; Jiang, Y.; Cao, F.F.; Lu, X.T.; Ceulemans, T.; Zhao, C.Y., 2022. Nitrogen effects on grassland biomass production and biodiversity are stronger than those of phosphorus. *Environmental Pollution*, 309: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119720>
- Li, Y.; Chang, S.X.; Tian, L.H.; Zhang, Q.P., 2018. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 121: 50-58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.024>
- Li, Y.; Li, Z.; Cui, S.; Liang, G.P.; Zhang, Q.P., 2021. Microbial-derived carbon components are critical for enhancing soil organic carbon in no-tillage croplands: A global perspective. *Soil & Tillage Research*, 205: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104758>
- Li, Y.; Zhang, Q.P.; Cai, Y.J.; Yang, Q.; Chang, S.X., 2020a. Minimum tillage and residue retention increase soil microbial population size and diversity: Implications for conservation tillage. *Science of the Total Environment*, 716: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137164>
- Li, Y.J.; Miao, R.Q.; Khanna, M., 2020b. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. *Nature Sustainability*, 3 (12): 1027-1035. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x>
- Li, Y.Z.; Song, D.P.; Liang, S.H.; Dang, P.F.; Qin, X.L.; Liao, Y.C.; Siddique, K.H.M., 2020c. Effect of no-tillage on soil bacterial and fungal community diversity: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 204: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104721>
- Lichtenberg, E.M.; Kennedy, C.M.; Kremen, C.; Batary, P.; Berendse, F.; Bommarco, R.; Bosque-Perez, N.A.; Carvalheiro, L.G.; Snyder, W.E.; Williams, N.M.; Winfree, R.; Klatt, B.K.; Astrom, S.; Benjamin, F.; Brittain, C.; Chaplin-Kramer, R.; Clough, Y.; Danforth, B.; Diekötter, T.; Eigenbrode, S.D.; Ekroos, J.; Elle, E.; Freitas, B.M.; Fukuda, Y.; Gaines-Day, H.R.; Grab, H.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Isaia, M.; Jha, S.; Jonason, D.; Jones, V.P.; Klein, A.M.; Krauss, J.; Letourneau, D.K.; Macfadyen, S.; Mallinger, R.E.; Martin, E.A.; Martinez, E.; Memmott, J.; Morandin, L.; Neame, L.; Otieno, M.; Park, M.G.; Pfiffner, L.; Pocock, M.J.O.; Ponce, C.; Potts, S.G.; Poveda, K.; Ramos, M.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Sardinas, H.; Saunders, M.E.; Schon, N.L.; Sciligo, A.R.; Sidhu, C.S.; Steffan-Dewenter, I.; Tschantke, T.; Vesely, M.; Weisser, W.W.; Wilson, J.K.; Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23 (11): 4946-4957. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13714>
- Liu, D.J.; Zhang, C.; Ogaya, R.; Fernández-Martínez, M.; Pugh, T.A.M.; Peñuelas, J., 2021. Increasing climatic sensitivity of global grassland vegetation biomass and species diversity correlates with water availability. *New Phytologist*, 230 (5): 1761-1771. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.17269>
- Liu, S.B.; Wang, J.Y.; Pu, S.Y.; Blagodatskaya, E.; Kuzyakov, Y.; Razavi, B.S., 2020. Impact of manure on soil biochemical properties: A global synthesis. *Science of the Total Environment*, 745: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141003>
- Liu, S.W.; Zhang, Y.J.; Zong, Y.J.; Hu, Z.Q.; Wu, S.; Zhou, J.; Jin, Y.G.; Zou, J.W., 2016a. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 8 (2): 392-406. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12265>
- Liu, T.; Chen, X.Y.; Hu, F.; Ran, W.; Shen, Q.R.; Li, H.X.; Whalen, J.K., 2016b. Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 199-207. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.015>
- Lori, M.; Symnack, S.; Mäder, P.; De Deyn, G.; Gättinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity-A meta-analysis and meta-regression. *Plos One*, 12 (7): 25. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0180442>
- Lowe, E.B.; Groves, R.; Gratton, C., 2021. Impacts of field-edge flower plantings on pollinator conservation and ecosystem service delivery - A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 310: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107290>
- Lu, M.; Yang, Y.H.; Luo, Y.Q.; Fang, C.M.; Zhou, X.H.; Chen, J.K.; Yang, X.; Li, B., 2011. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. *New Phytologist*, 189 (4): 1040-1050. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03563.x>
- Luo, G.W.; Li, L.; Friman, V.P.; Guo, J.J.; Guo, S.W.; Shen, Q.R.; Ling, N., 2018. Organic amendments increase crop yields by improving microbe-mediated soil functioning of agroecosystems: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 124: 105-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.002>
- Luo, R.Y.; Luo, J.F.; Fan, J.L.; Liu, D.Y.; He, J.S.; Perveen, N.; Ding, W.X., 2020. Responses of soil microbial communities and functions associated with organic carbon mineralization to nitrogen addition in a Tibetan grassland. *Pedosphere*, 30 (2): 214-225. [http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160\(19\)60832-5](http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(19)60832-5)
- Ma, D.K.; Yin, L.N.; Ju, W.L.; Li, X.K.; Liu, X.X.; Deng, X.P.; Wang, S.W., 2021. Meta-analysis of green manure effects on soil properties and crop yield in northern China. *Field Crops Research*, 266: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108146>

- Macleod, C.; Crawford, C.; Moltschanowskyj, N., 2004. Assessment of long term change in sediment condition after organic enrichment: defining recovery. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (1): 79-88. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.01.010>
- Mahaut, L.; Gaba, S.; Fried, G., 2019. A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability. *Journal of Applied Ecology*, 56 (6): 1400-1409. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13389>
- Makowski, D.; Catarino, R.; Chen, M.; Bosco, S.; Montero-Castaño, A.; Pérez-Soba, M.; Schievano, A.; Tamburini, G., 2023. Synthesising results of meta-analyses to inform policy: a comparison of fast-track methods. *Environmental Evidence*, 12 (1): 14. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-023-00309-y>
- Maldonado, M.; Carmona, M.; Echeverria, Y.; Riesgo, A., 2005. The environmental impact of Mediterranean cage fish farms at semi-exposed locations: does it need a re-assessment? *Helgoland Marine Research*, 59 (2): 121-135. <http://dx.doi.org/10.1007/s10152-004-0211-5>
- Marine Stewardship Council, 2024. Sustainable Tuna Yearbook 2024: Marine Stewardship Council, 34 p.
- Marja, R.; Kleijn, D.; Tscharnkte, T.; Klein, A.M.; Frank, T.; Batary, P., 2019. Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. *Ecology Letters*, 22 (9): 1493-1500. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.13339>
- Martin, D.A.; Raveloaritiana, E., 2022. Using land-use history and multiple baselines to determine bird responses to cocoa agroforestry. *Conservation Biology*, 36 (4): 7. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13920>
- McDaniel, M.D.; Tiemann, L.K.; Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*, 24 (3): 560-570. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0616.1>
- McDonald, S.E.; Lawrence, R.; Kendal, L.; Rader, R., 2019. Ecological, biophysical and production effects of incorporating rest into grazing regimes: A global meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 56 (12): 2723-2731. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13496>
- McLaughlin, A.; Mineau, P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 55 (3): 201-212. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(95\)00609-v](http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(95)00609-v)
- Méndez-Rojas, D.M.M.; Cultid-Medina, C.; Escobar, F., 2021. Influence of land use change on rove beetle diversity: A systematic review and global meta-analysis of a mega-diverse insect group. *Ecological Indicators*, 122: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107239>
- Mendo, T.; Glemarec, G.; Mendo, J.; Hjørleifsson, E.; Smout, S.; Northridge, S.; Rodriguez, J.; Mujal-Colilles, A.; James, M., 2023. Estimating fishing effort from highly resolved geospatial data: Focusing on passive gears. *Ecological Indicators*, 154: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110822>
- Midolo, G.; Alkemade, R.; Schipper, A.M.; Benítez-López, A.; Perring, M.P.; De Vries, W., 2019. Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 28 (3): 398-413. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12856>
- Milberg, P.; Tälle, M.; Fogelfors, H.; Westerberg, L., 2017. The biodiversity cost of reducing management intensity in species-rich grasslands: Mowing annually vs. every third year. *Basic and Applied Ecology*, 22: 61-74. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2017.07.004>
- Millard, J.; Outhwaite, C.L.; Kinnersley, R.; Freeman, R.; Gregory, R.D.; Adedjoja, O.; Gavini, S.; Kioko, E.; Kuhlmann, M.; Ollerton, J.; Ren, Z.X.; Newbold, T., 2021. Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. *Nature Communications*, 12 (1): 11. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-021-23228-3>
- Mineau, P.; Whiteside, M., 2013. Pesticide Acute Toxicity Is a Better Correlate of US Grassland Bird Declines than Agricultural Intensification. *Plos One*, 8 (2): 8. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0057457>
- Mokondoko, P.; Avila-Foucat, V.S.; Galeana-Pizana, M., 2022. Biophysical drivers of yield gaps and ecosystem services across different coffee-based agroforestry management types: A global meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 337: 17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108024>
- Moriarty, M.; Pedreschi, D.; Stokes, D.; Dransfeld, L.; Reid, D.G., 2016. Spatial and temporal analysis of litter in the Celtic Sea from Groundfish Survey data: Lessons for monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 103 (1-2): 195-205. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.019>
- Mosnier, F.; Willis, J.; Cage, A., 2021. Bonding with observers: Planet Tracker, Briefing Paper, 13 p. <https://planet-tracker.org/wp-content/uploads/2021/07/Observers-Briefing-Paper.pdf>
- Muchane, M.N.; Sileshi, G.W.; Gripenberg, S.; Jonsson, M.; Pumariño, L.; Barrios, E., 2020. Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 295: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106899>
- Muhammad, I.; Wang, J.; Sainju, U.M.; Zhang, S.H.; Zhao, F.Z.; Khan, A., 2021. Cover cropping enhances soil microbial biomass and affects microbial community structure: A meta-analysis. *Geoderma*, 381: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114696>
- Muir, J.A.; Barker, R.J.; Hutchinson, M.R.; Leroy, B.M.; Nicol, S.J.; Phillips, J.S., 2022. Estimating post-release mortality of long-line caught tropical tunas in the Pacific Ocean. *Fisheries Research*, 249: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2021.106194>
- Murua, H.; Dagorn, L.; Justel-Rubio, A.; Moreno, G.; Restrepo, V., 2021. Questions and Answers about FADs and Bycatch (Version 3). Washington, D.C., USA: 11. International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2021, 33 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/22377/?tmstv=1730298666>
- Naranjo, S.E., 2009. Impacts of Bt crops on non-target invertebrates and insecticide use patterns. *CABI Reviews*, (2009): 1-11.

- Narciso, A.; Caracciolo, A.B.; De Carolis, C., 2023. Overview of Direct and Indirect Effects of Antibiotics on Terrestrial Organisms. *Antibiotics*-Basel, 12 (9): 18. <http://dx.doi.org/10.3390/antibiotics12091471>
- Nations Unies, A/CONF.199/20. Publication des Nations Unies. Numéro de vente : F.03.II.A.1. , 2002. Rapport du Sommet mondial pour le développement durable, Johannesburg (Afrique du Sud), 26 août-4 septembre 2002. New York: Nations Unies, (92-1-204247-3.), 189 p. <http://daccess-ods.un.org/access.nsf/Get?Open&DS=A/CONF.199/20&Lang=F>
- Naylor, R.; Hardy, R.; Buschmann, A.; Bush, S.; Cao, L.; Klinger, D.; Little, D.; Lubchenco, J.; Shumway, S.; Troell, M., 2021. A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature*, 591 (7851): 551-+. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03308-6>
- Nguyen, D.B.; Rose, M.T.; Rose, T.J.; Morris, S.G.; van Zwieten, L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 92: 50-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014>
- Nichols, V.; Martinez-Feria, R.; Weisberger, D.; Carlson, S.; Basso, B.; Basche, A., 2020. Cover crops and weed suppression in the US Midwest: A meta-analysis and modeling study. *Agricultural & Environmental Letters*, 5 (1): 7. <http://dx.doi.org/10.1002/ael2.20022>
- Niether, W.; Jacobi, J.; Blaser, W.J.; Andres, C.; Armengot, L., 2020. Cocoa agroforestry systems versus monocultures: a multi-dimensional meta-analysis. *Environmental Research Letters*, 15 (10): 12. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/abb053>
- Niu, L.; Zou, G.; Guo, Y.; Li, Y.; Wang, C.; Hu, Q.; Zhang, W.; Wang, L., 2022. Eutrophication dangers the ecological status of coastal wetlands: A quantitative assessment by composite microbial index of biotic integrity. *Science of the Total Environment*, 816. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151620>
- Nunez-Regueiro, M.M.; Siddiqui, S.F.; Fletcher, R.J., 2021. Effects of bioenergy on biodiversity arising from land-use change and crop type. *Conservation Biology*, 35 (1): 77-87. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13452>
- Oakley, J.L.; Bicknell, J.E., 2022. The impacts of tropical agriculture on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 59 (12): 3072-3082. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14303>
- OFB, 2023. Analyse biogéographique des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des espèces d'intérêts communautaires liés aux captures accidentelles par les activités de pêche professionnelle. Rapport intermédiaire. Analyse bibliographique et spatiale du risque de capture accidentelle et identification des secteurs à risque (Etapes 1.1 et 1.2). 30 p.
- OFB; MiMer; MTE, 2022. Méthode d'analyse des risques pour les activités de pêche maritime de porter atteinte aux objectifs de conservation des espèces marines d'intérêt communautaire. , 39 p. <https://www.natura2000.fr/sites/default/files/methodearp-especes-vf.pdf>
- Oh, H.; Jung, R.; Cho, Y.; Hwang, D.; Yi, Y., 2015. Marine environmental impact assessment of abalone, *Haliotis discus hannai*, cage farm in Wan-do, Republic of Korea. *Ocean Science Journal*, 50 (4): 657-667. <http://dx.doi.org/10.1007/s12601-015-0060-y>
- Orloff, N.; Mangold, J.; Miller, Z.; Menalled, F., 2018. A meta-analysis of field bindweed (*Convolvulus arvensis* L.) and Canada thistle (*Cirsium arvense* L.) management in organic agricultural systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 264-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.024>
- Ortega, J.; Julio, H.; Gomes, L.; Agostinho, A.; Ortega, J.C.G.; Julio, H.F., Jr.; Gomes, L.C.; Agostinho, A.A., 2015. Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *HYDROBIOLOGIA*, 746 (1): 147-158. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>
- Ospitan, O.A.; Dille, A.; Assefa, Y.; Radicetti, E.; Ayeni, A.; Knezevic, S.Z., 2019. Impact of Cover Crop Management on Level of Weed Suppression: A Meta-Analysis. *Crop Science*, 59 (3): 833-842. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0589>
- OSPAR, 2023a. Fish Thematic Assessment. OSPAR, 2023: Quality Status Report 2023. London: OSPAR Commission. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/thematic-assessments/fish/>
- OSPAR, 2023b. Extent of Physical Disturbance to Benthic Habitats: Fisheries with mobile bottom-contacting gears. OSPAR, 2023: Quality Status Report 2023. London: OSPAR Commission. <http://dx.doi.org/https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/phys-dist-habs-fisheries/>
- Ougier, S.; Bach, P.; Le Loch, F.; Aubin, J.; Gascuel, D., 2024. When economy meets ecology, is it truly conflicted? A dashboard approach to assess the sustainability performance of European tropical tuna purse seine fisheries. *Science of the Total Environment*, 943: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173842>
- Ouyang, Y.; Evans, S.E.; Friesen, M.L.; Tiemann, L.K., 2018. Effect of nitrogen fertilization on the abundance of nitrogen cycling genes in agricultural soils: A meta-analysis of field studies. *Soil Biology & Biochemistry*, 127: 71-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.08.024>
- Paleczny, M.; Hammill, E.; Pauly, D.; Pauly, D., 2015. Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950-2010. *Plos One*, 10 (6): 11. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0129342>
- Parker, R.W.R.; Blanchard, J.L.; Gardner, C.; Green, B.S.; Hartmann, K.; Tyedmers, P.H.; Watson, R.A., 2018. Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nature Climate Change*, 8 (4): 333-337. <http://dx.doi.org/10.1038/s41558-018-0117-x>
- Pauly, D.; Christensen, V.; Dalsgaard, J.; Froese, R.; Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279 (5352): 860-863. <http://dx.doi.org/10.1126/science.279.5352.860>
- Pellegrino, E.; Bedini, S.; Nuti, M.; Ercoli, L., 2018. Impact of genetically engineered maize on agronomic, environmental and toxicological traits: a meta-analysis of 21 years of field data. *Scientific Reports*, 8: 12. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-21284-2>
- Peng, X.; Peng, Y.; Yue, K.; Deng, Y.G., 2017. Different Responses of Terrestrial C, N, and P Pools and C/N/P Ratios to P, NP, and NPK Addition: a Meta-Analysis. *Water Air and Soil Pollution*, 228 (6): 13. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3383-8>
- Pérez Roda, M.A.; Gilman, E.; Huntington, T.; Kennelly, S.J.; Suuronen, P.; Chaloupka, M.; Medley, P., 2019. A third assessment of global marine fisheries discards. Roma: FAO, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 633, 78 p. <https://www.fao.org/3/ca2905en/ca2905en.pdf>

- Philpott, S.M.; Arendt, W.J.; Armbrrecht, I.; Bichier, P.; Diestch, T.V.; Gordon, C.; Greenberg, R.; Perfecto, I.; Reynoso-Santos, R.; Soto-Pinto, L.; Tejeda-Cruz, C.; Williams-Linera, G.; Valenzuela, J.; Zolotoff, J.M., 2008. Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscapes: Review of the Evidence on Ants, Birds, and Trees. *Conservation Biology*, 22 (5): 1093-1105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x>
- Piazzini, L.; Cecchi, E.; Cinti, M.; Stipich, P.; Ceccherelli, G., 2019. Impact assessment of fish cages on coralligenous reefs through the use of the STAR sampling procedure. *Mediterranean Marine Science*, 20 (3): 627-635. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.20586>
- Poinas, I.; Fried, G.; Henckel, L.; Meynard, C.N., 2023. Agricultural drivers of field margin plant communities are scale-dependent. *Basic and Applied Ecology*, 72: 55-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baee.2023.08.003>
- Pons, M.; Kaplan, D.; Moreno, G.; Escalle, L.; Abascal, F.; Hall, M.; Restrepo, V.; Hilborn, R., 2023. Benefits, concerns, and solutions of fishing for tunas with drifting fish aggregation devices. *Fish and Fisheries*, 24 (6): 979-1002. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12780>
- Powell, A.; Powell, A., 2021. Rubber net mesh reduces scale loss during routine handling of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Animal Welfare*, 30 (1): 19-24. <http://dx.doi.org/10.7120/09627286.30.1.019>
- Priyadarshana, T.S.; Martin, E.A.; Sirami, C.; Woodcock, B.; Goodale, E.; Martínez-Núñez, C.; Lee, M.B.; Pagani-Núñez, E.; Raderschall, C.A.; Brotons, L.; Rege, A.; Ouin, A.; Tschantke, T.; Slade, E.M., 2024. Crop and landscape heterogeneity increase biodiversity in agricultural landscapes: A global review and meta-analysis. *Ecology Letters*, 27 (3): 21. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.14412>
- Puissant, J.; Villenave, C.; Chauvin, C.; Plassard, C.; Blanchart, E.; Trap, J., 2021. Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 161: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108383>
- Pumarino, L.; Sileshi, G.W.; Gripenberg, S.; Kaartinen, R.; Barrios, E.; Muchane, M.N.; Midega, C.; Jonsson, M., 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. *Basic and Applied Ecology*, 16 (7): 573-582. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baee.2015.08.006>
- Quemper, F.; Levrel, H.; Le Bras, Q.; Mouillard, R.; Gascuel, D., 2024. Evaluation des performances environnementales, économiques et sociales des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est. Rapport du programme TransiPêche : Scénarios de transition écologique et sociale des pêches françaises. Rennes: L'Institut Agro Rennes-Angers, Les publications du Pôle halieutique, mer et littoral de L'Institut Agro n° 55, 117 p. <https://halieutique.institut-agro-rennes-angers.fr/files/fichiers/pdf/performances.pdf>
- Rabouille, C.; Lansard, B.; Viollier, E.; Nmor, S., 2023. CarboChalu : Impact du chalutage de fond sur le cycle du carbone sur les plateaux continentaux: Union des Armateurs à la Pêche de France (UAPF), 42 p. <https://uapf.org/wp-content/uploads/2023/06/Rapport-Carbochalu-version-finale.pdf>
- Rakotomalala, A.; Ficiyan, A.M.; Tschantke, T., 2023. Intercropping enhances beneficial arthropods and controls pests: A systematic review and meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 356: 6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108617>
- Ramos, R.F.; Diogo, J.A.; Santana, J.; Silva, J.P.; Reino, L.; Schindler, S.; Beja, P.; Lomba, A.; Moreira, F., 2021. Impacts of sheep versus cattle livestock systems on birds of Mediterranean grasslands. *Scientific Reports*, 11 (1): 10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-89975-x>
- Rector, M.; Filgueira, R.; Grant, J., 2023. From farm sustainability to ecosystem sustainability: Exploring the limitations of farm-applied aquaculture eco-certification schemes. *Journal of Environmental Management*, 339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117869>
- Ren, F.L.; Sun, N.; Xu, M.; Zhang, X.B.; Wu, L.H.; Xu, M.G., 2019. Changes in soil microbial biomass with manure application in cropping systems: A meta-analysis. *Soil & Tillage Research*, 194: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2019.06.008>
- Restrepo, V.; Murua, H.; Justel, A.; Koehler, H., 2024. Tuna Fisheries' Impacts on Non-Tuna Species and Other Environmental Aspects: 2024 Summary. Pittsburgh, PA, USA: International Seafood Sustainability Foundation, ISSF Technical Report 2024-03Rev, 43 p. <https://www.issf-foundation.org/downloads/36876?tmstv=1717487329>
- Ricketts, T.H.; Regetz, J.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S.A.; Kremen, C.; Bogdanski, A.; Gemmill-Herren, B.; Greenleaf, S.S.; Klein, A.M.; Mayfield, M.M.; Morandin, L.A.; Ochieng, A.; Viana, B.F., 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, 11 (5): 499-515. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>
- Rimmer, M.; Glamuzina, B.; Rimmer, M.A.; Glamuzina, B., 2019. A review of grouper (Family Serranidae: Subfamily Epinephelinae) aquaculture from a sustainability science perspective. *Reviews in Aquaculture*, 11 (1): 58-87. <http://dx.doi.org/10.1111/raq.12226>
- Roberts, C.; Béné, C.; Bennett, N.; Boon, J.S.; Cheung, W.W.L.; Cury, P.; Defeo, O.; De Jong Cleyndert, G.; Froese, R.; Gascuel, D.; Golden, C.D.; Hawkins, J.; Hobday, A.J.; Jacquet, J.; Kemp, P.; Lam, M.E.; Le Manach, F.; Meeuwig, J.J.; Micheli, F.; Morato, T.; Norris, C.; Nouvian, C.; Pauly, D.; Pikitch, E.; Amargos, F.P.; Saenz-Arroyo, A.; Sumaila, U.R.; Teh, L.; Watling, L.; O'Leary, B.C., 2024. Rethinking sustainability of marine fisheries for a fast-changing planet. *npj Ocean Sustainability*, 3 (1): 41. <https://doi.org/10.1038/s44183-024-00078-2>
- Rodriguez-Saona, C.; Kaplan, I.; Braasch, J.; Chinnasamy, D.; Williams, L., 2011. Field responses of predaceous arthropods to methyl salicylate: A meta-analysis and case study in cranberries. *Biological Control*, 59 (2): 294-303. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.06.017>
- Roux, J.P.; van der Lingen, C.D.; Gibbons, M.J.; Moroff, N.E.; Shannon, L.J.; Smith, A.D.M.; Cury, P.M., 2013. Jellyfication of marine ecosystems as a likely consequence of overfishing small pelagic fishes: lessons from the Benguela. *Bulletin of Marine Science*, 89 (1): 249-284. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2011.1145>
- Saba, G.K.; Burd, A.B.; Dunne, J.P.; Hernández-León, S.; Martin, A.H.; Rose, K.A.; Salisbury, J.; Steinberg, D.K.; Trueman, C.N.; Wilson, R.; Wilson, S.E., 2021. Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limnology and Oceanography*, 66 (5): 1639-1664. <http://dx.doi.org/10.1002/lno.11709>

- Sala, A.; Depestele, J.; Gümüs, A.; Laffargue, P.; Nielsen, J.R.; Polet, H.; Smith, C.J.; Zengin, M.; Bastardie, F.; Eigaard, O.R.; Hamon, K.G.; Jensen, F.; Lucchetti, A.; Mehault, S.; Notti, E.; Papadopoulou, N.; Petetta, A.; Skold, M.; Vincent, B.; Rijnsdorp, A.D., 2023. Technological innovations to reduce the impact of bottom gears on the seabed. *Marine Policy*, 157: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2023.105861>
- Sala, E.; Mayorga, J.; Bradley, D.; Cabral, R.B.; Atwood, T.B.; Auber, A.; Cheung, W.; Costello, C.; Ferretti, F.; Friedlander, A.M.; Gaines, S.D.; Garilao, C.; Goodell, W.; Halpern, B.S.; Hinson, A.; Kaschner, K.; Kesner-Reyes, K.; Leprieur, F.; McGowan, J.; Morgan, L.E.; Mouillot, D.; Palacios-Abrantes, J.; Possingham, H.P.; Rechberger, K.D.; Worm, B.; Lubchenco, J., 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 592 (7854): 15. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03371-z>
- Salin, K.; Ataguba, G.; Salin, K.R.; Ataguba, G.A., 2018. *Aquaculture and the Environment: Towards Sustainability*. Cham: Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-73257-2_1
- Sanchez, A.C.; Jones, S.K.; Purvis, A.; Estrada-Carmona, N.; De Palma, A., 2022. Landscape complexity and functional groups moderate the effect of diversified farming on biodiversity: A global meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 332: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.107933>
- Savina-Rolland, M.; Daures, F.; Zambonino Infante, J.-L.; Desroy, N.; Vermard, Y., 2023. À quelles conditions peut-on parler d'activités de pêche «durables»? The Conversation: 5 p. <https://theconversation.com/a-quelles-conditions-peut-on-parler-dactivites-de-peche-durables-198745>
- Scheper, J.; Holzschuh, A.; Kuussaari, M.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Kleijn, D., 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecology Letters*, 16 (7): 912-920. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12128>
- STECF, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Polet, H.; Rindorf, A.; Konrad, C.; Vasilakopoulos, P., 2020. Review of technical measures (part 1) (STECF-20-02), JRC Report n°123092, (EUR 28359), 202 p. <http://dx.doi.org/10.2760/734593>
- STECF, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Casey, J.; Virtanen, J., 2024a. Assessment of balance indicators for key fleet segments and review of national reports on Member States efforts to achieve balance between fleet capacity and fishing opportunities (STECF-23-13). Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°136331, (JRC136331), 215 p. <http://dx.doi.org/10.2760/958072>
- STECF, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Gascuel, D.; Döring, R.; Kenny, A.; Druon, J.N., 2012. Development of the Ecosystem Approach to Fisheries Management (EAFM) in European seas (STECF-12-12). Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°73147 - EUR 25415 EN, 178 p. <http://dx.doi.org/10.2788/38873>
- STECF, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Gascuel, D.; Druon, J.N., 2021. Criteria and indicators to incorporate sustainability aspects for seafood products in the marketing standards under the Common Market Organisation (STECF-20-05). Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°124927 - EUR 28359 EN, 123 p. <http://dx.doi.org/10.2760/211065>
- STECF, Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Grati, F.; Druon, J.N., 2023. Validation of selected sustainability indicators and underlying methodologies for the revision of the EU marketing standards for fisheries products (STECF-22-12). Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°132121, 83 p. <http://dx.doi.org/10.2760/214080>
- STECF; Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries; Grati, F.; Druon, J.N., 2024b. Validation of selected sustainability indicators and underlying methodologies for the revision of the EU marketing standards for fisheries products (STECF-23-18). Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report 66 p. https://stecf.jrc.ec.europa.eu/documents/d/stecf/stecf_23-18_sustainable-fisheries-indicators
- Shackelford, G.; Steward, P.R.; Benton, T.G.; Kunin, W.E.; Potts, S.G.; Biesmeijer, J.C.; Sait, S.M., 2013. Comparison of pollinators and natural enemies: a meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. *Biological Reviews*, 88 (4): 1002-1021. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12040>
- Shackelford, G.E.; Kelsey, R.; Dicks, L.V., 2019. Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*, 88: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204>
- Shi, Y.F.; Shi, S.H.; Huang, X.M.; Jiang, Y.S.; Liu, J.; Zhao, Y.; Zhang, Z.S., 2022. A global meta-analysis of grazing effects on soil seed banks. *Land Degradation & Development*, 33 (11): 1892-1900. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4271>
- Shrestha, U.; Auge, R.M.; Butler, D.M., 2016. A Meta-Analysis of the Impact of Anaerobic Soil Disinfestation on Pest Suppression and Yield of Horticultural Crops. *Frontiers in Plant Science*, 7: 20. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2016.01254>
- Shu, X.Y.; He, J.; Zhou, Z.H.; Xia, L.L.; Hu, Y.F.; Zhang, Y.L.; Zhang, Y.Y.; Luo, Y.Q.; Chu, H.Y.; Liu, W.J.; Yuan, S.; Gao, X.S.; Wang, C.Q., 2022. Organic amendments enhance soil microbial diversity, microbial functionality and crop yields: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 829: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154627>
- Shuman-Goodier, M.E.; Propper, C.R., 2016. A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swim speed and activity of aquatic vertebrates. *Science of the Total Environment*, 565: 758-766. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.205>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miquet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batáry, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giral, D.; Bota, G.; Badenhauer, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Solé-Senan, X.O.; Robleño, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M.A.; Miñano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschamntke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Quin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906419116>

- Siviter, H.; Muth, F., 2020. Do novel insecticides pose a threat to beneficial insects? *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 287 (1935): 9. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2020.1265>
- Spedicato, M.-T.; Rindorf, A.; Anastasopoulou, K.; Basurko, O.C.; Batts, L.; Berg, C.W.; Biondi, M.; Carbonara, P.; Casagrandi, R.; Depestele, J.; Dewitte, B.; Goienetxea, I.; Jacobsen, N.S.; Kavadas, S.; Maina, I.; Mari, L.; Melia, P.; Moriarty, M.; Politikos, D.; Romagnoni, G.; Ruiz, I.; Russel, J.; Vassilopoulou, C.; Zupa, W.; Reid, D., 2023. SEAwise Report on the pressure induced by fisheries related litter on key species groups: Technical University of Denmark, 82 p. <http://dx.doi.org/10.11583/DTU.23284649>
- Spurgeon, D.J.; Keith, A.M.; Schmidt, O.; Lammertsma, D.R.; Faber, J.H., 2013. Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. *Bmc Ecology*, 13: 13. <http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-13-46>
- Staton, T.; Walters, R.J.; Smith, J.; Girling, R.D., 2019. Evaluating the effects of integrating trees into temperate arable systems on pest control and pollination. *Agricultural Systems*, 176: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102676>
- Stewart, J.D.; Cronin, M.R.; Largacha, E.; Lezama-Ochoa, N.; Lopez, J.; Hall, M.; Hutchinson, M.; Jones, E.G.; Francis, M.; Grande, M.; Murua, J.; Rojo, V.; Jorgensen, S.J., 2024. Get them off the deck: Straightforward interventions increase post-release survival rates of manta and devil rays in tuna purse seine fisheries. *Biological Conservation*, 299: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110794>
- Stoeck, T.; Fruhe, L.; Forster, D.; Cordier, T.; Martins, C.; Pawlowski, J.; Stoeck, T.; Fruhe, L.; Forster, D.; Cordier, T.; Martins, C.I.M.; Pawlowski, J., 2018. Environmental DNA metabarcoding of benthic bacterial communities indicates the benthic footprint of salmon aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, 127: 139-149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.065>
- Su, J.S.; Xu, F.W.; Zhang, Y., 2023. Grassland biodiversity and ecosystem functions benefit more from cattle than sheep in mixed grazing: A meta-analysis. *Journal of Environmental Management*, 337: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117769>
- Suding, K.N.; Collins, S.L.; Gough, L.; Clark, C.; Cleland, E.E.; Gross, K.L.; Milchunas, D.G.; Pennings, S., 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102 (12): 4387-4392. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0408648102>
- Sun, J.; Zhan, T.Y.; Liu, M.; Zhang, Z.C.; Wang, Y.; Liu, S.L.; Wu, G.L.; Tsunekawa, A., 2021. Verification of the biomass transfer hypothesis under moderate grazing across the Tibetan plateau: a meta-analysis. *Plant and Soil*, 458 (1-2): 139-150. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-019-04380-8>
- Sun, Y.; Wang, C.T.; Chen, X.L.; Liu, S.R.; Lu, X.J.; Chen, H.Y.H.; Ruan, H.H., 2022. Phosphorus additions imbalance terrestrial ecosystem C:N:P stoichiometry. *Global Change Biology*, 28 (24): 7353-7365. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.16417>
- Szendrei, Z.; Rodriguez-Saona, C., 2010. A meta-analysis of insect pest behavioral manipulation with plant volatiles. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 134 (3): 201-210. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00954.x>
- Takola, E.; Bonfanti, J.; Seppelt, R.; Beckmann, M., 2023. An open-access global database of meta- analyses investigating yield and biodiversity responses to different management practices. *Data in Brief*, 51: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.dib.2023.109696>
- Tälle, M.; Deák, B.; Poschlod, P.; Valkó, O.; Westerberg, L.; Milberg, P., 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 222: 200-212. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tälle, M.; Deák, B.; Poschlod, P.; Valkó, O.; Westerberg, L.; Milberg, P., 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodiversity and Conservation*, 27 (10): 2451-2475. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>
- Tan, K.R.; Xu, P.; Huang, L.H.; Luo, C.; Huang, J.M.; Fazhan, H.; Kwan, K.Y., 2024. Effects of bivalve aquaculture on plankton and benthic community. *Science of the Total Environment*, 914: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169892>
- Tang, Z.S.; Deng, L.; An, H.; Yan, W.M.; Shangguan, Z.P., 2017. The effect of nitrogen addition on community structure and productivity in grasslands: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 99: 31-38. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.039>
- Thapa-Magar, K.B.; Davis, T.S.; Fernández-Giménez, M.E., 2022. A meta-analysis of the effects of habitat aridity, evolutionary history of grazing and grazing intensity on bee and butterfly communities worldwide. *Ecological Solutions and Evidence*, 3 (2): 9. <http://dx.doi.org/10.1002/2688-8319.12141>
- Tilman, D.; Clark, M., 2014. Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515 (7528): 518-522. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13959>
- Toler, H.D.; Auge, R.M.; Benelli, V.; Allen, F.L.; Ashworth, A.J., 2019. Global Meta-Analysis of Cotton Yield and Weed Suppression from Cover Crops. *Crop Science*, 59 (3): 1248-1260. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2018.10.0603>
- Tonhasca, A.; Byrne, D.N., 1994. The effects of crop diversification on herbivorous insects - A metaanalysis approach. *Ecological Entomology*, 19 (3): 239-244. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1994.tb00415.x>
- Torralba, M.; Fagerholm, N.; Burgess, P.J.; Moreno, G.; Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 230: 150-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>
- Treseder, K.K., 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. *Ecology Letters*, 11 (10): 1111-1120. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01230.x>
- Tyler-Walters, H.; Tillin, H.; Perry, F.; Stamp, T.; d'Avack, E., 2018. Marine evidence-based sensitivity assessment (MarESA)-A guide. Marine Life Information Network (MarLIN). Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom, 91 p. <https://plymseac.ac.uk/id/eprint/7942/1/MarESA-Sensitivity-Assessment-Guidance-Rpt-Mar2018v2.pdf>
- Van Buskirk, J.; Willi, Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conservation Biology*, 18 (4): 987-994. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00359.x>

- van Helmond, A.; van Overzee, H.; Deetman, B.; Gazi, K.M., 2021. Synthesis of the landing obligation measures and discard rates. Brussels: Publications Office of the European Union, (9294605655), 82 p. <http://dx.doi.org/10.2826/176808>
- Van Hoey, G.; Batts, L.; Bolam, S.; Carbonara, P.; Clare, D.; Depestele, J.; Desmidt, J.; Dinesen, G.E.; Egekvist, J.; Eigaard, O.R.; Garcia, C.; Kavadas, S.; Lafarque, P.; Maina, I.; Mavraki, N.; Olsen, J.; Papadopoulou, N.; Parker, R.; Piet, G.; Reid, D.; Smith, C.; Spedicato, M.T.; Stounberg, J.; Tsikopoulou, I.; Zupa, W.; A., R., 2023. SEAwise Report on the spatiotemporal benthic effects of fishing on benthic habitats relative to suggested threshold levels, both with respect to area impacted and impact intensity: Technical University of Denmark, (WP4 Deliverable 4.4), 93 p. <https://edepot.wur.nl/641337>
- Vasilakopoulos, P.; Paliallexis, A.; Boschetti, S.; Cardoso, A.; Druon, J.; Konrad, C.; Kotta, M.; Magliozzi, C.; Palma, M.; Piroddi, C.; Ruiz, L.; Salas Herrero, F.; Stips, A.; Tornero, V.; Hanke, G., 2022. Marine Strategy Framework Directive - Thresholds for MSFD criteria: state of play and next steps. Luxembourg, : Publications Office of the European Union, JRC Report n°128344, (EUR 31131 EN), 47 p. <http://dx.doi.org/10.2760/640026>
- Venter, Z.S.; Jacobs, K.; Hawkins, H.J., 2016. The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. *Pedobiologia*, 59 (4): 215-223. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.04.001>
- Vermard, Y.; Rivot, E.; Mahévas, S.; Marchal, P.; Gascuel, D., 2010. Identifying fishing trip behaviour and estimating fishing effort from VMS data using Bayesian Hidden Markov Models. *Ecological Modelling*, 221 (15): 1757-1769. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.04.005>
- Vermard, Y.; Ulrich, C., 2024. Bilan 2023 du statut des ressources halieutiques débarquées par la pêche française hexagonale en 2022.: Ifremer, 42 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00877/98852/108545.pdf>
- Verret, V.; Gardarin, A.; Pelzer, E.; Mediene, S.; Makowski, D.; Valantin-Morison, M., 2017. Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. *Field Crops Research*, 204: 158-168. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.010>
- Wang, C.; Liu, D.W.; Bai, E., 2018. Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition. *Soil Biology & Biochemistry*, 120: 126-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.003>
- Wang, D.J.; Zhou, H.K.; Yao, B.Q.; Wang, W.Y.; Dong, S.K.; Shang, Z.H.; She, Y.D.; Ma, L.; Huang, X.T.; Zhang, Z.H.; Zhang, Q.; Zhao, F.Y.; Zuo, J.; Mao, Z., 2020. Effects of nutrient addition on degraded alpine grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106970>
- Wang, Q.J.; Cao, X.; Jiang, H.; Guo, Z.H., 2021. Straw Application and Soil Microbial Biomass Carbon Change: A Meta-Analysis. *Clean-Soil Air Water*, 49 (2): 7. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.202000386>
- Weisberger, D.; Nichols, V.; Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. *Plos One*, 14 (7): 12. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0219847>
- Winter, S.; Bauer, T.; Strauss, P.; Kratschmer, S.; Paredes, D.; Popescu, D.; Landa, B.; Guzmán, G.; Gómez, J.A.; Guernion, M.; Zaller, J.G.; Batáry, P., 2018. Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 55 (5): 2484-2495. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13124>
- Wojciechowski, A.; Seassau, C.; Soerensen, L.; Alletto, L.; Lamichhane, J.R., 2023. Effects of cover crops on maize establishment, root mycorrhizal colonization, plant growth and grain yield depend on their botanical family: A global meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 356: 20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108648>
- Wright, L.S.; Napper, I.E.; Thompson, R.C., 2021. Potential microplastic release from beached fishing gear in Great Britain's region of highest fishing litter density. *Marine Pollution Bulletin*, 173: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113115>
- Wu, R.S.S., 1995. The environmental impact of marine fish culture: Towards a sustainable future. *Marine Pollution Bulletin*, 31 (4-12): 159-166. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x\(95\)00100-2](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326x(95)00100-2)
- Wu, Y.; Du, Y.B.; Liu, X.; Wan, X.R.; Yin, B.F.; Hao, Y.B.; Wang, Y.F., 2023. Grassland biodiversity response to livestock grazing, productivity, and climate varies across biome components and diversity measurements. *Science of the Total Environment*, 878: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162994>
- Xiong, D.P.; Shi, P.L.; Zhang, X.Z.; Zou, C.B., 2016. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and plant diversity in grasslands of China A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 94: 647-655. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.124>
- Yang, H.; Song, J.C.; Hou, Q.Q.; Yu, X.J., 2024. Response of soil microbial α -diversity to grazing in grassland ecosystems: A meta-analysis. *Land Degradation & Development*, 35 (2): 608-621. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4939>
- Yang, Y.; Chen, X.L.; Liu, L.X.; Li, T.; Dou, Y.X.; Qiao, J.B.; Wang, Y.Q.; An, S.S.; Chang, S.X., 2022. Nitrogen fertilization weakens the linkage between soil carbon and microbial diversity: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 28 (21): 6446-6461. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.16361>
- Yang, Y.; Cheng, H.; Gao, H.; An, S.S., 2020. Response and driving factors of soil microbial diversity related to global nitrogen addition. *Land Degradation & Development*, 31 (2): 190-204. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3439>
- Yao, Z.Y.; Shi, L.N.; He, Y.C.; Peng, C.J.; Lin, Z.R.; Hu, M.A.; Yin, N.; Xu, H.K.; Zhang, D.G.; Shao, X.Q., 2023. Grazing intensity, duration, and grassland type determine the relationship between soil microbial diversity and ecosystem multifunctionality in Chinese grasslands: A meta-analysis. *Ecological Indicators*, 154: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110801>
- Ye, G.P.; Lin, Y.X.; Luo, J.F.; Di, H.J.; Lindsey, S.; Liu, D.Y.; Fan, J.B.; Ding, W.X., 2020. Responses of soil fungal diversity and community composition to long-term fertilization: Field experiment in an acidic Ultisol and literature synthesis. *Applied Soil Ecology*, 145: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.008>
- Yokoyama, H.; Nishimura, A.; Inoue, M.; Yokoyama, H.; Nishimura, A.; Inoue, M., 2007. Macrobenthos as biological indicators to assess the influence of aquaculture on Japanese coastal environments. PO BOX 17, 3300 AA DORDRECHT, NETHERLANDS: SPRINGER.

- Yu, Y.; Choi, J.; Lee, J.; Jo, A.; Lee, K.; Kim, J., 2023. Biofloc Technology in Fish Aquaculture: A Review. *Antioxidants*, 12 (2). <http://dx.doi.org/10.3390/antiox12020398>
- Zamorano, J.; Bartomeus, I.; Grez, A.A.; Garibaldi, L.A., 2020. Field margin floral enhancements increase pollinator diversity at the field edge but show no consistent spillover into the crop field: a meta-analysis. *Insect Conservation and Diversity*, 13 (6): 519-531. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12454>
- Zhang, L.Y.; Xiang, Y.Z.; Jing, Y.M.; Zhang, R.D., 2019. Biochar amendment effects on the activities of soil carbon, nitrogen, and phosphorus hydrolytic enzymes: a meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (22): 22990-23001. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-05604-1>
- Zhang, Q.P.; Miao, F.H.; Wang, Z.N.; Shen, Y.Y.; Wang, G.L., 2017. Effects of Long-Term Fertilization Management Practices on Soil Microbial Biomass in China's Cropland: A Meta-Analysis. *Agronomy Journal*, 109 (4): 1183-1195. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2016.09.0553>
- Zhang, Z.; Fu, Y.; Zhao, H.; Zhang, X.; Zhang, Z.; Fu, Y.; Zhao, H.; Zhang, X., 2022. Social enrichment affects fish growth and aggression depending on fish species: Applications for aquaculture. *Frontiers in Marine Science*, 9. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.1011780>
- Zhang, Z.C.; Zhao, Y.R.; Lin, H.; Li, Y.P.; Fu, J.M.; Wang, Y.X.; Sun, J.; Zhao, Y.H., 2023. Comprehensive analysis of grazing intensity impacts alpine grasslands across the Qinghai-Tibetan Plateau: A meta-analysis. *Frontiers in Plant Science*, 13: 8. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2022.1083709>
- Zhao, X.; Liu, B.Y.; Liu, S.L.; Qi, J.Y.; Wang, X.; Pu, C.; Li, S.S.; Zhang, X.Z.; Yang, X.G.; Lal, R.; Chen, F.; Zhang, H.L., 2020. Sustaining crop production in China's cropland by crop residue retention: A meta-analysis. *Land Degradation & Development*, 31 (6): 694-709. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3492>
- Zhou, H.M.; Zhang, D.X.; Wang, P.; Liu, X.Y.; Cheng, K.; Li, L.Q.; Zheng, J.W.; Zhang, X.H.; Zheng, J.F.; Crowley, D.; van Zwieten, L.; Pan, G.X., 2017. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 239: 80-89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006>
- Zhou, J.; Lu, M.; Sheng, X.J.; Wu, J.P., 2022. Effects of nitrogen addition and warming on nematode ecological indices: A meta-analysis. *European Journal of Soil Biology*, 110: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2022.103407>
- Zhou, Q.Q.; Xiang, Y.Z.; Li, D.B.; Luo, X.Z.; Wu, J.P., 2021. Global patterns and controls of soil nematode responses to nitrogen enrichment: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 163: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108433>
- Zhu, Y.; Bian, H.X.; Ju, C.H.; Xu, C.H.; Zhou, Y.; Zhang, H.G.; Xu, X., 2023. Fertilization alters the abundance but not the diversity of soil fauna: A meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 32 (4): 482-494. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.13641>
- Zuber, S.M.; Villamil, M.B., 2016. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry*, 97: 176-187. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.011>

Annexe

169 reviews et méta-analyses - Corpus bibliographique pour l'analyse de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité

(Attwood <i>et al.</i> , 2008)	Attwood, S.J.; Maron, M.; House, A.P.N.; Zammit, C., 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 17 (5): 585-599. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00399.x
(Barzan <i>et al.</i> , 2021)	Barzan, F.R.; Bellis, L.M.; Dardanelli, S., 2021. Livestock grazing constrains bird abundance and species richness: A global meta-analysis. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 56: 289-298. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.007
(Beaumelle <i>et al.</i> , 2023)	Beaumelle, L.; Tison, L.; Eisenhauer, N.; Hines, J.; Malladi, S.; Pelosi, C.; Thouvenot, L.; Phillips, H.R.P., 2023. Pesticide effects on soil fauna communities-A meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 60 (7): 1239-1253. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14437
(Bebber et Richards, 2022)	Bebber, D.P.; Richards, V.R., 2022. A meta-analysis of the effect of organic and mineral fertilizers on soil microbial diversity. <i>Applied Soil Ecology</i> , 175: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104450
(Bennett <i>et al.</i> , 2022)	Bennett, R.E.; Sillett, T.S.; Rice, R.A.; Marra, P.P., 2022. Impact of cocoa agricultural intensification on bird diversity and community composition. <i>Conservation Biology</i> , 36 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13779
(Betancur-Corredor <i>et al.</i> , 2023)	Betancur-Corredor, B.; Lang, B.; Russell, D.J., 2023. Organic nitrogen fertilization benefits selected soil fauna in global agroecosystems. <i>Biology and Fertility of Soils</i> , 59 (1): 1-16. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s00374-022-01677-2
(Betancur-Corredor <i>et al.</i> , 2022)	Betancur-Corredor, B.; Lang, B.R.; Russell, D.J., 2022. Reducing tillage intensity benefits the soil micro- and mesofauna in a global meta-analysis. <i>European Journal of Soil Science</i> , 73 (6): 15. http://dx.doi.org/10.1111/ejss.13321
(Biederman et Harpole, 2013)	Biederman, L.A.; Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. <i>Global Change Biology Bioenergy</i> , 5 (2): 202-214. http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12037
(Boinot <i>et al.</i> , 2023)	Boinot, S.; Mony, C.; Fried, G.; Ernoul, A.; Aviron, S.; Ricono, C.; Couthouis, E.; Alignier, A., 2023. Weed communities are more diverse, but not more abundant, in dense and complex bocage landscapes. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 60 (1): 4-16. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14312
(Bopp <i>et al.</i> , 2022)	Bopp, M.C.; Fried, G.; Metay, A.; Bastianelli, D.; Bonnal, L.; Kazakou, E., 2022. Linkages between traits and decomposition of weed communities along a soil management and pedoclimate gradient in Mediterranean vineyards. <i>Annals of Botany</i> , 130 (4): 547-560. http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcac099
(Bowles <i>et al.</i> , 2017)	Bowles, T.M.; Jackson, L.E.; Loehner, M.; Cavagnaro, T.R., 2017. Ecological intensification and arbuscular mycorrhizas: a meta-analysis of tillage and cover crop effects. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 54 (6): 1785-1793. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12815
(Briones et Schmidt, 2017)	Briones, M.J.I.; Schmidt, O., 2017. Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. <i>Global Change Biology</i> , 23 (10): 4396-4419. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13744
(Cao <i>et al.</i> , 2024)	Cao, F.F.; Li, W.B.; Jiang, Y.; Gan, X.L.; Zhao, C.Y.; Ma, J.C., 2024. Effects of grazing on grassland biomass and biodiversity: A global synthesis. <i>Field Crops Research</i> , 306: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2023.109204
(Carey <i>et al.</i> , 2016)	Carey, C.J.; Dove, N.C.; Beman, J.M.; Hart, S.C.; Aronson, E.L., 2016. Meta-analysis reveals ammonia-oxidizing bacteria respond more strongly to nitrogen addition than ammonia-oxidizing archaea. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 99: 158-166. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.05.014
(Chen <i>et al.</i> , 2019)	Chen, C.; Chen, H.Y.H.; Chen, X.L.; Huang, Z.Q., 2019. Meta-analysis shows positive effects of plant diversity on microbial biomass and respiration. <i>Nature Communications</i> , 10: 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-09258-y
(Chen <i>et al.</i> , 2018)	Chen, H.; Li, D.J.; Zhao, J.; Xiao, K.C.; Wang, K.L., 2018. Effects of nitrogen addition on activities of soil nitrogen acquisition enzymes : A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 252: 126-131. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.032
(Chen <i>et al.</i> , 2016)	Chen, H.; Yang, L.Q.; Wen, L.; Luo, P.; Liu, L.; Yang, Y.; Wang, K.L.; Li, D.J., 2016. Effects of nitrogen deposition on soil sulfur cycling. <i>Global Biogeochemical Cycles</i> , 30 (11): 1568-1577. http://dx.doi.org/10.1002/2016gb005423
(Chen <i>et al.</i> , 2020a)	Chen, H.H.; Dai, Z.M.; Veach, A.M.; Zheng, J.Q.; Xu, J.M.; Schadt, C.W., 2020. Global meta-analyses show that conservation tillage practices promote soil fungal and bacterial biomass. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 293: 9. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106841
(Chen <i>et al.</i> , 2017)	Chen, J.; Luo, Y.Q.; Li, J.W.; Zhou, X.H.; Cao, J.J.; Wang, R.W.; Wang, Y.Q.; Shelton, S.; Jin, Z.; Walker, L.M.; Feng, Z.Z.; Niu, S.L.; Feng, W.T.; Jian, S.Y.; Zhou, L.Y., 2017. Costimulation of soil glycosidase activity and soil respiration by nitrogen addition. <i>Global Change Biology</i> , 23 (3): 1328-1337. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13402
(Chen <i>et al.</i> , 2020b)	Chen, J.; van Groenigen, K.J.; Hungate, B.A.; Terrer, C.; van Groenigen, J.W.; Maestre, F.T.; Ying, S.C.; Luo, Y.Q.; Jorgensen, U.; Sinsabaugh, R.L.; Olesen, J.E.; Elsgaard, L., 2020. Long-term nitrogen loading alleviates phosphorus limitation in terrestrial ecosystems. <i>Global Change Biology</i> , 26 (9): 5077-5086. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15218
(Cooper <i>et al.</i> , 2016)	Cooper, J.; Baranski, M.; Stewart, G.; Nobel-de Lange, M.; Barberi, P.; Fließbach, A.; Peigne, J.; Berner, A.; Brock, C.; Casagrande, M.; Crowley, O.; David, C.; De Vliegher, A.; Doring, T.F.; Dupont, A.; Entz, M.; Grosse, M.; Haase, T.; Halde,

	C.; Hammerl, V.; Huiting, H.; Leithold, G.; Messmer, M.; Schlöter, M.; Sukkel, W.; van der Heijden, M.G.A.; Willekens, K.; Wittwer, R.; Mader, P., 2016. Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. <i>Agronomy for Sustainable Development</i> , 36 (1): 20. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0354-1
(Crowther <i>et al.</i> , 2023)	Crowther, L.I.; Wilson, K.; Wilby, A., 2023. The impact of field margins on biological pest control: a meta-analysis. <i>Biocontrol</i> , 68 (4): 387-396. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-023-10205-6
(Dai <i>et al.</i> , 2018)	Dai, Z.M.; Su, W.Q.; Chen, H.H.; Barberán, A.; Zhao, H.C.; Yu, M.J.; Yu, L.; Brookes, P.C.; Schadt, C.W.; Chang, S.X.; Xu, J.M., 2018. Long-term nitrogen fertilization decreases bacterial diversity and favors the growth of Actinobacteria and Proteobacteria in agro-ecosystems across the globe. <i>Global Change Biology</i> , 24 (8): 3452-3461. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14163
(Dainese <i>et al.</i> , 2019)	Dainese, M.; Martin, E.A.; Aizen, M.A.; Albrecht, M.; Bartomeus, I.; Bommarco, R.; Carvalheiro, L.G.; Chaplin-Kramer, R.; Gagic, V.; Garibaldi, L.A.; Ghazoul, J.; Grab, H.; Jonsson, M.; Karp, D.S.; Kennedy, C.M.; Kleijn, D.; Kremen, C.; Landis, D.A.; Letourneau, D.K.; Marini, L.; Poveda, K.; Rader, R.; Smith, H.G.; Tschirntke, T.; Andersson, G.K.S.; Badenhauer, I.; Baensch, S.; Bezerra, A.D.M.; Bianchi, F.; Boreux, V.; Bretagnolle, V.; Caballero-Lopez, B.; Cavigliasso, P.; Cetkovic, A.; Chacoff, N.P.; Classen, A.; Cusser, S.; Silva, F.; de Groot, G.A.; Dudenhofer, J.H.; Ekroos, J.; Fijen, T.; Franck, P.; Freitas, B.M.; Garratt, M.P.D.; Gratton, C.; Hipolito, J.; Holzschuh, A.; Hunt, L.; Iverson, A.L.; Jha, S.; Keasar, T.; Kim, T.N.; Kishinevsky, M.; Klatt, B.K.; Klein, A.M.; Krewenka, K.M.; Krishnan, S.; Larsen, A.E.; Lavigne, C.; Liere, H.; Maas, B.; Mallinger, R.E.; Pachon, E.M.; Martinez-Salinas, A.; Meehan, T.D.; Mitchell, M.G.E.; Molina, G.A.R.; Nesper, M.; Nilsson, L.; O'Rourke, M.E.; Peters, M.K.; Plecas, M.; Potts, S.G.; Ramos, D.D.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Rusch, A.; Saez, A.; Scheper, J.; Schleuning, M.; Schmack, J.M.; Sciligo, A.R.; Seymour, C.; Stanley, D.A.; Stewart, R.; Stout, J.C.; Sutter, L.; Takada, M.B.; Taki, H.; Tamburini, G.; Tschumi, M.; Viana, B.F.; Westphal, C.; Willcox, B.K.; Wratten, S.D.; Yoshioka, A.; Zaragoza-Trello, C.; Zhang, W.; Zou, Y.; Steffan-Dewenter, I., 2019. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. <i>Science Advances</i> , 5 (10): 13. http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.aax0121
(Dang <i>et al.</i> , 2017)	Dang, C.; Lu, Z.B.; Wang, L.; Chang, X.F.; Wang, F.; Yao, H.W.; Peng, Y.F.; Stanley, D.; Ye, G.Y., 2017. Does Bt rice pose risks to non-target arthropods? Results of a meta-analysis in China. <i>Plant Biotechnology Journal</i> , 15 (8): 1047-1053. http://dx.doi.org/10.1111/pbi.12698
(Dang <i>et al.</i> , 2022)	Dang, P.F.; Li, C.F.; Lu, C.; Zhang, M.M.; Huang, T.T.; Wan, C.X.; Wang, H.Y.; Chen, Y.L.; Qin, X.L.; Liao, Y.C.; Siddique, K.H.M., 2022. Effect of fertilizer management on the soil bacterial community in agroecosystems across the globe. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 326: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107795
(Davis <i>et al.</i> , 2018a)	Davis, S.; Mangold, J.; Menalled, F.; Orloff, N.; Miller, Z.; Lehnhoff, E., 2018. A Meta-analysis of Canada Thistle (<i>Cirsium arvense</i>) Management. <i>Weed Science</i> , 66 (4): 548-557. http://dx.doi.org/10.1017/wsc.2018.6
(Davis <i>et al.</i> , 2018b)	Davis, S.; Mangold, J.; Menalled, F.; Orloff, N.; Miller, Z.; Lehnhoff, E., 2018. A Meta-Analysis of Field Bindweed (<i>Convolvulus arvensis</i>) Management in Annual and Perennial Systems. <i>Weed Science</i> , 66 (4): 540-547. http://dx.doi.org/10.1017/wsc.2018.25
(De Beenhouwer <i>et al.</i> , 2013)	De Beenhouwer, M.; Aerts, R.; Honnay, O., 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 175: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.003
(de Graaff <i>et al.</i> , 2019)	de Graaff, M.A.; Hornslein, N.; Throop, H.L.; Kardol, P.; van Diepen, L.T.A., 2019. Effects of agricultural intensification on soil biodiversity and implications for ecosystem functioning: A meta-analysis. In: Sparks, D.L., ed. <i>Advances in Agronomy</i> , Vol 155. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-44. http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2019.01.001
(de Lima <i>et al.</i> , 2018)	de Lima, D.O.; Lorini, M.L.; Vieira, M.V., 2018. Conservation of grasslands and savannas: A meta-analysis on mammalian responses to anthropogenic disturbance. <i>Journal for Nature Conservation</i> , 45: 72-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2018.08.008
(De Schrijver <i>et al.</i> , 2011)	De Schrijver, A.; De Frenne, P.; Ampoorter, E.; Van Nevel, L.; Demey, A.; Wuyts, K.; Verheyen, K., 2011. Cumulative nitrogen input drives species loss in terrestrial ecosystems. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 20 (6): 803-816. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00652.x
(DeMalach <i>et al.</i> , 2017)	DeMalach, N.; Zaady, E.; Kadmon, R., 2017. Contrasting effects of water and nutrient additions on grassland communities: A global meta-analysis. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 26 (8): 983-992. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/geb.12603
(Deng <i>et al.</i> , 2018)	Deng, L.; Peng, C.H.; Zhu, G.Y.; Chen, L.; Liu, Y.L.; Shangguan, Z.P., 2018. Positive responses of belowground C dynamics to nitrogen enrichment in China. <i>Science of the Total Environment</i> , 616: 1035-1044. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.215
(Derrouch <i>et al.</i> , 2021)	Derrouch, D.; Dessaint, F.; Fried, G.; Chauvel, B., 2021. Weed community diversity in conservation agriculture: Post-adoption changes. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 312: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107351
(Du <i>et al.</i> , 2020)	Du, Y.D.; Cui, B.J.; Zhang, Q.; Wang, Z.; Sun, J.; Niu, W.Q., 2020. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis. <i>Catena</i> , 193: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2020.104617
(Duan <i>et al.</i> , 2010)	Duan, J.J.; Lundgren, J.G.; Naranjo, S.; Marvier, M., 2010. Extrapolating non-target risk of Bt crops from laboratory to field. <i>Biology Letters</i> , 6 (1): 74-77. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2009.0612
(Duarte <i>et al.</i> , 2018)	Duarte, G.T.; Santos, P.M.; Cornelissen, T.G.; Ribeiro, M.C.; Paglia, A.P., 2018. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services. <i>Landscape Ecology</i> , 33 (8): 1247-1257. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-018-0673-5

(Elliott <i>et al.</i> , 2023)	Elliott, T.; Thompson, A.; Klein, A.M.; Albert, C.; Eisenhauer, N.; Jansen, F.; Schneider, A.; Sommer, M.; Straka, T.; Settele, J.; Sporbert, M.; Tanneberger, F.; Mupepele, A.C., 2023. Abandoning grassland management negatively influences plant but not bird or insect biodiversity in Europe. <i>Conservation Science and Practice</i> , 5 (10): 12. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/csp2.13008
(Estrada-Carmona <i>et al.</i> , 2022)	Estrada-Carmona, N.; Sánchez, A.C.; Remans, R.; Jones, S.K., 2022. Complex agricultural landscapes host more biodiversity than simple ones: A global meta-analysis. <i>Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America</i> , 119 (38): 10. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2203385119
(Feng <i>et al.</i> , 2017)	Feng, J.G.; Wang, J.S.; Ding, L.B.; Yao, P.P.; Qiao, M.P.; Yao, S.C., 2017. Meta-analyses of the effects of major global change drivers on soil respiration across China. <i>Atmospheric Environment</i> , 150: 181-186. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.11.060
(Filazzola <i>et al.</i> , 2020)	Filazzola, A.; Brown, C.; Dettlaff, M.A.; Batbaatar, A.; Grenke, J.; Bao, T.; Heida, I.P.; Cahill, J.F., 2020. The effects of livestock grazing on biodiversity are multi-trophic: a meta-analysis. <i>Ecology Letters</i> , 23 (8): 1298-1309. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1111/ele.13527
(Fletcher <i>et al.</i> , 2011)	Fletcher, R.J.; Robertson, B.A.; Evans, J.; Doran, P.J.; Alavalapati, J.R.R.; Schemske, D.W., 2011. Biodiversity conservation in the era of biofuels: risks and opportunities. <i>Frontiers in Ecology and the Environment</i> , 9 (3): 161-168. http://dx.doi.org/10.1890/090091
(Francksen <i>et al.</i> , 2022)	Francksen, R.M.; Turnbull, S.; Rhymer, C.M.; Hiron, M.; Bufer, C.; Klaus, V.H.; Newell-Price, P.; Stewart, G.; Whittingham, M.J., 2022. The Effects of Nitrogen Fertilisation on Plant Species Richness in European Permanent Grasslands: A Systematic Review and Meta-Analysis. <i>Agronomy-Basel</i> , 12 (12): 19. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy12122928
(Fried <i>et al.</i> , 2019)	Fried, G.; Cordeau, S.; Metay, A.; Kazakou, E., 2019. Relative importance of environmental factors and farming practices in shaping weed communities structure and composition in French vineyards. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 275: 1-13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.006
(Fried <i>et al.</i> , 2022)	Fried, G.; Le Corre, V.; Rakotoson, T.; Buchmann, J.; Germain, T.; Gounon, R.; Royer, H.; Biju-Duval, L.; Felten, E.; Vieren, E.; Chauvel, B., 2022. Impact of new management practices on arable and field margin plant communities in sunflower, with an emphasis on the abundance of <i>Ambrosia artemisiifolia</i> (Asteraceae). <i>Weed Research</i> , 62 (2): 134-148. http://dx.doi.org/10.1111/wre.12522
(Fried <i>et al.</i> , 2018)	Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 261: 33-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021
(Fuzessy <i>et al.</i> , 2021)	Fuzessy, L.F.; Benitez-Lopez, A.; Slade, E.M.; Bufalo, F.S.; Magro-de-Souza, G.C.; Pereira, L.A.; Culot, L., 2021. Identifying the anthropogenic drivers of declines in tropical dung beetle communities and functions. <i>Biological Conservation</i> , 256: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109063
(Gallego-Zamorano <i>et al.</i> , 2022)	Gallego-Zamorano, J.; Huijbregts, M.A.J.; Schipper, A.M., 2022. Changes in plant species richness due to land use and nitrogen deposition across the globe. <i>Diversity and Distributions</i> , 28 (4): 745-755. http://dx.doi.org/10.1111/ddi.13476
(Gao et Carmel, 2020)	Gao, J.J.; Carmel, Y., 2020. A global meta-analysis of grazing effects on plant richness. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 302: 10. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107072
(Gao <i>et al.</i> , 2019)	Gao, S.; DeLuca, T.H.; Cleveland, C.C., 2019. Biochar additions alter phosphorus and nitrogen availability in agricultural ecosystems: A meta-analysis. <i>Science of the Total Environment</i> , 654: 463-472. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.124
(Garratt <i>et al.</i> , 2011)	Garratt, M.P.D.; Wright, D.J.; Leather, S.R., 2011. The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 141 (3-4): 261-270. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014
(Geisseler <i>et al.</i> , 2016)	Geisseler, D.; Lazicki, P.A.; Scow, K.M., 2016. Mineral nitrogen input decreases microbial biomass in soils under grasslands but not annual crops. <i>Applied Soil Ecology</i> , 106: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.04.015
(Geisseler <i>et al.</i> , 2017)	Geisseler, D.; Linguist, B.A.; Lazicki, P.A., 2017. Effect of fertilization on soil microorganisms in paddy rice systems - A meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 115: 452-460. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.018
(Geisseler et Scow, 2014)	Geisseler, D.; Scow, K.M., 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms - A review. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 75: 54-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.023
(Gibson <i>et al.</i> , 2011)	Gibson, L.; Lee, T.M.; Koh, L.P.; Brook, B.W.; Gardner, T.A.; Barlow, J.; Peres, C.A.; Bradshaw, C.J.A.; Laurance, W.F.; Lovejoy, T.E.; Sodhi, N.S., 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. <i>Nature</i> , 478 (7369): 378-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature10425
(Hallama <i>et al.</i> , 2019)	Hallama, M.; Pekrun, C.; Lambers, H.; Kandeler, E., 2019. Hidden miners - the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. <i>Plant and Soil</i> , 434 (1-2): 7-45. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-018-3810-7
(Han <i>et al.</i> , 2020)	Han, Y.F.; Feng, J.G.; Han, M.G.; Zhu, B., 2020. Responses of arbuscular mycorrhizal fungi to nitrogen addition: A meta-analysis. <i>Global Change Biology</i> , 26 (12): 7229-7241. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15369
(Hu <i>et al.</i> , 2022)	Hu, J.X.; Zhou, S.X.; Tie, L.H.; Liu, X.; Liu, X.; Zhao, A.J.; Lai, J.M.; Xiao, L.; You, C.M.; Huang, C.D., 2022. Effects of nitrogen addition on soil faunal abundance: A global meta-analysis. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 31 (8): 1655-1666. http://dx.doi.org/10.1111/geb.13528

(Humbert <i>et al.</i> , 2016)	Humbert, J.Y.; Dwyer, J.M.; Andrey, A.; Arlettaz, R., 2016. Impacts of nitrogen addition on plant biodiversity in mountain grasslands depend on dose, application duration and climate: a systematic review. <i>Global Change Biology</i> , 22 (1): 110-120. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12986
(Iverson <i>et al.</i> , 2014)	Iverson, A.L.; Marín, L.E.; Ennis, K.K.; Gonthier, D.J.; Connor-Barrie, B.T.; Remfert, J.L.; Cardinale, B.J.; Perfecto, I., 2014. Do polycultures promote win-wins or trade-offs in agricultural ecosystem services? A meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 51 (6): 1593-1602. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12334
(Jian <i>et al.</i> , 2020)	Jian, J.S.; Lester, B.J.; Du, X.; Reiter, M.S.; Stewart, R.D., 2020. A calculator to quantify cover crop effects on soil health and productivity. <i>Soil & Tillage Research</i> , 199: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104575
(Jiang <i>et al.</i> , 2021)	Jiang, S.T.; An, X.R.; Shao, Y.D.; Kang, Y.L.; Chen, T.S.; Mei, X.L.; Dong, C.X.; Xu, Y.C.; Shen, Q.R., 2021. Responses of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Occurrence to Organic Fertilizer: A meta-analysis of field studies. <i>Plant and Soil</i> , 469 (1-2): 89-105. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-021-05153-y
(Joimel <i>et al.</i> , 2022)	Joimel, S.; Chassain, J.; Artru, M.; Faburé, J., 2022. Collembola are Among the Most Pesticide-Sensitive Soil Fauna Groups: A Meta-Analysis. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 41 (10): 2333-2341. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5428
(Kallenbach et Grandy, 2011)	Kallenbach, C.; Grandy, A.S., 2011. Controls over soil microbial biomass responses to carbon amendments in agricultural systems: A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 144 (1): 241-252. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.020
(Kaschuk <i>et al.</i> , 2011)	Kaschuk, G.; Alberton, O.; Hungria, M., 2011. Quantifying effects of different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: inferences to improve soil quality. <i>Plant and Soil</i> , 338 (1-2): 467-481. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0559-z
(Kemmerling <i>et al.</i> , 2023)	Kemmerling, L.R.; McCarthy, A.C.; Brown, C.S.; Haddad, N.M., 2023. Butterfly biodiversity increases with prairie strips and conservation management in row crop agriculture. <i>Insect Conservation and Diversity</i> , 16 (6): 828-837. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12675
(Kennedy <i>et al.</i> , 2013)	Kennedy, C.M.; Lonsdorf, E.; Neel, M.C.; Williams, N.M.; Ricketts, T.H.; Winfree, R.; Bommarco, R.; Brittain, C.; Burley, A.L.; Cariveau, D.; Carvalheiro, L.G.; Chacoff, N.P.; Cunningham, S.A.; Danforth, B.N.; Dudenhofer, J.H.; Elle, E.; Gaines, H.R.; Garibaldi, L.A.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Javorek, S.K.; Jha, S.; Klein, A.M.; Kremen, C.; Mandelik, Y.; Mayfield, M.M.; Morandin, L.; Neame, L.A.; Otieno, M.; Park, M.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Saez, A.; Steffan-Dewenter, I.; Taki, H.; Viana, B.F.; Westphal, C.; Wilson, J.K.; Greenleaf, S.S.; Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. <i>Ecology Letters</i> , 16 (5): 584-599. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12082
(Krogh <i>et al.</i> , 2020)	Krogh, P.H.; Kostov, K.; Damgaard, C.F., 2020. The effect of Bt crops on soil invertebrates: a systematic review and quantitative meta-analysis. <i>Transgenic Research</i> , 29 (5-6): 487-498. http://dx.doi.org/10.1007/s11248-020-00213-y
(Laura <i>et al.</i> , 2017)	Laura, V.; Bert, R.; Steven, B.; Pieter, D.; Victoria, N.; Paul, P.; Kris, V., 2017. Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 244: 32-51. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015
(Lee <i>et al.</i> , 2019)	Lee, H.; Lautenbach, S.; Nieto, A.P.G.; Bondeau, A.; Cramer, W.; Geijzendorffer, I.R., 2019. The impact of conservation farming practices on Mediterranean agro-ecosystem services provisioning-a meta-analysis. <i>Regional Environmental Change</i> , 19 (8): 2187-2202. http://dx.doi.org/10.1007/s10113-018-1447-y
(Lekberg et Koide, 2005)	Lekberg, Y.; Koide, R.T., 2005. Is plant performance limited by abundance of arbuscular mycorrhizal fungi? A meta-analysis of studies published between 1988 and 2003. <i>New Phytologist</i> , 168 (1): 189-204. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01490.x
(Li <i>et al.</i> , 2022)	Li, W.B.; Gan, X.L.; Jiang, Y.; Cao, F.F.; Lu, X.T.; Ceulemans, T.; Zhao, C.Y., 2022. Nitrogen effects on grassland biomass production and biodiversity are stronger than those of phosphorus. <i>Environmental Pollution</i> , 309: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119720
(Li <i>et al.</i> , 2018)	Li, Y.; Chang, S.X.; Tian, L.H.; Zhang, Q.P., 2018. Conservation agriculture practices increase soil microbial biomass carbon and nitrogen in agricultural soils: A global meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 121: 50-58. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.024
(Li <i>et al.</i> , 2021)	Li, Y.; Li, Z.; Cui, S.; Liang, G.P.; Zhang, Q.P., 2021. Microbial-derived carbon components are critical for enhancing soil organic carbon in no-tillage croplands: A global perspective. <i>Soil & Tillage Research</i> , 205: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104758
(Li <i>et al.</i> , 2020a)	Li, Y.; Zhang, Q.P.; Cai, Y.J.; Yang, Q.; Chang, S.X., 2020. Minimum tillage and residue retention increase soil microbial population size and diversity: Implications for conservation tillage. <i>Science of the Total Environment</i> , 716: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137164
(Li <i>et al.</i> , 2020c)	Li, Y.Z.; Song, D.P.; Liang, S.H.; Dang, P.F.; Qin, X.L.; Liao, Y.C.; Siddique, K.H.M., 2020. Effect of no-tillage on soil bacterial and fungal community diversity: A meta-analysis. <i>Soil & Tillage Research</i> , 204: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104721
(Lichtenberg <i>et al.</i> , 2017)	Lichtenberg, E.M.; Kennedy, C.M.; Kremen, C.; Batary, P.; Berendse, F.; Bommarco, R.; Bosque-Perez, N.A.; Carvalheiro, L.G.; Snyder, W.E.; Williams, N.M.; Winfree, R.; Klatt, B.K.; Astrom, S.; Benjamin, F.; Brittain, C.; Chaplin-Kramer, R.; Clough, Y.; Danforth, B.; Diekötter, T.; Eigenbrode, S.D.; Ekroos, J.; Elle, E.; Freitas, B.M.; Fukuda, Y.; Gaines-Day, H.R.; Grab, H.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Isaia, M.; Jha, S.; Jonason, D.; Jones, V.P.; Klein, A.M.; Krauss, J.; Letourneau, D.K.; Macfadyen, S.; Mallinger, R.E.; Martin, E.A.; Martinez, E.; Memmott, J.; Morandin, L.; Neame, L.; Otieno, M.; Park, M.G.; Pfiffner, L.; Pocock, M.J.O.; Ponce, C.; Potts, S.G.; Poveda, K.; Ramos, M.; Rosenheim, J.A.;

	Rundlof, M.; Sardinas, H.; Saunders, M.E.; Schon, N.L.; Sciligo, A.R.; Sidhu, C.S.; Steffan-Dewenter, I.; Tschamtkke, T.; Vesely, M.; Weisser, W.W.; Wilson, J.K.; Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. <i>Global Change Biology</i> , 23 (11): 4946-4957. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13714
(Liu <i>et al.</i> , 2021)	Liu, D.J.; Zhang, C.; Ogaya, R.; Fernández-Martínez, M.; Pugh, T.A.M.; Peñuelas, J., 2021. Increasing climatic sensitivity of global grassland vegetation biomass and species diversity correlates with water availability. <i>New Phytologist</i> , 230 (5): 1761-1771. http://dx.doi.org/10.1111/nph.17269
(Liu <i>et al.</i> , 2020)	Liu, S.B.; Wang, J.Y.; Pu, S.Y.; Blagodatskaya, E.; Kuzyakov, Y.; Razavi, B.S., 2020. Impact of manure on soil biochemical properties: A global synthesis. <i>Science of the Total Environment</i> , 745: 15. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141003
(Liu <i>et al.</i> , 2016a)	Liu, S.W.; Zhang, Y.J.; Zong, Y.J.; Hu, Z.Q.; Wu, S.; Zhou, J.; Jin, Y.G.; Zou, J.W., 2016. Response of soil carbon dioxide fluxes, soil organic carbon and microbial biomass carbon to biochar amendment: a meta-analysis. <i>Global Change Biology Bioenergy</i> , 8 (2): 392-406. http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12265
(Liu <i>et al.</i> , 2016b)	Liu, T.; Chen, X.Y.; Hu, F.; Ran, W.; Shen, Q.R.; Li, H.X.; Whalen, J.K., 2016. Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: Evidence from a meta-analysis of nematode communities. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 232: 199-207. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.015
(Lori <i>et al.</i> , 2017)	Lori, M.; Symnack, S.; Mäder, P.; De Deyn, G.; Gättinger, A., 2017. Organic farming enhances soil microbial abundance and activity-A meta-analysis and meta-regression. <i>Plos One</i> , 12 (7): 25. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0180442
(Lowe <i>et al.</i> , 2021)	Lowe, E.B.; Groves, R.; Gratton, C., 2021. Impacts of field-edge flower plantings on pollinator conservation and ecosystem service delivery - A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 310: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107290
(Lu <i>et al.</i> , 2011)	Lu, M.; Yang, Y.H.; Luo, Y.Q.; Fang, C.M.; Zhou, X.H.; Chen, J.K.; Yang, X.; Li, B., 2011. Responses of ecosystem nitrogen cycle to nitrogen addition: a meta-analysis. <i>New Phytologist</i> , 189 (4): 1040-1050. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03563.x
(Luo <i>et al.</i> , 2018)	Luo, G.W.; Li, L.; Friman, V.P.; Guo, J.J.; Guo, S.W.; Shen, Q.R.; Ling, N., 2018. Organic amendments increase crop yields by improving microbe-mediated soil functioning of agroecosystems: A meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 124: 105-115. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.06.002
(Luo <i>et al.</i> , 2020)	Luo, R.Y.; Luo, J.F.; Fan, J.L.; Liu, D.Y.; He, J.S.; Perveen, N.; Ding, W.X., 2020. Responses of soil microbial communities and functions associated with organic carbon mineralization to nitrogen addition in a Tibetan grassland. <i>Pedosphere</i> , 30 (2): 214-225. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(19)60832-5
(Ma <i>et al.</i> , 2021)	Ma, D.K.; Yin, L.N.; Ju, W.L.; Li, X.K.; Liu, X.X.; Deng, X.P.; Wang, S.W., 2021. Meta-analysis of green manure effects on soil properties and crop yield in northern China. <i>Field Crops Research</i> , 266: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108146
(Mahaut <i>et al.</i> , 2019)	Mahaut, L.; Gaba, S.; Fried, G., 2019. A functional diversity approach of crop sequences reveals that weed diversity and abundance show different responses to environmental variability. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 56 (6): 1400-1409. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13389
(Marja <i>et al.</i> , 2019)	Marja, R.; Kleijn, D.; Tschamtkke, T.; Klein, A.M.; Frank, T.; Batary, P., 2019. Effectiveness of agri-environmental management on pollinators is moderated more by ecological contrast than by landscape structure or land-use intensity. <i>Ecology Letters</i> , 22 (9): 1493-1500. http://dx.doi.org/10.1111/ele.13339
(Martin et Raveloaritiana, 2022)	Martin, D.A.; Raveloaritiana, E., 2022. Using land-use history and multiple baselines to determine bird responses to cocoa agroforestry. <i>Conservation Biology</i> , 36 (4): 7. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13920
(McDaniel <i>et al.</i> , 2014)	McDaniel, M.D.; Tiemann, L.K.; Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. <i>Ecological Applications</i> , 24 (3): 560-570. http://dx.doi.org/10.1890/1360-0316.1
(McDonald <i>et al.</i> , 2019)	McDonald, S.E.; Lawrence, R.; Kendal, L.; Rader, R., 2019. Ecological, biophysical and production effects of incorporating rest into grazing regimes: A global meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 56 (12): 2723-2731. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13496
(Méndez-Rojas <i>et al.</i> , 2021)	Méndez-Rojas, D.M.M.; Cultid-Medina, C.; Escobar, F., 2021. Influence of land use change on rove beetle diversity: A systematic review and global meta-analysis of a mega-diverse insect group. <i>Ecological Indicators</i> , 122: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107239
(Midolo <i>et al.</i> , 2019)	Midolo, G.; Alkemade, R.; Schipper, A.M.; Benítez-López, A.; Perring, M.P.; De Vries, W., 2019. Impacts of nitrogen addition on plant species richness and abundance: A global meta-analysis. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 28 (3): 398-413. http://dx.doi.org/10.1111/geb.12856
(Milberg <i>et al.</i> , 2017)	Milberg, P.; Tälle, M.; Fogelfors, H.; Westerberg, L., 2017. The biodiversity cost of reducing management intensity in species-rich grasslands: Mowing annually vs. every third year. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 22: 61-74. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2017.07.004
(Millard <i>et al.</i> , 2021)	Millard, J.; Outhwaite, C.L.; Kinnersley, R.; Freeman, R.; Gregory, R.D.; Adedjoja, O.; Gavini, S.; Kioko, E.; Kuhlmann, M.; Ollerton, J.; Ren, Z.X.; Newbold, T., 2021. Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. <i>Nature Communications</i> , 12 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41467-021-23228-3

(Mokondoko <i>et al.</i> , 2022)	Mokondoko, P.; Avila-Foucat, V.S.; Galeana-Pizana, M., 2022. Biophysical drivers of yield gaps and ecosystem services across different coffee-based agroforestry management types: A global meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 337: 17. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108024
(Muchane <i>et al.</i> , 2020)	Muchane, M.N.; Sileshi, G.W.; Gripenberg, S.; Jonsson, M.; Pumarino, L.; Barrios, E., 2020. Agroforestry boosts soil health in the humid and sub-humid tropics: A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 295: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106899
(Muhammad <i>et al.</i> , 2021)	Muhammad, I.; Wang, J.; Sainju, U.M.; Zhang, S.H.; Zhao, F.Z.; Khan, A., 2021. Cover cropping enhances soil microbial biomass and affects microbial community structure: A meta-analysis. <i>Geoderma</i> , 381: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114696
(Naranjo, 2009)	Naranjo, S.E., 2009. Impacts of Bt crops on non-target invertebrates and insecticide use patterns. <i>CABI Reviews</i> , (2009): 1-11.
(Nguyen <i>et al.</i> , 2016)	Nguyen, D.B.; Rose, M.T.; Rose, T.J.; Morris, S.G.; van Zwieten, L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 92: 50-57. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014
(Nichols <i>et al.</i> , 2020)	Nichols, V.; Martinez-Feria, R.; Weisberger, D.; Carlson, S.; Basso, B.; Basche, A., 2020. Cover crops and weed suppression in the US Midwest: A meta-analysis and modeling study. <i>Agricultural & Environmental Letters</i> , 5 (1): 7. http://dx.doi.org/10.1002/ael2.20022
(Niether <i>et al.</i> , 2020)	Niether, W.; Jacobi, J.; Blaser, W.J.; Andres, C.; Armengot, L., 2020. Cocoa agroforestry systems versus monocultures: a multi-dimensional meta-analysis. <i>Environmental Research Letters</i> , 15 (10): 12. http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/abb053
(Nunez-Regueiro <i>et al.</i> , 2021)	Nunez-Regueiro, M.M.; Siddiqui, S.F.; Fletcher, R.J., 2021. Effects of bioenergy on biodiversity arising from land-use change and crop type. <i>Conservation Biology</i> , 35 (1): 77-87. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13452
(Oakley et Bicknell, 2022)	Oakley, J.L.; Bicknell, J.E., 2022. The impacts of tropical agriculture on biodiversity: A meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 59 (12): 3072-3082. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14303
(Orloff <i>et al.</i> , 2018)	Orloff, N.; Mangold, J.; Miller, Z.; Menalled, F., 2018. A meta-analysis of field bindweed (<i>Convolvulus arvensis</i> L.) and Canada thistle (<i>Cirsium arvense</i> L.) management in organic agricultural systems. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 254: 264-272. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.024
(Osipitan <i>et al.</i> , 2019)	Osipitan, O.A.; Dille, A.; Assefa, Y.; Radicetti, E.; Ayeni, A.; Knezevic, S.Z., 2019. Impact of Cover Crop Management on Level of Weed Suppression: A Meta-Analysis. <i>Crop Science</i> , 59 (3): 833-842. http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0589
(Ouyang <i>et al.</i> , 2018)	Ouyang, Y.; Evans, S.E.; Friesen, M.L.; Tiemann, L.K., 2018. Effect of nitrogen fertilization on the abundance of nitrogen cycling genes in agricultural soils: A meta-analysis of field studies. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 127: 71-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.08.024
(Pellegrino <i>et al.</i> , 2018)	Pellegrino, E.; Bedini, S.; Nuti, M.; Ercoli, L., 2018. Impact of genetically engineered maize on agronomic, environmental and toxicological traits: a meta-analysis of 21 years of field data. <i>Scientific Reports</i> , 8: 12. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-21284-2
(Peng <i>et al.</i> , 2017)	Peng, X.; Peng, Y.; Yue, K.; Deng, Y.G., 2017. Different Responses of Terrestrial C, N, and P Pools and C/N/P Ratios to P, NP, and NPK Addition: a Meta-Analysis. <i>Water Air and Soil Pollution</i> , 228 (6): 13. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3383-8
(Philpott <i>et al.</i> , 2008)	Philpott, S.M.; Arendt, W.J.; Armbrecht, I.; Bichier, P.; Diestch, T.V.; Gordon, C.; Greenberg, R.; Perfecto, I.; Reynoso-Santos, R.; Soto-Pinto, L.; Tejeda-Cruz, C.; Williams-Linera, G.; Valenzuela, J.; Zolotoff, J.M., 2008. Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscapes: Review of the Evidence on Ants, Birds, and Trees. <i>Conservation Biology</i> , 22 (5): 1093-1105. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x
(Poinas <i>et al.</i> , 2023)	Poinas, I.; Fried, G.; Henckel, L.; Meynard, C.N., 2023. Agricultural drivers of field margin plant communities are scale-dependent. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 72: 55-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2023.08.003
(Puissant <i>et al.</i> , 2021)	Puissant, J.; Villenave, C.; Chauvin, C.; Plassard, C.; Blanchart, E.; Trap, J., 2021. Quantification of the global impact of agricultural practices on soil nematodes: A meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 161: 13. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108383
(Pumarino <i>et al.</i> , 2015)	Pumarino, L.; Sileshi, G.W.; Gripenberg, S.; Kaartinen, R.; Barrios, E.; Muchane, M.N.; Midega, C.; Jonsson, M., 2015. Effects of agroforestry on pest, disease and weed control: A meta-analysis. <i>Basic and Applied Ecology</i> , 16 (7): 573-582. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2015.08.006
(Rakotomalala <i>et al.</i> , 2023)	Rakotomalala, A.; Ficiyan, A.M.; Tschantke, T., 2023. Intercropping enhances beneficial arthropods and controls pests: A systematic review and meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 356: 6. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108617
(Ramos <i>et al.</i> , 2021)	Ramos, R.F.; Diogo, J.A.; Santana, J.; Silva, J.P.; Reino, L.; Schindler, S.; Beja, P.; Lomba, A.; Moreira, F., 2021. Impacts of sheep versus cattle livestock systems on birds of Mediterranean grasslands. <i>Scientific Reports</i> , 11 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-89975-x
(Ren <i>et al.</i> , 2019)	Ren, F.L.; Sun, N.; Xu, M.; Zhang, X.B.; Wu, L.H.; Xu, M.G., 2019. Changes in soil microbial biomass with manure application in cropping systems: A meta-analysis. <i>Soil & Tillage Research</i> , 194: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2019.06.008
(Ricketts <i>et al.</i> , 2008)	Ricketts, T.H.; Regetz, J.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S.A.; Kremen, C.; Bogdanski, A.; Gemmill-Herren, B.; Greenleaf, S.S.; Klein, A.M.; Mayfield, M.M.; Morandin, L.A.; Ochieng, A.; Viana, B.F., 2008. Landscape effects on crop

	pollination services: are there general patterns? Ecology Letters, 11 (5): 499-515. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x
(Rodriguez-Saona et al., 2011)	Rodriguez-Saona, C.; Kaplan, I.; Braasch, J.; Chinnasamy, D.; Williams, L., 2011. Field responses of predaceous arthropods to methyl salicylate: A meta-analysis and case study in cranberries. Biological Control, 59 (2): 294-303. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.06.017
(Sanchez et al., 2022)	Sanchez, A.C.; Jones, S.K.; Purvis, A.; Estrada-Carmona, N.; De Palma, A., 2022. Landscape complexity and functional groups moderate the effect of diversified farming on biodiversity: A global meta-analysis. Agriculture Ecosystems & Environment, 332: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.107933
(Scheper et al., 2013)	Scheper, J.; Holzschuh, A.; Kuussaari, M.; Potts, S.G.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Kleijn, D., 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. Ecology Letters, 16 (7): 912-920. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12128
(Shackelford et al., 2013)	Shackelford, G.; Steward, P.R.; Benton, T.G.; Kunin, W.E.; Potts, S.G.; Biesmeijer, J.C.; Sait, S.M., 2013. Comparison of pollinators and natural enemies: a meta-analysis of landscape and local effects on abundance and richness in crops. Biological Reviews, 88 (4): 1002-1021. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12040
(Shackelford et al., 2019)	Shackelford, G.E.; Kelsey, R.; Dicks, L.V., 2019. Effects of cover crops on multiple ecosystem services: Ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. Land Use Policy, 88: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104204
(Shi et al., 2022)	Shi, Y.F.; Shi, S.H.; Huang, X.M.; Jiang, Y.S.; Liu, J.; Zhao, Y.; Zhang, Z.S., 2022. A global meta-analysis of grazing effects on soil seed banks. Land Degradation & Development, 33 (11): 1892-1900. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4271
(Shrestha et al., 2016)	Shrestha, U.; Auge, R.M.; Butler, D.M., 2016. A Meta-Analysis of the Impact of Anaerobic Soil Disinfestation on Pest Suppression and Yield of Horticultural Crops. Frontiers in Plant Science, 7: 20. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2016.01254
(Shu et al., 2022)	Shu, X.Y.; He, J.; Zhou, Z.H.; Xia, L.L.; Hu, Y.F.; Zhang, Y.L.; Zhang, Y.Y.; Luo, Y.Q.; Chu, H.Y.; Liu, W.J.; Yuan, S.; Gao, X.S.; Wang, C.Q., 2022. Organic amendments enhance soil microbial diversity, microbial functionality and crop yields: A meta-analysis. Science of the Total Environment, 829: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154627
(Shuman-Goodier et Propper, 2016)	Shuman-Goodier, M.E.; Propper, C.R., 2016. A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swim speed and activity of aquatic vertebrates. Science of the Total Environment, 565: 758-766. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.205
(Sirami et al., 2019)	Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batáry, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giralt, D.; Bota, G.; Badenhassner, L.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Solé-Senan, X.O.; Robleño, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M.A.; Miñano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschantke, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Quin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 116 (33): 16442-16447. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906419116
(Siviter et Muth, 2020)	Siviter, H.; Muth, F., 2020. Do novel insecticides pose a threat to beneficial insects? Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences, 287 (1935): 9. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2020.1265
(Spurgeon et al., 2013)	Spurgeon, D.J.; Keith, A.M.; Schmidt, O.; Lammertsma, D.R.; Faber, J.H., 2013. Land-use and land-management change: relationships with earthworm and fungi communities and soil structural properties. BMC Ecology, 13: 13. http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-13-46
(Staton et al., 2019)	Staton, T.; Walters, R.J.; Smith, J.; Girling, R.D., 2019. Evaluating the effects of integrating trees into temperate arable systems on pest control and pollination. Agricultural Systems, 176: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102676
(Su et al., 2023)	Su, J.S.; Xu, F.W.; Zhang, Y., 2023. Grassland biodiversity and ecosystem functions benefit more from cattle than sheep in mixed grazing: A meta-analysis. Journal of Environmental Management, 337: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117769
(Suding et al., 2005)	Suding, K.N.; Collins, S.L.; Gough, L.; Clark, C.; Cleland, E.E.; Gross, K.L.; Milchunas, D.G.; Pennings, S., 2005. Functional- and abundance-based mechanisms explain diversity loss due to N fertilization. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 102 (12): 4387-4392. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0408648102
(Sun et al., 2021)	Sun, J.; Zhan, T.Y.; Liu, M.; Zhang, Z.C.; Wang, Y.; Liu, S.L.; Wu, G.L.; Liu, G.H.; Tsunekawa, A., 2021. Verification of the biomass transfer hypothesis under moderate grazing across the Tibetan plateau: a meta-analysis. Plant and Soil, 458 (1-2): 139-150. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-019-04380-8
(Sun et al., 2022)	Sun, Y.; Wang, C.T.; Chen, X.L.; Liu, S.R.; Lu, X.J.; Chen, H.Y.H.; Ruan, H.H., 2022. Phosphorus additions imbalance terrestrial ecosystem C:N:P stoichiometry. Global Change Biology, 28 (24): 7353-7365. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.16417
(Szendrei et Rodriguez-Saona, 2010)	Szendrei, Z.; Rodriguez-Saona, C., 2010. A meta-analysis of insect pest behavioral manipulation with plant volatiles. Entomologia Experimentalis Et Applicata, 134 (3): 201-210. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2009.00954.x
(Tälle et al., 2016)	Tälle, M.; Deák, B.; Poschlod, P.; Valkó, O.; Westerberg, L.; Milberg, P., 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. Agriculture Ecosystems & Environment, 222: 200-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008

(Tang <i>et al.</i> , 2017)	Tang, Z.S.; Deng, L.; An, H.; Yan, W.M.; Shangguan, Z.P., 2017. The effect of nitrogen addition on community structure and productivity in grasslands: A meta-analysis. <i>Ecological Engineering</i> , 99: 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.039
(Toler <i>et al.</i> , 2019)	Toler, H.D.; Auge, R.M.; Benelli, V.; Allen, F.L.; Ashworth, A.J., 2019. Global Meta-Analysis of Cotton Yield and Weed Suppression from Cover Crops. <i>Crop Science</i> , 59 (3): 1248-1260. http://dx.doi.org/10.2135/cropsci.2018.10.0603
(Tonhasca et Byrne, 1994)	Tonhasca, A.; Byrne, D.N., 1994. The effects of crop diversification on herbivorous insects - A metaanalysis approach. <i>Ecological Entomology</i> , 19 (3): 239-244. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2311.1994.tb00415.x
(Torralba <i>et al.</i> , 2016)	Torralba, M.; Fagerholm, N.; Burgess, P.J.; Moreno, G.; Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 230: 150-161. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002
(Treseder, 2008)	Treseder, K.K., 2008. Nitrogen additions and microbial biomass: a meta-analysis of ecosystem studies. <i>Ecology Letters</i> , 11 (10): 1111-1120. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01230.x
(Van Buskirk et Willi, 2004)	Van Buskirk, J.; Willi, Y., 2004. Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. <i>Conservation Biology</i> , 18 (4): 987-994. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00359.x
(Venter <i>et al.</i> , 2016)	Venter, Z.S.; Jacobs, K.; Hawkins, H.J., 2016. The impact of crop rotation on soil microbial diversity: A meta-analysis. <i>Pedobiologia</i> , 59 (4): 215-223. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2016.04.001
(Verret <i>et al.</i> , 2017)	Verret, V.; Gardarin, A.; Pelzer, E.; Mediene, S.; Makowski, D.; Valantin-Morison, M., 2017. Can legume companion plants control weeds without decreasing crop yield? A meta-analysis. <i>Field Crops Research</i> , 204: 158-168. http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.010
(Wang <i>et al.</i> , 2018)	Wang, C.; Liu, D.W.; Bai, E., 2018. Decreasing soil microbial diversity is associated with decreasing microbial biomass under nitrogen addition. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 120: 126-133. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.02.003
(Wang <i>et al.</i> , 2020)	Wang, D.J.; Zhou, H.K.; Yao, B.Q.; Wang, W.Y.; Dong, S.K.; Shang, Z.H.; She, Y.D.; Ma, L.; Huang, X.T.; Zhang, Z.H.; Zhang, Q.; Zhao, F.Y.; Zuo, J.; Mao, Z., 2020. Effects of nutrient addition on degraded alpine grasslands of the Qinghai-Tibetan Plateau: A meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 301: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106970
(Wang <i>et al.</i> , 2021)	Wang, Q.J.; Cao, X.; Jiang, H.; Guo, Z.H., 2021. Straw Application and Soil Microbial Biomass Carbon Change: A Meta-Analysis. <i>Clean-Soil Air Water</i> , 49 (2): 7. http://dx.doi.org/10.1002/clen.202000386
(Weisberger <i>et al.</i> , 2019)	Weisberger, D.; Nichols, V.; Liebman, M., 2019. Does diversifying crop rotations suppress weeds? A meta-analysis. <i>Plos One</i> , 14 (7): 12. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0219847
(Winter <i>et al.</i> , 2018)	Winter, S.; Bauer, T.; Strauss, P.; Kratschmer, S.; Paredes, D.; Popescu, D.; Landa, B.; Guzmán, G.; Gómez, J.A.; Guernion, M.; Zaller, J.G.; Batáry, P., 2018. Effects of vegetation management intensity on biodiversity and ecosystem services in vineyards: A meta-analysis. <i>Journal of Applied Ecology</i> , 55 (5): 2484-2495. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13124
(Wojciechowski <i>et al.</i> , 2023)	Wojciechowski, A.; Seassau, C.; Soerensen, L.; Alletto, L.; Lamichhane, J.R., 2023. Effects of cover crops on maize establishment, root mycorrhizal colonization, plant growth and grain yield depend on their botanical family: A global meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 356: 20. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108648
(Wu <i>et al.</i> , 2023)	Wu, Y.; Du, Y.B.; Liu, X.; Wan, X.R.; Yin, B.F.; Hao, Y.B.; Wang, Y.F., 2023. Grassland biodiversity response to livestock grazing, productivity, and climate varies across biome components and diversity measurements. <i>Science of the Total Environment</i> , 878: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162994
(Xiong <i>et al.</i> , 2016)	Xiong, D.P.; Shi, P.L.; Zhang, X.Z.; Zou, C.B., 2016. Effects of grazing exclusion on carbon sequestration and plant diversity in grasslands of China A meta-analysis. <i>Ecological Engineering</i> , 94: 647-655. http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.124
(Yang <i>et al.</i> , 2024)	Yang, H.; Song, J.C.; Hou, Q.Q.; Yu, X.J., 2024. Response of soil microbial α -diversity to grazing in grassland ecosystems: A meta-analysis. <i>Land Degradation & Development</i> , 35 (2): 608-621. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.4939
(Yang <i>et al.</i> , 2022)	Yang, Y.; Chen, X.L.; Liu, L.X.; Li, T.; Dou, Y.X.; Qiao, J.B.; Wang, Y.Q.; An, S.S.; Chang, S.X., 2022. Nitrogen fertilization weakens the linkage between soil carbon and microbial diversity: A global meta-analysis. <i>Global Change Biology</i> , 28 (21): 6446-6461. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.16361
(Yang <i>et al.</i> , 2020)	Yang, Y.; Cheng, H.; Gao, H.; An, S.S., 2020. Response and driving factors of soil microbial diversity related to global nitrogen addition. <i>Land Degradation & Development</i> , 31 (2): 190-204. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3439
(Yao <i>et al.</i> , 2023)	Yao, Z.Y.; Shi, L.N.; He, Y.C.; Peng, C.J.; Lin, Z.R.; Hu, M.A.; Yin, N.; Xu, H.K.; Zhang, D.G.; Shao, X.Q., 2023. Grazing intensity, duration, and grassland type determine the relationship between soil microbial diversity and ecosystem multifunctionality in Chinese grasslands: A meta-analysis. <i>Ecological Indicators</i> , 154: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110801
(Ye <i>et al.</i> , 2020)	Ye, G.P.; Lin, Y.X.; Luo, J.F.; Di, H.J.; Lindsey, S.; Liu, D.Y.; Fan, J.B.; Ding, W.X., 2020. Responses of soil fungal diversity and community composition to long-term fertilization: Field experiment in an acidic Ultisol and literature synthesis. <i>Applied Soil Ecology</i> , 145: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.06.008
(Zamorano <i>et al.</i> , 2020)	Zamorano, J.; Bartomeus, I.; Grez, A.A.; Garibaldi, L.A., 2020. Field margin floral enhancements increase pollinator diversity at the field edge but show no consistent spillover into the crop field: a meta-analysis. <i>Insect Conservation and Diversity</i> , 13 (6): 519-531. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12454
(Zhang <i>et al.</i> , 2019)	Zhang, L.Y.; Xiang, Y.Z.; Jing, Y.M.; Zhang, R.D., 2019. Biochar amendment effects on the activities of soil carbon, nitrogen, and phosphorus hydrolytic enzymes: a meta-analysis. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 26 (22): 22990-23001. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-05604-1

(Zhang <i>et al.</i> , 2017)	Zhang, Q.P.; Miao, F.H.; Wang, Z.N.; Shen, Y.Y.; Wang, G.L., 2017. Effects of Long-Term Fertilization Management Practices on Soil Microbial Biomass in China's Cropland: A Meta-Analysis. <i>Agronomy Journal</i> , 109 (4): 1183-1195. http://dx.doi.org/10.2134/agronj2016.09.0553
(Zhang <i>et al.</i> , 2023)	Zhang, Z.C.; Zhao, Y.R.; Lin, H.; Li, Y.P.; Fu, J.M.; Wang, Y.X.; Sun, J.; Zhao, Y.H., 2023. Comprehensive analysis of grazing intensity impacts alpine grasslands across the Qinghai-Tibetan Plateau: A meta-analysis. <i>Frontiers in Plant Science</i> , 13: 8. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2022.1083709
(Zhao <i>et al.</i> , 2020)	Zhao, X.; Liu, B.Y.; Liu, S.L.; Qi, J.Y.; Wang, X.; Pu, C.; Li, S.S.; Zhang, X.Z.; Yang, X.G.; Lal, R.; Chen, F.; Zhang, H.L., 2020. Sustaining crop production in China's cropland by crop residue retention: A meta-analysis. <i>Land Degradation & Development</i> , 31 (6): 694-709. http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3492
(Zhou <i>et al.</i> , 2017)	Zhou, H.M.; Zhang, D.X.; Wang, P.; Liu, X.Y.; Cheng, K.; Li, L.Q.; Zheng, J.W.; Zhang, X.H.; Zheng, J.F.; Crowley, D.; van Zwieten, L.; Pan, G.X., 2017. Changes in microbial biomass and the metabolic quotient with biochar addition to agricultural soils: A Meta-analysis. <i>Agriculture Ecosystems & Environment</i> , 239: 80-89. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.006
(Zhou <i>et al.</i> , 2022)	Zhou, J.; Lu, M.; Sheng, X.J.; Wu, J.P., 2022. Effects of nitrogen addition and warming on nematode ecological indices: A meta-analysis. <i>European Journal of Soil Biology</i> , 110: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2022.103407
(Zhou <i>et al.</i> , 2021)	Zhou, Q.Q.; Xiang, Y.Z.; Li, D.B.; Luo, X.Z.; Wu, J.P., 2021. Global patterns and controls of soil nematode responses to nitrogen enrichment: A meta-analysis. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 163: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108433
(Zhu <i>et al.</i> , 2023)	Zhu, Y.; Bian, H.X.; Ju, C.H.; Xu, C.H.; Zhou, Y.; Zhang, H.G.; Xu, X., 2023. Fertilization alters the abundance but not the diversity of soil fauna: A meta-analysis. <i>Global Ecology and Biogeography</i> , 32 (4): 482-494. http://dx.doi.org/10.1111/geb.13641
(Zuber et Villamil, 2016)	Zuber, S.M.; Villamil, M.B., 2016. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. <i>Soil Biology & Biochemistry</i> , 97: 176-187. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.03.011

Chapitre 4. Pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des produits labellisés sur la biodiversité

Coordination : Clélia Sirami, Christian Bockstaller, Clara Ulrich

Contributions : Sarah Huet, Valentin Bellassen, Didier Gascuel, Cécile Bessou, Catherine Donnars, Abdoul Diallo*, Julie Regolo*, Ainhoa Ihasusta*, Ludovic Arnaud*

* Contributrices et contributeurs externes au comité d'experts de l'étude BiodivLabel

Relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction.....	319
4.1. Revue des méthodes d'agrégation.....	319
4.1.1. Introduction.....	319
4.1.2. Principales méthodes d'agrégation.....	321
4.1.3. Applications à la biodiversité.....	325
4.1.4. Conclusion.....	334
4.2. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des cahiers des charges.....	335
4.2.1. Introduction.....	335
4.2.2. Principes généraux de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel.....	335
4.2.3. Construction de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel en grandes cultures.....	339
4.2.4. Application de CONTRA-BiodivLabel aux cahiers des charges en grandes cultures.....	345
4.2.5. Construction de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel en prairie.....	353
4.2.6. Application de CONTRA-BiodivLabel aux cahiers des charges en prairie.....	358
4.2.7. Discussion.....	366

4.3. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des données statistiques agricoles.....	368
4.3.1. Introduction.....	368
4.3.2. Matériels et méthodes.....	371
4.3.3. Résultats	379
4.3.4. Discussion.....	384
4.3.5. Conclusion.....	391
4.4. Méthodes de quantification de l'impact des produits issus de la pêche sur la biodiversité	392
4.4.1. Introduction.....	392
4.4.2. Approches ACV concernant les produits de la pêche.....	393
4.4.3. Indicateurs d'impacts développés par le CSTEP	396
4.4.4. Discussion sur les indicateurs.....	403
4.4.5. Comparaison de scoring pour différents produits.....	404
4.4.6. Conclusion.....	408
4.5. Limites des méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle	410
4.5.1. Introduction.....	410
4.5.2. Absence de consensus sur l'unité fonctionnelle.....	411
4.5.3. Enseignements de la controverse « <i>land sparing - land sharing</i> »	415
4.5.4. Processus écologiques spatio-temporels.....	418
4.5.5. Le déclin de la biodiversité, un problème pernicieux.....	423
4.5.6. Questionnements parallèles sur la quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité	427
4.5.7. Conclusion.....	429
4.6. Synthèse du chapitre 4.....	430
Références bibliographiques.....	433
Annexes.....	446
Annexe 4-1. Tableau de la section 4.3	446
Annexe 4-2. Tableaux de la section 4.4.....	447

Introduction

A la suite de la revue des études sur l'impact des labels sur la biodiversité du chapitre 2, le chapitre 3 a fourni un état de l'art des connaissances sur l'impact des pratiques une à une sur la biodiversité, et une analyse et évaluation des cahiers des charges en considérant les pratiques une à une. Dans ce chapitre 4, l'objectif est d'explorer les pistes méthodologiques de quantification de l'impact des produits labellisés sur la biodiversité à partir de l'agrégation de l'effet des pratiques sur la biodiversité à laquelle les labels conduisent.

L'agrégation de variables suscite de nombreux débats car le choix des méthodes d'agrégation a une forte influence sur les résultats (Nardo *et al.*, 2005). Dans la section 4.2 de ce chapitre, nous proposons donc une revue des avantages et inconvénients des méthodes d'agrégation existantes, ainsi que de leurs applications à l'évaluation de la biodiversité.

Sur la base de cette revue, nous présentons le développement de deux méthodes d'évaluation complémentaires visant à évaluer l'impact des labels en agriculture sur la biodiversité. La section 4.3 présente la méthode CONTRA-BiodivLabel (CONstruction TRansparente d'Arbre de décision – appliqué à BiodivLabel), qui repose sur les pratiques mentionnées dans les cahiers des charges des différents labels. La section 4.4 présente la méthode BVIAS (*Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics*), qui repose sur les données statistiques (comptables et cartographiques) disponibles pour un grand nombre d'exploitations sur l'ensemble du territoire national, ce qui permet d'estimer des pratiques effectivement appliquées pour les productions labellisées et non labellisées.

Pour le marin, d'importants efforts ont récemment été réalisés pour quantifier les impacts de la pêche sur la biodiversité non plus seulement à l'échelle d'une pêcherie, comme décrit au chapitre 3, mais à l'échelle d'un produit de la mer mis sur le marché. Nous proposons donc dans la section 4.5 une revue de l'état de ces connaissances, et nous les mettons en perspective par rapport à l'information transmise par les labels étudiés, sur quelques cas d'études de pêcheries françaises labellisées. Aller au-delà de cette revue aurait nécessité un investissement qui n'était pas compatible avec les moyens et le temps imparti pour l'étude BiodivLabel. Aucune de ces approches quantitatives n'a pu être appliquée à l'aquaculture dans le cadre de notre étude, et ce mode de production n'est ainsi pas couvert dans le chapitre 4.

Revenant à l'agriculture et aux questions soulevées par les résultats de nos deux modèles, nous proposons dans la section 4.6 une revue de la littérature académique sur les processus écologiques et socio-économiques impliqués aux échelles supra-exploitations (paysagères, territoriales, internationales), qui contribuent à l'impact des systèmes alimentaires sur la biodiversité, mais ne sont pour l'instant pas ou peu pris en compte dans les méthodes développées dans les sections 4.3 et 4.4. Un parallèle est également évoqué avec des questionnements similaires en pêche.

Enfin, nous faisons la synthèse des enseignements du chapitre 4 dans la section 4.7.

4.1. Revue des méthodes d'agrégation

4.1.1. Introduction

***En bref :** Il existe de nombreuses méthodes d'agrégation des variables : partielle, totale, basée sur des connaissances scientifiques, basée sur l'avis des acteurs. Compte-tenu du poids de l'agrégation dans les résultats des comparaisons entre modes de production, il est nécessaire d'utiliser des méthodes adaptées à l'objectif.*

L'agrégation de variables est nécessaire pour l'aide à la décision dans les contextes de choix basés sur de multiples critères (ex : choix d'un site pour l'établissement d'une entreprise). C'est notamment le cas en science de la durabilité, qui est par essence multidimensionnelle (Gézan-Guizieu *et al.*, 2020). Des méthodes développées en recherche opérationnelle ont été adaptées à la science de la durabilité, mais la science de la durabilité a également développé ses propres méthodes. Malgré des convergences en termes de méthodes d'agrégation, le vocabulaire employé par ces deux disciplines varie fortement et doit être clarifié (Encadré 4-1).

Encadré 4-1. Deux champs disciplinaires de recherche aux vocabulaires différents

En **recherche opérationnelle**, les options (ou alternatives) pour une décision à prendre, ou des actions, sont caractérisées par des attributs puis évaluées à l'aide de critères. Un critère inclut une valeur de référence pour permettre un jugement, en positionnant la valeur qualitative ou quantitative par rapport à cette valeur de référence. Ces critères peuvent être agrégés.

En **science de la durabilité**, une première étape consiste à traduire le concept théorique de durabilité en des critères qui correspondent à une caractérisation conceptuelle. Ces critères sont caractérisés de manière opérationnelle par des variables ou métriques, qui sont transformées en indicateurs avec l'introduction d'une valeur de référence qui permet un jugement. Nous parlerons de pratiques (technologies) à évaluer plutôt que d'options ou alternatives, termes plus génériques. Il est à noter que la différence entre métrique et indicateur est assez ténue. En effet la valeur de référence peut être sous-entendue (par exemple une valeur égale à 0 dans le calcul de bilan entrée-sortie, donnant l'impression d'un équilibre qui en fait n'est pas toujours pertinent environnementalement).

Par ailleurs, le vocabulaire varie fortement au sein de la science de la durabilité, comme montré par Soulé *et al.* (2021). Ainsi le terme « critère » peut être spécifié par « dimension », « thème », « composante », ou hiérarchisé en « principe/critère », « dimension/principe/critère » ou encore « thème/sous-thème ». Nous utiliserons dans cette revue le vocabulaire de science de la durabilité (Tableau 4-1).

Tableau 4-1. Comparaison des termes, concepts, en recherche opérationnelle et en science de la durabilité
(d'après Gésan-Guiziou *et al.*, 2020).

	Recherche opérationnelle		Science de la durabilité	
	Vocabulaire	Exemple	Vocabulaire	Exemple
Type d'agrégation	Évaluation basée sur les préférences des acteurs	Site pour établissement d'une entreprise	Évaluation intégrant des connaissances	Effets de plusieurs pratiques sur la biodiversité
Objet à évaluer	Option, alternative	Site	Une ou plusieurs pratiques agricoles	Arrêt des pesticides
Caractérisation conceptuelle	Sans objet	Sans objet	Critère	Conservation de la biodiversité
Caractérisation opérationnelle	Attribut	Distance à l'aéroport	Métrique	Nombre d'espèces dans un champ cultivé
Évaluation jugement	Critère	Distance par rapport à une valeur-seuil (ex : 10 mn de voiture)	Indicateur	Nombre d'espèces par rapport à un système de référence (intensif)

La démarche d'agrégation suscite de nombreux débats, avec des arguments « contre » tels que la perte d'information, la subjectivité, ou encore « l'addition de choux et de carottes », et des arguments « pour » tels que la capacité de synthèse de l'information multidimensionnelle et complexe qui facilite l'interprétation et permet de classer, sélectionner les actions (Nardo *et al.*, 2005).

Malgré les limites des méthodes d'agrégation, une abondante bibliographie existe sur le sujet, ainsi qu'une diversité d'approches (Sadok *et al.*, 2008 ; Gasparatos et Scolobig, 2012 ; Singh *et al.*, 2012 ; Herva et Roca, 2013 ; Cinelli *et al.*, 2014 ; Cinelli *et al.*, 2020). Ces méthodes reposent sur une étape de normalisation des variables qui peuvent toutes être exprimées en écart à la moyenne, à un maximum, etc., ou transformées en valeur monétaire, en note d'impact, en hectare consommé comme dans l'Empreinte Ecologique (voir pour plus de détail Lairez *et al.*, 2015). Dans tous les cas, Bockstaller *et al.* (2015) recommandent un usage conjoint des indicateurs non agrégés pour l'analyse des systèmes, et agrégés pour fournir une évaluation globale des systèmes et les comparer.

L'agrégation peut être de deux types selon la nature des éléments qui vont guider l'agrégation (Angevin *et al.*, 2017). L'agrégation peut être basée sur une intégration des connaissances scientifiques concernant l'effet des variables explicatives sur une variable réponse. Ce champ a été largement travaillé en science de la durabilité dans le cadre de nombreux travaux de modélisation. Alternativement, l'agrégation peut être basée sur des critères définis par les acteurs (par ex., l'importance fonctionnelle ou patrimoniale de certains groupes taxonomiques). Ceci a conduit au développement de méthodes d'agrégation spécifiques. Il est à noter que ces méthodes d'agrégation peuvent aussi être

utilisées en science de la durabilité et sciences environnementales, quand un certain nombre de variables issues d'enquêtes ou mesurées sont disponibles (ex : de pratiques et/ou de milieu) et que les acteurs n'ont pas à disposition un modèle ou n'ont pas les moyens ou les connaissances pour en développer un, mais désirent malgré tout avoir une information sur les impacts.

Dans l'étude BiodivLabel, les deux types d'agrégation peuvent être mobilisés. En effet, la mise à disposition de connaissances sur les pratiques agricoles et leurs impacts sur une variable essentielle de biodiversité (EBV) pour un groupe taxonomique donné (cf. chapitre 3) permet d'effectuer un travail d'agrégation basé sur les connaissances scientifiques. Ce travail d'agrégation permettrait de pallier l'absence de modèles de prédiction de l'effet des pratiques sur une EBV pour un groupe taxonomique donné. Cependant, si l'on souhaite évaluer l'impact sur l'ensemble de la biodiversité, il est difficile de se baser uniquement sur des connaissances scientifiques pour agréger les impacts sur une EBV donnée pour différents groupes taxonomiques. Il est alors nécessaire de mobiliser le second type d'agrégation, basé sur des critères définis par les acteurs.

Dans cette section, nous présentons dans un premier temps les différentes méthodes d'agrégation existantes. Dans un second temps, nous présentons des exemples d'application de ces méthodes d'agrégation à l'évaluation de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité. Nous commençons par les méthodes reposant sur une absence d'agrégation et continuons par les méthodes d'agrégation en classant les méthodes en deux grandes familles (Schärlig, 1985) correspondant respectivement aux écoles américaine et européenne (Herva et Roca, 2013). L'école américaine repose sur une agrégation complète qui passe par le calcul d'une valeur agrégée à partir de variables d'entrée ou d'indicateurs non agrégés. L'école européenne est basée sur une agrégation partielle qui ne passe pas par le calcul d'une valeur agrégée mais par la comparaison deux à deux des systèmes évalués (ou options/alternatives/ actions, voir Encadré 4-1).

Nous n'abordons pas la troisième famille évoquée par Schärlig (1985), basée sur une agrégation locale. En effet, ces approches sont adaptées à des décisions au niveau local et non à l'évaluation des systèmes de production. De même, les approches d'optimisation (programmation linéaire, front de Pareto), bien que pouvant rentrer dans les méthodes d'agrégation complète, ne sont pas abordées dans cette section. Par ailleurs, Sadok *et al.* (2008) ajoutent une quatrième famille aux méthodes d'agrégation complète et partielle : les modèles mixtes combinant des approches quantitatives et qualitatives. Nous rangeons cette famille dans le groupe de l'agrégation complète car ces modèles fournissent un résultat agrégé par système, une valeur numérique ou une classe.

4.1.2. Principales méthodes d'agrégation

En bref : Les méthodes les plus simples (somme de notes par ex.) ne permettent pas de prendre en compte les tailles d'effet et les interactions entre variables. Les méthodes basées sur les arbres de décision permettent en partie de dépasser ces difficultés, mais génèrent un manque de transparence, une explosion combinatoire et des effets de seuil. Les arbres de décision flous permettent de pallier ces écueils.

4.1.2.1. Ensemble d'indicateurs non agrégés

Cette méthode est très fréquente en science de la durabilité (Gézan-Guiziou *et al.*, 2020), soit par manque de connaissance sur les méthodes disponibles, soit par refus de la subjectivité et/ou de la perte d'information. Le défaut majeur de cette approche est de fournir un ensemble d'indicateurs allant dans différents sens, ce qui ne permet pas de comparer les systèmes. Pour dépasser cette limite, certains auteurs ont proposé de regrouper les indicateurs en grandes classes, et de les ordonner selon un cadre reposant sur une chaîne causale. D'autres ont proposé une approche lexicographique reposant non pas sur une agrégation des variables mais sur la comparaison de la valeur prise par chaque indicateur pour un système donné à une valeur de référence.

Plusieurs typologies d'indicateurs ont été proposées pour regrouper les indicateurs selon une chaîne causale. Parmi les plus connues, on peut citer le cadre pression/état/réponse développé au niveau de l'OCDE ou encore son dérivé force-

matrice/pression/état/impact/réponse de l'Agence européenne de l'environnement. Ces typologies présentent cependant l'inconvénient de reposer sur l'idée de linéarité des effets et une certaine ambiguïté de la chaîne causale (Niemeijer et de Groot, 2008 ; Bockstaller *et al.*, 2015). Pour pallier cette limite, Prost *et al.* (2018) ont proposé de créer des tableaux de bords, où les indicateurs sont positionnés selon une chaîne causale temporelle. Prost *et al.* (2018) ont mis en œuvre la méthode développée par Girardin *et al.* (2005) sur un bassin versant pour traiter de la contamination des eaux par le nitrate. Plus récemment, ces auteurs ont lancé un projet similaire sur la question de la biodiversité (Vanpeene, 2023.). Cette approche peut être mise en parallèle de la construction d'un réseau causal préconisée par Niemeijer et de Groot (2008). Si elle est intéressante pour une approche *ex post* (*a posteriori*), elle n'est cependant pas applicable en *ex ante*, *a priori* (cf. chapitre 2) pour l'évaluation des cahiers des charges.

L'approche lexicographique repose quant à elle sur une méthode par élimination (MacCrimmon, 1973, *in* Ma *et al.*, 2008). Les critères qui servent à définir les indicateurs sont classés par ordre de priorité. Pour un système évalué, on regarde indicateur par indicateur s'il satisfait à chaque critère. Pour cela, on compare la valeur de l'indicateur à une valeur de référence. Si le système ne satisfait pas à un critère, il est éliminé. Talukder *et al.* (2017) ont adapté cette méthode pour des cas avec un grand nombre d'indicateurs et de systèmes à évaluer. Dans ce cas, les systèmes sont classés en fonction du nombre de critères qui sont satisfaits. Un des inconvénients de cette méthode est qu'elle nécessite de définir des valeurs de référence, ce qui ne peut pas toujours être fondé sur des données scientifiques (Acosta-Alba et van der Werf, 2011). Ces valeurs de référence peuvent néanmoins être définies de façon transparente (Bockstaller *et al.*, 2008). Un autre inconvénient est qu'elle repose sur une logique booléenne (oui/non), sans tenir compte de l'éloignement au seuil.

Des exemples de listes d'indicateurs sont donnés dans la section 4.2.3.1.

4.1.2.2. Agrégation complète

Une somme de notes

Il s'agit de la méthode la plus intuitive : une note (un score) est attribuée à chaque variable afin de représenter son effet sur un indicateur de biodiversité, puis les notes des différentes variables sont sommées ou une moyenne est calculée. Cette méthode a été entre autres appliquée dans l'étude du BASIC (Alliot *et al.*, 2021) sur la prise en compte des enjeux de durabilité par les labels (voir chapitre 2, section 2.3.2.1, Figure 2-8 pour plus de détails). Cette approche présente plusieurs faiblesses. En effet, les notes attribuées sont associées à une certaine subjectivité. Dans certains cas, les notes peuvent néanmoins être dérivées d'une base de connaissances fondées scientifiquement. Une deuxième faiblesse est l'hypothèse d'additivité et donc l'absence d'interaction entre les variables. Une autre faiblesse est la pondération cachée des variables dans le cas où les notes pour chaque variable sont exprimées sur des échelles différentes (ex : Birrer *et al.*, 2014). Il est cependant possible d'envisager une approche où les échelles sont identiques et les pondérations sont données d'une manière explicite. Enfin, ce système implique une compensation entre indicateurs, puisqu'une valeur agrégée moyenne peut dériver d'une valeur élevée pour l'indicateur A et d'une valeur faible pour l'indicateur B, ou l'inverse. Ceci n'est pas toujours souhaitable, notamment dans le cas où il peut exister une loi de « facteur limitant » entre les indicateurs, comme dans le cas des services de régulation (Bommarco *et al.*, 2013). Cette non-compensation peut néanmoins être nuancée, comme montré ci-après (cf. section sur la méthode MAUT ci-dessous). Des exemples d'indicateurs sont donnés dans la section 4.2.3.2.

Autres fonctions mathématiques

D'autres fonctions mathématiques peuvent être utilisées, telles que des fonctions multiplicatives (moyenne géométrique). Celles-ci peuvent cependant manquer de sensibilité dans le cas où l'un des indicateurs entrant dans le calcul de la moyenne prend la valeur de 0. Les avantages et limites des calculs de moyennes arithmétiques et géométriques appliqués aux indices de diversité d'espèces (Shannon, Simpson, etc.) ont été discutés par van Strien *et al.* (2012), Chao *et al.* (2014), Jost (2006).

MAUT

Les méthodes basées sur l'approche MAUT (*Multi-attribute utility theory*) forment une grande famille fondée sur la théorie de l'utilité développée par les économistes (Keeney et Raiffa, 1976, dans Sadok *et al.*, 2008). Elle repose sur trois étapes : la normalisation des valeurs d'indicateurs en une valeur d'utilité entre 0 et 1 via des fonctions qui sont construites par les acteurs ou les experts ; la pondération des indicateurs ; et le calcul d'une moyenne pondérée (arithmétique le plus souvent, ou géométrique). Cette approche est une variante « théorisée » de la somme des notes, avec la notion d'utilité qui peut se référer à l'impact sur la biodiversité. C'est la méthode utilisée dans l'indicateur BVI (Lindner *et al.*, 2019), qui repose sur des fonctions donnant une note entre 0 et 1 pour estimer l'impact de chaque pratique. Cette méthode se rapproche des fonctions d'appartenance en logique floue (Lindner *et al.*, 2021) ; voir section 4.2.3.2).

Au-delà des débats autour de la notion d'utilité (Schärlig, 1985), on retrouve les mêmes problèmes que ceux identifiés pour la somme des notes, à l'exception de la pondération qui est assumée dans le cas des méthodes MAUT. Pour ce qui est de la compensation, van der Voet *et al.* (2014) ont introduit une fonction avec un paramètre donnant le degré de compensation. Pour un ensemble d'indicateurs A_i normalisés entre 0 et 1, la fonction proposée est la suivante :

$$AC = \text{MAX}(0, (1-2C).A_{\min} + (1-|2C-1|).A_{\text{moy}} + \text{MAX}(0, (2C-1).A_{\max})$$

avec AC = Indicateur agrégé ; $A_{\max}$, A_{moy} , $A_{\min}$ = respectivement le maximum, la moyenne et le minimum des indicateurs A_i ;
C = degré de compensation (si $C=0$ alors $AC = A_{\min}$, si $C=1$ alors $AC = A_{\max}$, si $AC=0.5$ alors $AC = A_{\text{moy}}$).

Si les méthodes MAUT ont été appliquées aux systèmes agricoles (Foltz *et al.*, 1995), nous n'avons pas trouvé d'exemple d'utilisation qui évalue les impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité.

AHP

L'approche AHP (*Analytical hierarchy process*) repose sur un calcul de moyenne pondérée, avec des poids fixés le long d'une échelle fixe (1, 3, 5, 7, 9) (Saaty, 1980, dans Sadok *et al.*, 2008). Elle présente l'avantage d'être basée sur une procédure transparente, et sur une notion plus simple que la notion d'utilité. Elle présente également l'intérêt de permettre une organisation hiérarchique des critères quand ils sont nombreux. Cependant, cette approche présente toujours le problème d'utiliser une moyenne pondérée et un système de pondération rigide. Comme pour les méthodes MAUT, nous n'avons pas trouvé d'exemple d'utilisation de ces méthodes pour évaluer les impacts de pratiques agricoles sur la biodiversité.

Arbres de décision basés sur l'outil DEXi

Les arbres de décision reposent sur des fonctions linguistiques « si alors » qui ont l'avantage d'être facilement comprises par les non-spécialistes (Phillis et Andriantiatsaholainaina, 2001). Ils permettent de combiner des indicateurs quantitatifs (après transformation en classe qualitative) et qualitatifs. Ils sont donc classés parmi les modèles mixtes (Sadok *et al.*, 2008). L'outil DEXi développé par Bohanec *et al.* (2008) facilite leur développement. Cet outil a fait l'objet de différents travaux méthodologiques au sein d'INRAE (Bockstaller *et al.*, 2019), sur l'analyse de sensibilité (Carpani *et al.*, 2012), sur la construction d'un arbre (Craheix *et al.*, 2015), sur un cadre commun d'évaluation de la durabilité (Angevin *et al.*, 2017). DEXi permet une approche hiérarchique pour faire face à un nombre important d'indicateurs. Il permet ainsi de maîtriser au moins partiellement la complexité. Par ailleurs, il permet d'éviter des approches purement linéaires, en introduisant dans les règles de décision des fonctions d'utilité (Figure 4-1), des interactions (synergies, antagonismes) en plus du côté mixte de l'approche permettant de combiner des indicateurs qualitatifs et quantitatifs. Ces fonctions d'utilité se présentent sous forme de tableau de contingence.

Une limite majeure des arbres de décision est leur approche qualitative. En effet, les indicateurs quantitatifs doivent être transformés en classes (ex : taille des parcelles en classes < 5 ha et > 5 ha), ce qui peut entraîner des effets de seuil importants. Par exemple, dans le cas d'un seuil à 5 ha, des parcelles de 4,9 ha et de 5,1 ha seront classées dans deux classes distinctes, ce qui peut entraîner des variations importantes du résultat final par rapport à la faible variation des

valeurs des indicateurs à l'entrée. Par ailleurs, la définition des règles de décision est soumise au libre choix de l'expert, ce qui peut entraîner une certaine subjectivité (Aurousseau, 2004). Pour augmenter la sensibilité de l'outil, il est recommandé d'augmenter le nombre de classes, ce qui peut rapidement conduire à une explosion combinatoire (ex : 5 variables à 5 classes chacune conduisent à 3 125 lignes). A l'inverse, si on utilise la fonction automatique de fixation des règles de décision à partir de pondérations fixées par les concepteurs, l'outil propose des règles de décision sans explication sur les choix faits en termes de compensation (Bockstaller *et al.*, 2017). Pour pallier ces problèmes, Soulé *et al.* (2023) ont proposé une exportation des règles de décision sous format numérique.

Plusieurs modèles d'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité ont été construits avec cet outil (voir section 4.2.3.2).

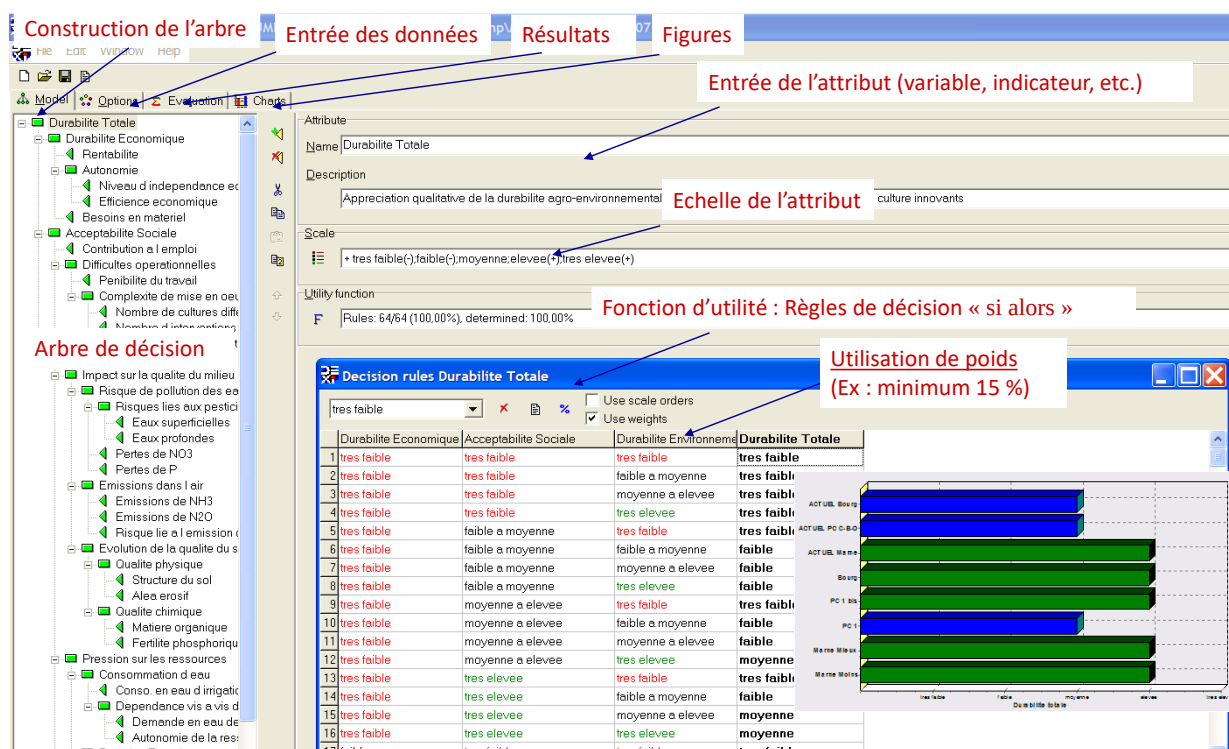


Figure 4-1. Vue d'ensemble de l'outil DEXi.

Arbres de décision flous

La logique floue permet de limiter le problème d'effet de seuil inhérent à la logique booléenne. Les arbres de décision flous permettent de combiner la facilité de compréhension des arbres de décision avec une approche continue (Herva et Roca, 2013). Depuis son utilisation pour le développement d'un indicateur de risque lié aux pesticides (van der Werf et Zimmer, 1998), cette approche est utilisée couramment en évaluation environnementale (Silvert, 2000 ; Enea et Salemi, 2001 ; Haberlandt *et al.*, 2002 ; Prato, 2005 ; Ferraro, 2009 ; Guillaume et Charnomordic, 2010 ; dos Reis *et al.*, 2023).

Si cette méthode permet de limiter l'effet de seuil, elle conserve cependant les défauts de la méthode des arbres de décision pour ce qui est de la subjectivité et du manque de transparence sur la construction des règles de décision. Ceci a conduit Bockstaller *et al.* (2017) à développer la méthode CONTRA (CONstruction Transparente d'Arbre de décision) en combinant les avantages de l'outil DEXi, des arbres de décision flous et de la méthode SIRIS (voir ci-dessous). La méthode CONTRA permet à l'utilisateur de fixer des règles de décision, puis de les modifier en justifiant ces modifications de manière transparente dans l'outil.

La section 4.2.3.2 donne des exemples d'utilisation d'arbres de décision flous appliqués à l'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité, certains utilisant la méthode CONTRA.

SIRIS

Cette méthode d'agrégation repose sur des règles de décision intégrant un système de pénalisation fixe et transparent, basé sur trois classes : favorable (o), moyen (m) défavorable (d). Elle a été développée par Vaillant *et al.* (1995) et appliquée par les ministères pour l'établissement d'une liste de substances actives prioritaires à rechercher dans les eaux (Guerbet et Jouany, 2002) et à d'autres problématiques liées aux pesticides (Pierre et Colmar, 2009).

Cette méthode présente l'avantage de réduire la subjectivité par rapport à celle observée lors de la création des arbres de décision (Aurousseau, 2004), mais elle n'est pas totalement exclue car le système de pénalisation utilisé est défini par les auteurs sans éléments objectifs. Elle a aussi l'avantage de prendre en compte les interactions entre variables. Mais son défaut majeur est une rigidité de l'approche car elle propose une méthode d'agrégation prédéfinie. Nous n'avons pas trouvé d'application à la biodiversité.

4.1.2.3. Agrégation partielle

A l'origine de cette famille de méthodes se trouve l'« école française » puis « européenne » pour pallier les faiblesses des approches d'agrégation complète de l'« école américaine », et notamment les travaux en recherche opérationnelle de B. Roy (Schärlig, 1985). Ces méthodes reposent sur la comparaison des objets à évaluer deux à deux et non sur le calcul d'un critère unique de synthèse. Elles font appel à la notion centrale de surclassement (« *outranking* » en anglais). Ainsi, un système surclasse un autre système s'il est meilleur que l'autre pour au moins la moitié des indicateurs sans qu'il ne soit trop mauvais pour les autres, ce qui implique des valeurs éliminatoires (ou seuil de veto selon terminologie utilisée). De nombreuses approches sont disponibles en fonction des problématiques de sélection/tri/classement d'une option. On peut par exemple citer la famille des méthodes ELECTRE développées par B. Roy et son équipe à Paris Dauphine, et Prométhée (Brans *et al.*, 1986) et utilisées à INRAE dans l'évaluation multicritère (département EcoDiv).

En termes d'application, Moffett et Sarkar (2006) passent en revue 26 méthodes d'analyse multicritère, en très grande majorité basées sur l'agrégation partielle et appliquées à la conception de réseaux d'aires de protection de la biodiversité. Ainsi, cette famille de méthodes a été développée en recherche opérationnelle pour l'analyse multicritère de la décision. Cependant, elle n'est pas adaptée à l'agrégation de variables pour une modélisation, puisqu'elle repose sur une agrégation partielle et consiste, en premier lieu, en une comparaison des objets à évaluer, ne permettant pas l'évaluation d'un objet unique. A notre connaissance, il n'y a pas eu d'application de ce type de méthode à l'évaluation des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité.

4.1.3. Applications à la biodiversité

En bref : Il y a peu d'applications des méthodes qui permettent de prendre en compte les tailles d'effet et les interactions entre variables pour l'évaluation de l'impact des pratiques, notamment agricoles, sur la biodiversité. Les approches les plus prometteuses sont les arbres de décision flous et le modèle BVI.

4.1.3.1. Ensemble d'indicateurs non agrégés

SMART

La méthode SMART, développée au FIBL par Schader *et al.* (2016), repose sur le référentiel de l'évaluation de la durabilité de la FAO, et comprend des indicateurs de cause simples (voir extrait pour le sous-thème « diversité des écosystèmes » dans le Tableau 4-2).

Tableau 4-2. Extrait de la méthode SMART pour le sous-thème « diversité des écosystèmes ». (Schader et al., 2016).

Indicator number	Indicator name (Relevance)	Indicator description
222	Permanent grasslands: Share of agricultural area Relevant for farms with the following activities: Arable farming, Vegetable production, Fruit production, Viticulture, Permanent grassland, Beef cattle, Pig production, Poultry production, Dairy cattle / Goats / Sheep, Tree nursery / perennials, Tropical crops	What proportion of the agricultural area is devoted to permanent grassland?
253	Permanent grasslands: Extensively managed Relevant for farms with the following activities: Arable farming, Permanent grassland, Beef cattle, Pig production, Poultry production, Tropical crops	What proportion of the area of permanent grassland is under extensive management? Extensive means: double mowing/grazing or less, zero application of fertilizers / pesticides
764	Share of legumes on perennial crops area Relevant for farms with the following activities: Fruit production, Viticulture, Tree nursery / perennials	What proportion of the perennial crops area is devoted to legumes?
705	Substrate (Soilless) production Relevant for farms with the following activities: Vegetable production, Tree nursery / perennials, Pot plants / Plant nursery	Does the farm have substrate (soilless) production systems? <i>Example: substrate, hydroponics.</i>

Biodiversity Performance Tool

Dans cette méthode développée par Solagro (Gibert *et al.*, 2018), les indicateurs de cause sont classés en trois catégories (habitats semi-naturels, pratiques et aspects socio-économiques) avec des sous-catégories. La méthode produit un tableau de bord complexe non hiérarchisé (Tableau 4-3). Le nombre important d'indicateurs peut engendrer des résultats divergents en fonction des indicateurs, ce qui rend alors l'interprétation difficile.

IRENA

Le cadre européen IRENA (EEA, 2005) a proposé et classé des indicateurs de biodiversité selon le cadre DPSIR, force-motrice (D), pression (P), état (S), impact (I) et réponses (R) (Tableau 4-4). Ce sont en majorité des indicateurs de cause, avec seulement deux indicateurs d'effets mesurés : le suivi des populations des oiseaux et l'impact sur les « habitats et la biodiversité ». Comme pour la méthode précédente *Biodiversity Performance Tool*, le nombre important d'indicateurs peut rendre l'interprétation difficile.

Tableau 4-3. Vue d'ensemble des indicateurs de la méthode Biodiversity Performance Tool (Gibert et al., 2018)

Category for outputs	Sub-category for outputs	Id	Id	List of basic indicators
Characterization of SNH	Quantity of SNH	1	1	Importance of SNH
		2	2	Importance of permanent grasslands
		3	3	Importance of agroforestry
		4	4	Diversity of type of SNH
	Diversity of SNH	5	5	Composition of grass strips
		6	6	Composition of flowering strips
		7	7	Flowering duration
		8	8	Modalité of management
	Functional composition of SNH	9	9	Composition of hedges
		10	10	Flowering of hedges
		11	11	Composition of agroforestry elements
		12	12	Importance of woody elements
	Functional management of SNH	13	13	Support of nutritive resources
		14	14	Support of shelters or overwintering sites or cavities
		15	15	Number of strata or vegetation layers
		16	16	Management of hedges and woody elements
	Functional composition of SNH	17	17	Composition of water elements
		18	18	Management of ditches ripisylves ponds
		19	19	Use of fertilizers and pesticides2021
		20	20	Burning of SNH
	Functional management of SNH	21	21	Export of mowing products
		22	22	Specific result-based measures of SNH management to improve biodiversity
		23	23	Share of SNH plot scale
		24	24	Connectivity of SNH
	Diversity of SNH	25-33		
Characterization of farming practices	Promotion of cultivated and wild biodiversity	34-46		
	Inputs management (fertilizer, pesticide, ...)	47-48		
	Water management	49-57		
	Soil management	58-64		
	Livestock	65		
	Inputs management (fertilizer, pesticide, ...)	66		
Characterization of socio-economic system	Livestock	67-70		
	Farm performances monitoring	73-76		
	yearAwareness of farmer and workerNever1	77-78		

Tableau 4-4. Vue d'ensemble des indicateurs en lien avec le cadre européen IRENA.

Indicateur	Classe DPSIR
Consommation de fertilisants	Force-motrice (D)
Consommation de pesticides	Force-motrice (D)
Changement d'usage des terres	Force-motrice (D)
Gestion des pratiques	Force-motrice (D)
Intensification/extensification	Force-motrice (D)
Spécialisation/diversification	Force-motrice (D)
Marginalisation	Force-motrice (D)
Changement de couverture de sol	Pression (P)
Surface en haute valeur naturelle	Pression (P)
Évolution des populations des oiseaux	État (S)
Impacts sur les habitats et biodiversité	Impact (I)
Surface avec aides agro-environnementales	Réponse (R)
Surface en zone de production	Réponse (R)
Surface en agriculture biologique	Réponse (R)

4.1.3.2. Agrégation complète

Somme de notes

Nous n'avons pas trouvé d'application des méthodes MAUT et AHP à la biodiversité. Cependant, la méthode AHP a été utilisée pour la cartographie des zones à bonne aptitude pour la culture du thé, et pourrait être utilisée potentiellement pour des sujets similaires. En revanche, la somme de notes est couramment utilisée pour l'évaluation de la biodiversité et quatre exemples sont présentés ci-dessous : Credit point, IDEA4, SALCA BD et BASIC.

Credit point

La méthode Credit point (Birrer *et al.*, 2014) développée en Suisse repose sur un système de notations de pratiques de gestion des paysages agricoles en se focalisant sur la gestion des zones de compensation écologique ou encore les infrastructures agroécologiques (Tableau 4-5). Ce système de notation repose sur des choix d'experts.

Tableau 4-5. Tableau de notation de la méthode Credit Point.

Contents and assignment of points in the credit point system (CPS).

Assessed data/ options yielding credit points	Definition/content	Credit point assignment and range of scores
A Average field/parcel size	A plot cultivated with one crop or grassland/pastures. Average parcel size = $(UAA^a - ECA^b) / \text{number of fields}$.	1–3 points, with smaller parcels yielding more points (only inverse relationship between a measurement and credit point assignment)
Number of land-use types	Arable crops, mown grass, pastures, litter meadows (similar to rush pastures, but cut rather than grazed and originally used as litter for cattle), horticultures, vineyards, vegetables, other special/permanent crops.	1–3 points
B ECAs – registered	To receive any subsidy payments (direct payments), farmers must manage at least 7% of their UAA as ecological compensation areas (cross-compliance). There is a defined set of ECA types which can be registered and for which payments can be received.	ECAs are summed and calculated as percentage of UAA. 1 to 6 points if ECAs account for more than 7% of UAA.
ECAs – high quality	Farmers can apply for extra payments for ECAs with a high ecological quality (monitored and verified periodically by experts).	A certain threshold of high-quality ECAs will yield 2 to 6 additional points.
ECAs – structurally enriched	ECAs can be structurally enriched by stone walls, ponds and pools or by retaining at least 5% of rough grass.	2–6 points
ECAs – size	High-quality ECAs larger than 0.25 ha. These ECAs are divided into 0.25-ha-units. An ECA of 1 ha thus equals four 0.25-ha-units.	All units are summed for the point score. 2 to 6 points
ECA – spatial distribution	Number of ECA which are larger than 0.1 ha on arable and grassland, respectively. Several, homogeneously distributed ECAs of a certain minimum size (0.1 ha) will improve connectivity of habitats on a farm.	Number of ECAs per 20 ha arable and grassland, respectively is calculated. 2 to 6 points
C Arable options	Skyllark plots (undrilled patches), wider sown rows, spring crops, catch crops, under-sown crops, wildflower area management, no pesticide, no growth regulators, no herbicides, no mechanical weeding after mid-April.	0.5–2 points per option based on the proportion of arable and grassland
Grassland options	In extensively managed ECA grassland: use of bar mowers, staggered mowing, no-input meadows in fruit orchards, double fences. Intensively managed grassland: no silage, use of bar mowers.	0.5–2 points per option based on the proportion of arable and grassland
Further options	Structured forest edges, genetic diversity: Heritage breeds/heirloom crops, specific measures for defined target species (monitored by experts).	0.5–2 points based on the proportion of arable and grassland

^a UAA = utilised agricultural area.

^b ECAs = Ecological Compensation Areas (options of the Swiss agri-environment scheme).

IDEA4

La biodiversité est abordée dans la méthode IDEA4 (Zahm *et al.*, 2023) au travers de 5 indicateurs de diversité fonctionnelle : diversité des espèces cultivées, diversité génétique, diversité temporelle des cultures, qualité de l'organisation spatiale, et gestion des insectes pollinisateurs et des auxiliaires des cultures. Ces indicateurs sont calculés grâce à un système de notation reposant sur une somme de notes (Figure 4-3). On retrouve ce type d'approche dans la méthode AGRIBEST (CDC Biodiversité, 2023), plus centrée sur les services écosystémiques et l'indice de régénération calculé pour les démarches d'agriculture régénérative (CDC Biodiversité, 2023).

MODALITÉS DE DÉTERMINATION	
Item 1 - Mode de gestion des zones de régulation écologique..... 2 (haie, bande enherbée...) Sans pesticides et avec un entretien écologique... 2 Sans pesticides et avec un entretien intensif 1 Avec pesticides..... 0	Entretien écologique : fauche tardive (pas de broyage) et gestion pluriannuelle de la haie (mise de place d'un plan de gestion des haies avec programmation des entretiens, respect des périodes de floraison, gestion de l'intensité de prélèvement de bois, etc.) Entretien intensif : broyage ou fauche précoce, entretien des haies abimant les arbres (lamier agressif), non-respect des périodes de floraison, etc.
Item 2 - Usage d'insecticides Part de la SAU ou du cheptel ayant reçu au moins un insecticide (sur une année), traitement de semences inclus. 0% 2 De 1 à 30% 1 Plus de 30% 0	2 Si présence de végétaux et d'animaux, prendre le plus fort pourcentage d'usage d'insecticides entre ceux calculés sur le cheptel et la SAU.
Item 3 - Accueil de pollinisateurs sauvages Pratiques favorisant les espèces mellifères à destination des insectes pollinisateurs et permettant une floraison échelonnée au cours de l'année. Présence 1 / Absence 0	1 Exemples de pratiques favorables aux pollinisateurs sauvages : - implantation d'espèces mellifères (jachères, bandes fleuries, prairie) allant jusqu'au stade floraison ; - fauche partielle (bande de luzerne fleurie, prairie fleurie, etc.).
► Évaluation dans l'approche par dimensions Score = somme des items plafonnée à 5	► Évaluation dans l'approche par propriétés Somme des items : 0 ou 1 : défavorable 2 ou 3 : intermédiaire 4 ou 5 : favorable

OBJECTIFS :

1. Préserver les ressources naturelles (biodiversité, sol, eau et air)
3. Préserver et/ou développer les paysages
5. Contribuer à la sécurité et à la souveraineté alimentaire
10. S'inscrire dans des démarches ou engagements responsables

PROPRIÉTÉS : Capacité productive et reproductive de biens et services

Figure 4-3. Extrait du système de notation de la méthode IDEA4 (Zahm et al., 2023).

SALCA BD

La méthode SALCA-BD repose sur une notation des pratiques selon leur impact positif sur la biodiversité (11 taxons différents, et pour 6 taxons, il y a un calcul supplémentaire pour les espèces de liste rouge ; Jeanneret *et al.*, 2014). A la différence des exemples précédents, ces notes reposent sur un corpus bibliographique très large (360 articles et livres), complété par l'expertise. Des notes d'impact entre 1 et 5 ont été déterminées pour chaque composante de pratique (dose, date, type d'intrant, fréquence, etc.) et sont pondérées par une note d'importance de la composante de la pratique dans l'habitat ou la culture (moyenne des deux). Les notes pondérées sont agrégées pour chaque pratique (ex : fertilisation N) soit au travers de la moyenne, soit au travers de la valeur minimum. Enfin, une moyenne des notes des différentes pratiques est calculée. Si cette méthode est très précise pour le grain des pratiques décrites et le nombre de taxons pris en compte, les méthodes d'agrégation reposent sur des approches « classiques » de somme, moyenne ou minimum, avec les limites évoquées précédemment. Enfin, les interactions restent faiblement prises en compte. Cet indicateur a fait l'objet d'une validation des sorties par rapport à des données expérimentales (Lüscher *et al.*, 2017 ; Klein *et al.*, 2023). Un extrait du calcul est montré dans le Tableau 4-6 (Jeanneret *et al.*, 2006).

Tableau 4-6. Extrait du système de notation de la méthode SALCA-BD (Jeanneret et al., 2006).

Mode d'exploitation - Niveau I	Mode d'exploitation - Niveau II	Mode d'exploitation - Niveau III	Coefficient final 'Exploitation' CfinE	Coefficient final 'Habitat' CfinH	Coefficient de pondération final Cfin
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Traitement plante par plante	4	8	6
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Type	1	8	4.5
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Type	1	8	4.5
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Surface	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Surface	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Surface	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Surface	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Date (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Date (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes: herbicide	Date (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes	Fréquence (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes	Fréquence (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes	Fréquence (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des mauvaises herbes	Fréquence (dérangement)	6	8	7
Protection des plantes	Régulation des campagnols	Pièges	1	8	4.5
Protection des plantes	Régulation des campagnols	Appâts	1	8	4.5
Protection des plantes	Régulation des campagnols	Gazage	1	8	4.5
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Nombre d'utilisations	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Date (dérangement)	8	8	8
Utilisation		Technique de fauche	8	8	8
Utilisation		Technique de fauche	8	8	8
Utilisation		Technique de fauche	8	8	8
Utilisation		Hauteur	8	8	8
Utilisation		Hauteur	8	8	8

BASIC

La méthode développée par le BASIC (Alliot *et al.*, 2021) pour la problématique « érosion de la biodiversité » repose sur des déterminants pour deux sous-problématiques : la dégradation, fragmentation et perte d'habitats, et les risques d'exposition des espèces sauvages aux substances toxiques. Chaque déterminant peut être relié directement à une ou plusieurs sous-problématiques et inversement, chaque sous-problématique peut être causée par un ou plusieurs déterminants. Les déterminants sont reliés entre eux par des liens présumés de causalité établis sur la base de la bibliographie. Tout déterminant qui est une cause immédiate d'une sous-problématique (i.e. sans intermédiaire) est appelé « déterminant direct » de cette sous-problématique. Toutes les sous-problématiques ont le même poids sur la problématique « érosion de la biodiversité ». Les déterminants incluent par exemple l'absence de surfaces en infrastructures agroécologiques, le recul de prairies permanentes, l'intensification de l'usage des prairies ou le volume élevé d'antibiotiques utilisés (Figure 4-4).

$$y_{A...s}(x_A, \dots, x_s) = 1 - \sqrt[p]{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s (1 - y_i(x))^p} \quad (1)$$

$$y_{A...s}(x_A, \dots, x_s) = \sqrt[p]{\frac{1}{s} \sum_{i=1}^s (y_i(x))^p} \quad (2)$$

avec $y_i(x)$ la valeur de contribution de la pratique i à la biodiversité, S le nombre de pratiques et p un paramètre qui détermine le niveau de compensation, $p=2$ permettant une compensation totale alors que $p=5$ conduit à une fonction bien plus stricte.

On obtient une moyenne pondérée d'impact sur la biodiversité, qui est ensuite intégrée en fonction de l'« hémérobie » du milieu, qui correspond au complémentaire de la naturalité du milieu.

Tableau 4-7. Liste des pratiques et variables de biodiversité pris en compte dans la méthode BVI (Lindner et al., 2019).

	Criterion/Parameter	Parameter Value	Criterion Value	Criterion Weight	Weighted Contribution [BVI]
A.1	Diversity of weeds				
A.1.1	Number of weed species	0.241	0.530	0.2	0.106
A.1.2	Existence of rarer species	0.710			
A.2	Diversity of structures				
A.2.1	Elements of structure in the area	0.424	0.300	0.2	0.060
A.2.2	Size of cuts	0.000			
A.3	Soil conservation				
A.3.1	Intensity of soil movement	0.184	0.257	0.2	0.051
A.3.2	Ground cover	0.006			
A.3.3	Crop rotation	0.931			
A.4	Fertilisation				
A.4.1	Share of farm manure	1.000	0.068	0.2	0.014
A.4.2	Ratio manure vs. slurry	1.000			
A.4.3	Share of synthetic fertiliser	0.000			
A.4.4	Share of slurry and synthetic fertiliser beyond growth period	1.000			
A.4.5	Intensity of fertilisation	0.136			
A.5	Pest control				
A.5.1	Input of pesticides	0.108	0.708	0.2	0.142
A.5.2	Share of mechanical/biological pest control	0.995			
				BV _{arable}	0.373
				BV _{local}	0.353

Arbres de décision basés sur l'outil DEXi

Plusieurs modèles basés sur l'outil DEXi et appliqués à la biodiversité sont listés dans le Tableau 4-8. Certains n'évaluent pas la biodiversité de manière explicite (IBEA, Biotex) alors que d'autres couvrent 4 à 7 groupes taxonomiques. La complexité de ces arbres est en général assez élevée. Il est à noter que la méthode I-BIO prend en compte de manière explicite les effets directs et indirects via le réseau trophique. Ainsi, l'évaluation de l'impact des pratiques sur les vertébrés intègre l'impact sur la flore et les invertébrés qui sont des ressources trophiques pour les vertébrés.

Arbres de décision flous

Le Tableau 4-9 montre des exemples d'utilisation des arbres de décision flous, dont deux ayant utilisé la méthode CONTRA (Bockstaller et al., 2017). Ces arbres sont de complexité variable, la complexité étant liée à l'échelle spatiale (Figure 4-5). Ainsi la méthode Niva Biodiversité destinée à être utilisée à une échelle territoriale est la plus simple. Cette

dernière estime un degré d'appartenance des situations évaluées au domaine de validité (*novelty index*) pour exclure les situations en dehors de ce domaine.

Tableau 4-8. Comparaison de différentes méthodes basées l'outil DEXi et évaluant les impacts sur la biodiversité.

	IBEA	Biotex	MASC 2.0 ^(b)	DEXIPM ^(b)	DEXi CSC ^(b)	I-BIO
Référence	(Anonymous, 2011)	(Anonymous, 2011)	(Craheix <i>et al.</i> , 2012)	(Pelzer <i>et al.</i> , 2012)	(Hawes <i>et al.</i> , 2019)	(Soulé <i>et al.</i> , 2023)
Système évalué	Agriculture	Territoire agricole, exploitation	Grandes cultures	Grandes cultures ^(a)	Grandes cultures	Grandes cultures
Définition de la biodiversité (taxons)	Non explicite	Non explicite	Microbes sol, Plantes Invertébrés sol Invertébrés volants	Plantes Auxiliaires sol Auxiliaires volants Pollinisateurs	Plantes Invertébrés décomposeurs, Herbivores, Parasitoïdes, Prédateurs, Pollinisateurs, Vertébrés	Microbes sol, Plantes Invertébrés sol Invertébrés volants Vertébrés
Nombre de variables explicatives prises en compte	33	24	6	13	22	12
Accès au détail sur les variables	?	oui	oui	oui	?	oui
Hierarchisation (nombre de niveaux)	Oui (6)	Oui (3)	Oui (3)	Oui (5)	Oui (4)	Oui (5)
Validation	Non	Non	Non	Non	?	Oui
Commentaire général	Trop généraliste	Indicateurs de base intéressants et constituent une méthode en soi	Les prairies sont incluses. Peu prédictifs	Prise en compte services écosystémiques de régulation	Prise en compte services écosystémiques de régulation	Prise en compte fine des pratiques, effets directs et indirects

^(a) Un travail a été réalisé sur d'autres systèmes de production (Angevin *et al.*, 2017)

^(b) Seule la partie biodiversité a été prise en compte

Tableau 4-9. Comparaison de différentes méthodes basées sur des arbres de décision flous et évaluant les impacts sur la biodiversité.

	Keichinger	MODAM	BioSyScan	Niva Biodiversité
Référence	(Keichinger, 2001)	(Sattler <i>et al.</i> , 2010)	(Dallaporta <i>et al.</i> , 2023) ^(a)	(Bockstaller <i>et al.</i> , 2021)
Système évalué	Polyculture et élevage	Grandes cultures	Grandes cultures, (prairies, cultures pérennes)	Territoire agricole
Définition de la biodiversité (taxons)	Lièvre, lapin, perdrix, faisan	Crapaud, alouette, lièvre, syrphes, plantes sauvages	Espèces mobiles, inféodées au sol	Indice de multidiversité basé sur 7 taxons
Nombres de variables explicatives	6 ^(b)	11	8	4
Détails sur variables	oui	oui	oui	oui
Hierarchisation et nombre de niveaux	oui (3)	non	oui (3)	non
Validation	non	non	non	non
Construit avec CONTRA	non	non	oui	oui
Commentaire général	Centré sur valeur cynégétique	Approche originale inscrite dans une évaluation multicritère	Complexité intermédiaire, développé dans le contexte de l'affichage environnemental	Echelle territoriale, dérivé d'une étude à large échelle (Sirami <i>et al.</i> , 2019)

^(a) : données sur grandes cultures ; ^(b) : elles-mêmes basées sur un indicateur prédictif (ex : risque pesticides)

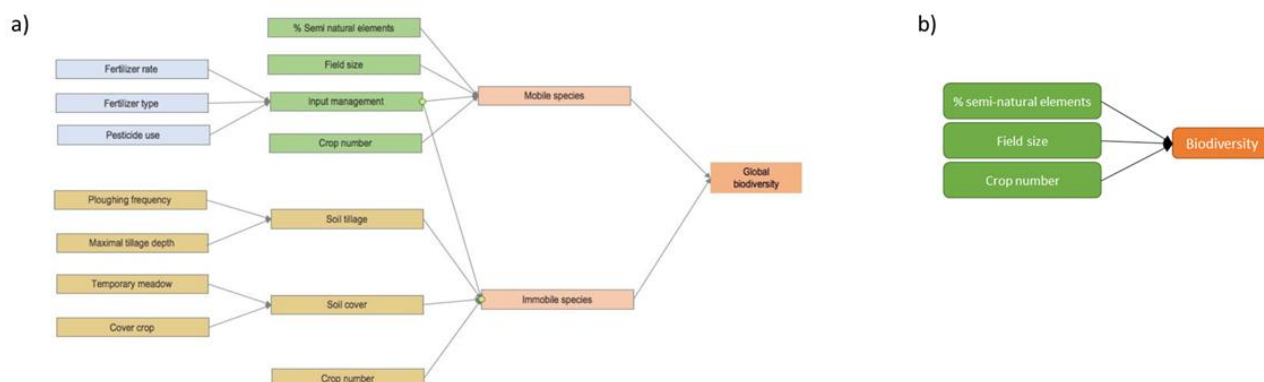


Figure 4-5. Structure des arbres de décision des méthodes **a) BioSyScan** (Dallaporta *et al.*, 2023) et **b) Niva Biodiversité** (Bockstaller *et al.*, 2019).

4.1.4. Conclusion

Cette courte revue, non exhaustive, confirme la diversité des approches utilisées pour l'agrégation de l'effet des pratiques sur la biodiversité (voir références des revues existantes dans Gésan-Guizieu *et al.* (2020). Elle met en lumière les atouts et limites des différentes approches.

Bien que très intuitive, la méthode de la somme des notes (ou la moyenne) est associée à une forte subjectivité et une hypothèse d'additivité qui ne permet pas de prendre en compte les interactions entre pratiques. Elle ne paraît donc pas pertinente pour évaluer l'effet des labels sur la biodiversité. La méthode basée sur les arbres de décision permet en partie de pallier ces difficultés. Bien que très convivial, l'outil DEXi génère cependant un manque de transparence, une explosion combinatoire et des effets de seuil. Les arbres de décision flous permettent de remédier à ces problèmes. D'un point de vue opérationnel, l'informatisation de la méthode CONTRA sur la plateforme MEANS¹ permet de faciliter la conception d'indicateurs basés sur les arbres de décision flous. Cette méthode est donc à la fois pertinente et opérationnelle pour développer une méthode d'évaluation de l'effet des labels sur la biodiversité. C'est donc la première piste que nous explorons pour évaluer l'impact des pratiques mentionnées dans les cahiers des charges des labels sur la biodiversité (section 4.3).

Parmi les autres méthodes existantes, la méthode BVI a déjà fait l'objet d'une adaptation à la base de données française Agribalyse afin de proposer un indicateur de biodiversité à la parcelle qui viendrait compléter les indicateurs d'impact environnemental existants du cadre ACV pour l'affichage environnemental des produits alimentaires. Cette adaptation présente cependant plusieurs limites : le faible échantillon disponible dans la base de données Agribalyse, l'absence de prise en compte des variables paysagères (taille des parcelles, diversité des cultures, densité de haies), et l'absence de pondération de l'effet des différentes pratiques agricoles sur la biodiversité (Lindner *et al.*, 2022). Il nous semble cependant possible de dépasser ces limites en mobilisant les données statistiques (comptables et cartographiques) disponibles pour un grand nombre d'exploitations agricoles françaises, labellisées et conventionnelles. C'est donc la seconde piste que nous explorons pour évaluer l'impact des pratiques réalisées dans les exploitations labellisées sur la biodiversité (section 4.4).

¹ <https://means.inrae.fr/>

4.2. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des cahiers des charges

4.2.1. Introduction

Cette section est consacrée au développement de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel pour évaluer *a priori* (ou *ex ante*) l'impact des pratiques potentielles induites par les cahiers des charges des labels sur la biodiversité. Ce travail vise à faire la preuve du concept en prenant l'exemple du groupe taxonomique des plantes sauvages, et en nous focalisant sur la variable essentielle de biodiversité (EBV) « diversité taxonomique ». Dans cette section, nous faisons le choix de travailler sur un impact par unité de surface et non par quantité de produit, car les données disponibles dans la littérature sont exprimées ainsi.

A partir de la revue des méthodes d'agrégation de la section 4.2, nous avons retenu la méthode CONTRA (Bockstaller *et al.*, 2017) utilisant les arbres de décision flous pour l'agrégation des variables. Pour le choix des variables et le paramétrage (seuils, pondérations, etc.), nous nous sommes appuyés sur les données de la revue de littérature (chapitre 3). Après une description des principes généraux de l'indicateur dans la section 4.3.2, nous présentons la construction de l'indicateur puis son application aux grandes cultures dans les sections 4.3.3 et 4.3.4, puis le cas des prairies et produits animaux dans les sections 4.3.5 et 4.3.6. Enfin, nous discutons ces résultats et présentons les perspectives de développement de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel dans la section 3.3.7.

4.2.2. Principes généraux de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel

En bref : L'indicateur CONTRA-BiodivLabel repose sur la méthode des arbres de décision flous. La construction de l'arbre de décision et le paramétrage des formes et tailles d'effet des pratiques sur la biodiversité reposent sur la revue de la littérature présentée dans le chapitre 3.

4.2.2.1. Présentation des arbres de décision flous

La construction d'un indicateur à partir de la méthode CONTRA comprend quatre étapes présentées dans la Figure 4-6. Dans cette section, nous nous focalisons sur les étapes 1 et 2 : la définition de la variable de sortie, la sélection des variables d'entrée, la structuration de l'arbre de décision et son paramétrage, puis la mise en classe floue des variables au travers du paramétrage des variables (*Fuzzyfication*). Les étapes 3 et 4 ne sont pas détaillées car elles ne reposent que sur un seul choix des concepteurs de l'arbre de décision. Pour l'étape 4, nous avons utilisé le produit (et non le minimum) comme opérateur.

Définition de la variable de sortie

Nous évaluons l'impact des pratiques agricoles sur la richesse spécifique des plantes dans les paysages agricoles, à la fois dans les parcelles agricoles et dans les habitats semi-naturels adjacents, également appelés éléments semi-naturels (ESN), en particulier les haies.

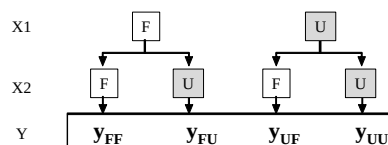
Sélection des variables d'entrée et paramétrage

Nous prenons en compte les pratiques agricoles qui ont un impact avéré sur la biodiversité d'après la revue de littérature du chapitre 3. Étant donné que ces pratiques ainsi que leur effet sur la biodiversité varient en fonction du système agricole considéré, notamment entre grandes cultures et prairies, nous détaillons ces variables d'entrée et le paramétrage associé dans les sections dédiées à la construction de l'indicateur en grandes cultures (section 4.3.3) et l'indicateur en prairie (section 4.3.5).

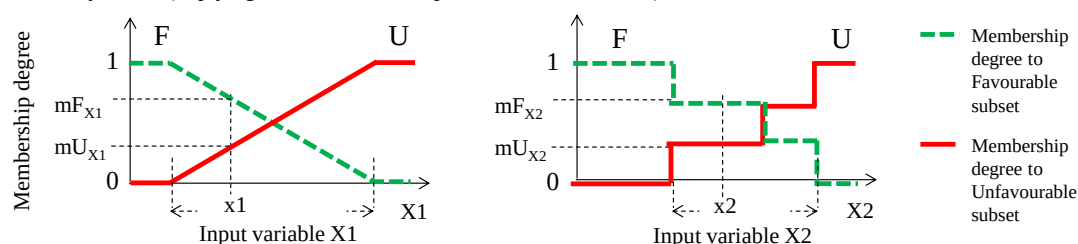
Design of a decision tree with two input variables X1, X2, one output variable Y, and with two fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U).

Step 1: Definition of the decision rules.

With 2 input variables, four rules have to be defined: e.g. “If X1 is F and X2 is F, then $Y=Y_{FF}$ ” with Y_{FF} output when X1 and X2 are favourable (F), Y_{FU} output when X1 is favourable (F) and X2 unfavourable (U), etc.



Step 2: Fuzzification: definition of fuzzy subsets and membership function calculating the degree of membership of X1 and X2 (taking value x1 and x2) to the fuzzy subsets (favourable F and unfavourable U): $m_{F_{X_i}}$ and $m_{U_{X_i}}$ are the membership degree of input variable X_i for subsets F and U, respectively. A value of 1 expresses a total membership to one fuzzy subset (implying that the membership to the other subset is 0)



Step 3: Use of an Operator (OP) to calculate the truth value of each rule

e.g. if X1 is F and X2 is U then $m_{FU} = OP(m_{F_{X_1}}, m_{U_{X_2}})$ with m_{FU} : truth value of the given rule, OP: operator (e.g. minimum, product)

Step 4: Defuzzification: Calculation of the output value (Y) as the barycentre of the conclusion values of the rules weighted (Y_{FF} , Y_{FU} , Y_{UF} and Y_{UU} in the example) by the truth value of each rule (m_{FF} , m_{FU} , m_{UF} and m_{UU} in the example) :

$$Y = \frac{(Y_{FF} \times m_{FF} + Y_{FU} \times m_{FU} + Y_{UF} \times m_{UF} + Y_{UU} \times m_{UU})}{(m_{FF} + m_{FU} + m_{UF} + m_{UU})}$$

Figure 4-6. Exemple simplifié d'un arbre de décision flous (Bockstaller et al., 2017).

4.2.2.2. Données sur l'effet des pratiques sur la biodiversité

Pour construire l'indicateur, nous utilisons principalement la base de données issue des méta-analyses et études à large échelle portant sur les effets des pratiques sur la biodiversité (chapitre 3). En complément, nous utilisons des articles de la littérature scientifique pour pallier les manques de la base de données. Pour les plantes sauvages, la base de données contient 75 données pour les variables de diversité (Tableau 4-10). L'indice de Shannon est très populaire (Magurran, 2004).

Tableau 4-10. Décompte des données retenues pour différentes variables de diversité.

Description de la variable de diversité	Nombre de données par variable
Richesse spécifique	51
Richesse spécifique pour espèces abondantes	1
Richesse spécifique pour espèces rares	1
Indice de diversité Shannon	12
Indice de diversité Simpson inversé	3
Indice de diversité Simpson	2
Diversité (variable non précisée ou plusieurs indices mélangés)	2
Richesse spécifique/équitabilité/abondance	2
Non spécifié	1
Total	75

4.2.2.3. Paramétrage de la taille d'effet des pratiques

Les modalités de pratiques testées et les modalités de pratiques témoin ont été regroupées en catégories génériques (ex : la catégorie ESN regroupe ainsi les modalités « ESN », « Beaucoup D'IAE », « Paysage complexe », etc.) pour faciliter le traitement des données de taille d'effet (Tableau 4-11).

Tableau 4-11. Regroupement des modalités des pratiques comparées pour les études retenues (n=75).

Sous-famille de pratiques	Modalité testée (regroupement)	Modalité témoin (regroupement)	Regroupement
Milieux semi-naturels et IAE	Eléments semi-naturels (ESN)	Cultures	ESN/Cult
Milieux semi-naturels et IAE	Jachère	Cultures	ESN/Cult
Milieux semi-naturels et IAE	Beaucoup D'IAE	Peu D'IAE	ESN
Milieux semi-naturels et IAE	Paysage Complexe	Paysage Simple	ESN
Configuration parcellaire	Petites Parcelles	Grandes Parcelles	Tparc
Choix des cultures	Cultures Diversifiées	Cultures Peu Diversifiées	DivCult
Choix des cultures	Agroforesterie	Monoculture	AgroForest
Implantation des couverts	Ombrage agroforestier > 30%	Forêt	OmbCac
Implantation des couverts	Ombrage agroforestier < 30%	Forêt	OmbCac
Implantation des couverts	Plante De Couverture	Absence	PICouv
Travail du sol	Travail	Non-Travail	Tsol
Travail du sol	Travail	Travail Réduit	Tsol
Fertilisation	Fertilisation Minérale	Sans Fertilisation	FertNmin
Fertilisation	Fertilisation Minérale	Sans Fertilisation	FertPmin
Traitements	Nombre de Passages/Fréquence	Sans Traitement	Herbi
Irrigation	Irrigué	Sans Irrigation	Irrig
Entretien des couverts	Nombre d'événements de gestion	Absence	TypeIAE
Récolte/pâturage	Fauche	Pâturage	Fau/Pat
Récolte/pâturage	Fauche Des Bandes Enherbées	Absence	FauchBE
Récolte/pâturage	Fauche Des Interrangs	Absence	FauchIntrg
Récolte/pâturage	Fauche Ou Pâturage	Abandon	Aban
Récolte/pâturage	Pâturage Modéré Ou Faible	Sans Pâturage	PatInt
Récolte/pâturage	Pâturage Intensif	Sans Pâturage	PatInt
Récolte/pâturage	Pâturage Mixte	Sans Pâturage	Patmod
Récolte/pâturage	Pâturage Mixte	Pâturage Monospécifique	Patmod
Récolte/pâturage	Pâturage Continu	Pâturage En Rotation	Patmod
Récolte/pâturage	Pâturage de Printemps	Sans Pâturage	PatPériod
Récolte/pâturage	Pâturage Estival	Sans Pâturage	PatPériod
Récolte/pâturage	Pâturage Toute L'Année	Sans Pâturage	PatPériod

Le nombre de données disponibles varie ainsi entre les regroupements de modalités de pratiques comparées (par ex. Tsol = travail du sol *versus* pas de travail de sol réduit ou absent). Nous avons notamment plus de données pour la fertilisation azotée minérale (FertiNmin), les herbicides (Herbi), le pâturage (PatInt) et les éléments semi-naturels (ESN), que pour les autres. Pour certains regroupements de modalités de pratiques comparées, comme l'irrigation ou la fauche des bandes enherbées (BE), nous n'avons qu'une seule donnée (Tableau 4-12).

Pour chaque regroupement de modalités de pratiques, nous avons estimé la taille d'effet, c'est-à-dire le pourcentage de variation, soit quantitativement quand les données permettaient un calcul de moyenne des tailles d'effet, soit qualitativement sur une échelle à 5 classes calée sur des valeurs de % de variation (Tableau 4-13) quand les données ne permettaient pas de faire une moyenne (par ex. dans le cas de méta-analyses utilisant des méthodes non compatibles).

Tableau 4-12. Nombre de données disponibles sur l'impact des pratiques sur la biodiversité pour chaque regroupement de modalités de pratiques (voir signification des catégories dans le Tableau 4-11).

Regroupement de modalités de pratiques	Nombre de données
Aban	1
AgroF	1
CultDiv	2
Cult-ESN	1
Fauchttrg	1
FertiNmin	14
FertiPmin	1
Herbi	9
ESN	9
OmbCac	5
Pat/fauche	1
Patint	9
Patmod	7
PatPériod	3
PICouv	1
Tparc	2
Tsol	7
TypeESN	1
Total	75

Tableau 4-13. Mise en classe des tailles d'effet.

% variation	0	]0 ; 20]	]20 ; 40]	]40 ; 60]	]60 ; 80]	> 80
Classe effet	Nul	Faible (f)	Faible-moyen (fm)	Moyen (m)	Moyen-Elevé (mE)	Elevé (E)

Le Tableau 4-64, en Annexe 4-1, présente les valeurs pour les grandes cultures (GC), prairies et cultures pérennes. Des explications sont données dans la colonne commentaire. Trois exemples de paramétrage de la taille d'effet sont donnés dans le Tableau 4-14. Dans le cas de la fertilisation minérale sur prairie, nous avons pu calculer un effet moyen. Pour la diversité des cultures, nous avons calé les valeurs de paramètres à dire d'expert comme décrit dans le Tableau 4-14. Le dernier exemple concerne les herbicides (Herbi) pour lesquels les tailles d'effet sont des paramètres de modèles difficilement interprétables car non exprimés en % de variation. En s'appuyant sur le fait que ces substances ont un effet direct sur les plantes, nous avons décidé par expertise d'attribuer un effet « élevé » (E).

Tableau 4-14. Trois exemples de paramétrage de la taille d'effet (en valeur moyenne ou classe ; voir Tableau 4-13). L'ensemble des données est présenté dans le Tableau 4-63 (Annexe 4-1).

Type de méta-analyse	Sens de la taille effet (positif, nul, négatif)	Taille effet telle que mentionnée dans l'étude (valeur absolue)	Taille effet corrigée en % (valeur absolue)	Regroupement CB	Effet	Sens effet	Taille effet GC	Taille effet prairies	Taille effet pérennes	Commentaire
	positif									
	positif	5,83		CultDiv	1	Positif	f			Effet faible pour CR 4 fois moins que 3.14 pour IAE et Tpar, Pour Poinas, 5,83 de % de variation expliqué = faible (en fait juste pour un rayon de 75 km, pas d'effet sur des rayons de 0 et 40 km? Extrapolation aux prairies
										Effet faible pour CR 4 fois moins que 3.14 pour IAE et Tpar, Pour Poinas, 5,83 de % de variation expliqué = faible ? Extrapolation aux prairies
Hedges'd	negatif	0.78		CultDiv	1	Positif	f			17 % = f et 3 sur 4 négatif donc f
%changes	negatif	17	17	FertiNmin	1	négatif	f			
	negatif	1.47		FertiNmin	1	négatif	f			
	nul	0	0	FertiNmin	1	négatif	f			
InRR	negatif			FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
mean difference	negatif	2.75		FertiNmin	1	négatif		29		
weighted (InR)	negatif	0.136	42	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
weighted (InR)	nul	0	0	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
InRR	negatif		11.8	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
InRR back-transform	negatif	60	60	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
InRR back-transform	negatif	10	10	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
Hedges'g	negatif	0.52	52	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
InRR back-transform	negatif	20	20	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
InRR back-transform	negatif	45	45	FertiNmin	1	négatif		29		Moyenne des données utilisables
	negatif	0.21		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	0.26		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	0.35		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	1.24		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	0.81		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	nul	0	0	Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	0.028		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	0.22		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB
	negatif	1.28		Herbi	1	négatif	E		E	Expertise de CB

4.2.3. Construction de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel en grandes cultures

En bref : Après avoir défini les principes généraux de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel, nous présentons dans cette section la construction de l'indicateur pour la diversité des plantes sauvages dans le contexte des grandes cultures. Cette déclinaison fait l'objet d'un paramétrage de l'arbre de décision adapté à ce contexte.

4.2.3.1. Sélection des variables d'entrée

L'analyse de la littérature scientifique (chapitre 3), qui a abouti au Tableau 4-64 (en Annexe 4-1), nous a permis de sélectionner les variables d'entrée de l'arbre de décision qui sont listées au Tableau 4-15. Cependant, pour la fertilisation azotée, nous n'avons des données que sur la fertilisation minérale. Or certaines publications (Rotchés-Ribalta *et al.*, 2020 ; Kordbacheh *et al.*, 2023) ont montré que c'est plus la quantité d'azote que la forme d'azote qui influe sur la diversité des espèces d'adventices dans la parcelle cultivée. De même, les apports d'azote sous forme minérale ou organique entraînent une augmentation des teneurs en azote minéral du sol, ce qui favorise des espèces nitrophiles compétitives (Cordeau *et al.*, 2021). Ces éléments nous ont conduits à privilégier la dose d'azote totale.

Par ailleurs, pour les ESN, il n'y a pas que la densité qui joue un rôle mais aussi la largeur des ESN (Ma *et al.*, 2002) dans le cas des ESN linéaires, bandes enherbées, fleuries, haies. Ces éléments sont affectés par les pratiques agricoles des parcelles via la dérive des pesticides ou encore des engrais. Cet impact est étudié depuis de longues années (Kleijn et Snoeijs, 1997 ; de Snoo et van der Poll, 1999). Mais faute de données, nous n'avons pas retenu cette variable.

Tableau 4-15. Sélection des variables d'entrée de l'arbre de décision CONTRA-BiodivLabel.

Variable	Abréviation (dans le texte)	Sens
Densité d'éléments semi-naturels	ESN	Impact positif, plus élevé = favorable
Taille des parcelles	TParc	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Diversité des cultures	DivCult	Impact positif, plus élevé = favorable
Utilisation d'herbicides	Herbi	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Dose totale d'azote	Ntot	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Travail du sol	TSol	Impact négatif, plus élevé = défavorable

4.2.3.2. Structuration de l'arbre de décision

Dans la méthode CONTRA, il est possible d'agréger au maximum 5 variables à un niveau (nœud) de l'arbre pour limiter l'explosion combinatoire. Par ailleurs, les connaissances disponibles permettent dans certains cas de proposer des pondérations entre variables au sein des deux grandes familles de variables explicatives paysagères et de pratiques culturales qui ressortent du Tableau 4-15. En revanche, il manque des connaissances quantitatives sur les interactions entre pratiques. Ces éléments nous ont conduits à proposer la structure suivante de l'arbre de décision agrégeant les 6 variables du Tableau 4-15 selon les 3 niveaux suivants (Figure 4-7) :

- Au niveau 1 :
 - L'impact sur la diversité des plantes dans les SNE (DivPI_ESN)
 - L'impact sur la diversité des plantes dans les parcelles (DivPI_Parc)
- Au niveau 2 respectivement :
 - Pour la variable DivPI_ESN :
 - la variable ESN
 - la variable Herbi
 - la variable Ntot
 - Pour la variable DivPI_Parc :
 - une variable de Gestion du Paysage (Paysage)
 - une variable de Pratiques parcellaires (PratiquesParc)

- Au niveau 3 respectivement :
 - Pour la variable Paysage :
 - la variable ESN
 - la variable TParc
 - une variable de diversité des cultures (DivCult)
 - Pour la variable Prat_Parc :
 - la variable Herbi
 - la variable Ntot
 - la variable TSol

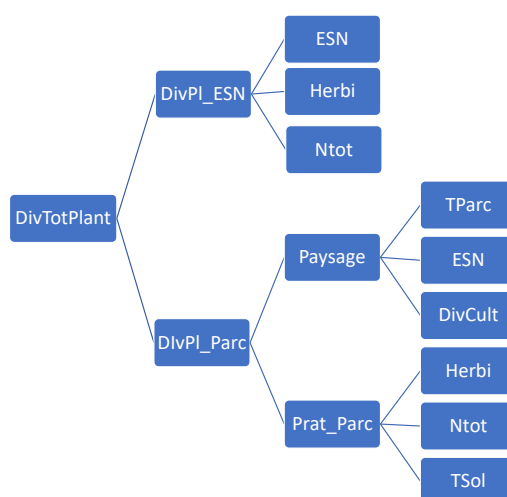


Figure 4-7. Structure de l'arbre CONTRA-BiodivLabel pour les grandes cultures.
La signification des abréviations est donnée dans le texte ci-dessus.

4.2.3.3. Paramétrage de l'arbre de décision

La première étape de la méthode CONTRA consiste à proposer un arbre de décision initial, basé sur la pondération ou le classement des variables (dans notre cas, les regroupements de modalités de pratiques, voir Tableau 4-16) :

- Au sein du niveau d'agrégation le plus bas (niveau 3), ces pondérations des variables sont fixées à partir des tailles d'effets des variables dont les valeurs sont données aux Tableau 4-14 et Tableau 4-64 en annexe.
- -Au niveau 2, les pondérations sont fixées par jugement expert : en l'absence d'information sur les interactions entre pratiques, nous avons opté pour une équipondération.
- Au niveau 1, nous avons utilisé l'étude d'Alignier *et al.* (2020) qui porte sur un très grand jeu de données et qui montre deux fois plus d'espèces au bord des champs qu'à l'intérieur. Nous ferons l'hypothèse que cela constitue un proxy pour la végétation dans les ESN adjacents, faute d'autres données.

La seconde étape consiste à introduire, si nécessaire, des effets d'interactions (en valeur absolue ou relative) entre variables, tout en justifiant ces interactions.

Ainsi, pour chaque arbre de décision, on obtient un tableau (voir exemple dans le Tableau 4-16). Ce tableau comprend deux colonnes pour chaque variable d'entrée, avec le nom de la variable (Paysage et Prat_Parc) et le poids de chaque variable (50 pour le niveau F=favorable, ou 0 pour le niveau D=défavorable). Viennent ensuite les colonnes « Y brut » et « Y calibré », qui correspondent à la valeur des deux pratiques agrégées. Dans certains cas, il est nécessaire d'introduire des effets d'interactions entre variables dans la colonne « Correction » (en valeur absolue ou relative), tout en justifiant ces interactions (dans la colonne « Commentaire correction ») pour assurer la transparence. La valeur finale donnée à chaque variable se trouve dans la colonne « Y corrigé ». Dans l'exemple ci-dessous, on suppose un effet moindre sur la biodiversité de la réduction des intrants (PratiquesParc) en contexte paysager (Paysage) favorable.

Tableau 4-16. Exemple de tableau présentant un arbre de décision dans la plateforme MEANS².

Paysage	Pén0	Prat_Parc	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
						relative	absolue		
F	50	F	50	100	100			100	
F	50	D	0	50	50		25	75	Compensation partielle de l
D	0	F	50	50	50			50	
D	0	D	0	0	0			0	

Paramétrage final des variables

Le Tableau 4-17 donne une vue d'ensemble du paramétrage final des variables. Nous avons décidé d'exprimer la variable finale exprimant l'impact sur la diversité des plantes, les variables agrégées de second niveau DivPI_SNE et DivPI_Parc, les variables agrégées de troisième niveau, Paysage et PratiquesParc sur une échelle entre 0 (défavorable) et 100 (favorable) pour les différencier des variables d'entrée exprimées entre 0 et 1.

Tableau 4-17. Paramétrage des variables de l'arbre "Diversité des plantes" (en gras les variables agrégées, en italique les variables répétées, E = élevé, f = faible, fm = faible à modéré, NC = non concerné).

Variable	Abréviation	Sens	Variation	Effet	Poids
Diversité totale des plantes	DivTotPlant	plus élevé favorable	0-100	NC	NC
Diversité des plantes ESN	DivPI_ESN	plus élevé favorable	0-100	Voir texte	67
<i>Éléments semi-naturels</i>	ESN	plus élevé favorable	0-1	Voir texte	50
<i>Utilisation d'herbicides</i>	Herbi	plus élevé défavorable	0-1	Voir texte	37,5
Dose totale d'azote	Ntot	plus élevé défavorable	0-1	Voir texte	12,5
Diversité des plantes parcelle	DivPI_Parc	plus élevé favorable	0-100	Voir texte	33
Gestion du paysage	Paysage	plus élevé favorable	0-100	Voir texte	50
Taille des parcelles	TParc	plus élevé défavorable	0-1	E	44,5
<i>Éléments semi-naturels</i>	ESN	plus élevé favorable	0-1	E	44,5
Diversité des cultures	DivCult	plus élevé favorable	0-1	f	11
Pratiques parcellaires	PratiquesPar	plus élevé favorable	0-100	Voir texte	50
<i>Utilisation d'herbicides</i>	Herbi	plus élevé défavorable	0-1	E	69
Dose totale d'azote	FertiNmin	plus élevé défavorable	0-1	fm	23
Travail du sol	TSol	plus élevé défavorable	0-1	f	8

Plus précisément, les variables d'entrée sont exprimées en fonction de leur niveau d'impact négatif sur la biodiversité (0 faible, 1 élevé), comme pour l'utilisation des herbicides, ou d'impact positif (0 faible, 1 élevé) comme pour l'implantation ou le maintien d'ESN. Ces valeurs seront calculées en fonction des seuils défavorable ou favorable en termes de niveau d'impact sur la diversité des plantes (Tableau 4-18), seuils que nous avons cherché à justifier autant que possible par la littérature scientifique. Pour 4 des 6 variables d'entrée, nous sommes en mesure de justifier les choix des seuils favorable et défavorable à partir de la littérature. Pour les deux autres, nous avons fait le choix de prendre les valeurs extrêmes de l'intervalle de variation de la variable d'entrée. Pour le travail du sol, le choix de fixer une valeur intermédiaire de 0,5 pour la modalité « travail du sol superficiel » peut se discuter. En l'absence de données de la littérature sur la forme des relations, et par souci de simplicité, la fonction d'appartenance pour estimer l'impact de pratiques à des niveaux intermédiaires entre le niveau favorable et défavorable est une fonction linéaire.

² <https://means.inrae.fr/>

Tableau 4-18. Limites proposées pour la notation d'un niveau partiel
(interpolation linéaire entre limites favorables et défavorables).

	Limite défavorable	Limite favorable	Commentaire
Taille des parcelles	0 ha	6 ha	Sirami <i>et al.</i> (2019)
Densité d'éléments semi-naturels	0	20%	Proposé par Garcia-Vega <i>et al.</i> (2024) et Tschardtke <i>et al.</i> (2021) même s'il existe encore un effet positif au-delà de ce seuil (Sirami <i>et al.</i> , 2019)
Diversité des cultures (nombre de types)	1	10	10 correspond au 95 ^e centile pour les exploitations de grandes cultures dans le RICA (Huet, com. pers.)
Utilisation d'herbicides	Niveau moyen conventionnel	Interdiction	Faute d'autres références, on prend des valeurs extrêmes
Fertilisation N minérale	150 kg N/ha	0	Lindner <i>et al.</i> (2019) proposent une courbe non linéaire et un seuil plus élevé mais si on reste avec une fonction linéaire, on arrive à ce seuil.
Travail du sol	Labour	Semis direct	On prend les classes extrêmes pour les seuils et on place une modalité intermédiaire : travail superficiel au centre (=0,5) faute d'information supplémentaire.

Arbre de décision pour la diversité totale des plantes

Nous faisons l'hypothèse que les pools d'espèces de plantes sauvages sont différents dans les parcelles cultivées et dans les ESN, et qu'il y a additivité de ces deux diversités et pas d'interaction. Nous n'ajoutons donc pas de facteur de correction (Tableau 4-19).

Tableau 4-19. Arbre de décision pour la variable "Diversité totale des plantes" dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux grandes cultures, implémenté dans la plateforme MEANS³.

DivPI_SNE	Pén0	DivPI_Parc	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction relative ☐ absolue ☒	Y corrigé	Commentaire correction
F	67	F	33	100	100		100	
F	67	D	0	67	67		67	
D	0	F	33	33	33		33	
D	0	D	0	0	0		0	

Arbre de décision pour la diversité des plantes dans les ESN

Pour la pondération, nous avons fixé une équipondération 50-50 entre la variable paysagère ESN et les deux variables de pratiques Herbi et Ntot en l'absence de données d'éventuelles interactions. Pour les variables de pratiques, nous utilisons les poids donnés dans le Tableau 4-17, c'est-à-dire les valeurs 69 et 23 qui, normalisées à 50, donnent respectivement 37,5 pour Herbi et 12,5 pour Ntot. Par ailleurs, faute d'information, nous n'ajoutons pas de facteur de correction (Tableau 4-20).

³ <https://means.inrae.fr/>

Tableau 4-20. Arbre de décision pour la variable "Diversité des plantes au sein des éléments semi-naturels" dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux grandes cultures, implémenté dans la plateforme MEANS.

SNE	Pén0	Herbi	Pén1	Ntot	Pén2	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
								relative	absolue		
F	50	F	37.5	F	12.5	100	100			100	
F	50	F	37.5	D	0	87.5	87.5			87,5	
F	50	D	0	F	12.5	62.5	62.5			62,5	
F	50	D	0	D	0	50	50			50	
D	0	F	37.5	F	12.5	50	50			50	
D	0	F	37.5	D	0	37.5	37.5			37,5	
D	0	D	0	F	12.5	12.5	12.5			12,5	
D	0	D	0	D	0	0	0			0	

Arbre de décision pour la diversité des plantes à la parcelle

Un certain nombre d'articles suggèrent qu'un paysage présentant une hétérogénéité peut partiellement compenser les effets délétères des interventions culturales dans les parcelles pour les organismes mobiles (Le Roux, 2008 ; Martin *et al.*, 2020 ; Tscharnkte *et al.*, 2021) ou que l'effet de l'absence d'intrants en agriculture biologique est moindre en paysage hétérogène qu'en paysage simple (Smith *et al.*, 2020). Ceci nous a conduit à introduire une correction au cas Paysage = favorable et PratiquesParc = défavorable (Tableau 4-21) en choisissant une correction de 25 (par manque de données sur la taille de cette interaction), ce qui génère une note de 75 pour ce cas-là. Ceci exprime le fait qu'un paysage favorable peut compenser 50% des effets néfastes des interventions culturales (Martin *et al.*, 2020).

Tableau 4-21. Arbre de décision pour la variable "Diversité des plantes à la parcelle" dans CONTRA-BiodivLabel implémenté appliqué aux grandes cultures dans la plateforme MEANS.

Paysage	Pén0	Prat_Parc	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
						relative	absolue		
F	50	F	50	100	100			100	
F	50	D	0	50	50		25	75	Compensation partielle de l
D	0	F	50	50	50			50	
D	0	D	0	0	0			0	

Arbre de décision pour la gestion du paysage (Paysage)

Le Tableau 4-64 (en Annexe 4-1) montre que les variables pourcentage d'éléments semi-naturels (ESN) et taille des parcelles (TParc) ont un effet élevé (E), tandis que la diversité des cultures (DivCult) semble avoir une valeur intermédiaire un peu inférieure (f). L'étude issue du projet FarmLand est une des seules études qui fournit des tailles d'effet pour les 3 variables (Sirami *et al.*, 2019), respectivement -3,14, 3,14 et 0,78. En normalisant ces valeurs sur une échelle entre 0 et 100, on obtient les poids respectifs 41,5, 41,5 et 11 pour les variables ESN, TParc et DivCult au sein de la variable agrégée Paysage. Des interactions ont été identifiées dans le projet FarmLand mais leur introduction dans cet arbre aurait compliqué sa compréhension et ainsi nous avons décidé d'y renoncer (Tableau 4-22).

Tableau 4-22. Arbre de décision pour la variable agrégée Gestion du paysage dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux grandes cultures, implémenté dans la plateforme MEANS⁴.

TParc	Pén0	SNE	Pén1	DivCult	Pén2	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
								relative	absolue		
F	44.5	F	44.5	F	11	100	100			100	
F	44.5	F	44.5	D	0	89	89			89	
F	44.5	D	0	F	11	55.5	55.5			55,5	
F	44.5	D	0	D	0	44.5	44.5			44,5	
D	0	F	44.5	F	11	55.5	55.5			55,5	
D	0	F	44.5	D	0	44.5	44.5			44,5	
D	0	D	0	F	11	11	11			11	
D	0	D	0	D	0	0	0			0	

Arbre de décision pour les pratiques parcellaires (PratiquesParc)

Le Tableau 4-64 (en annexe) montre que la variable herbicide (Herbi) a un effet (E) supérieur de trois classes à l'effet (fm) de la variable fertilisation azotée minérale (qui est remplacée par la variable dose totale d'azote Ntot), et de quatre classes supérieures à l'effet (f) du travail du sol (TSol). Si nous prenons les valeurs médianes des tailles d'effet, respectivement, 90, 30 et 10 pour ces trois classes E, fm, et f (Tableaux 4-14 et 4-64), et que nous les normalisons à 100, nous obtenons 69, 23 et 8 pour les variables Herbi, Ntot et TSol au sein de la variable agrégée PratiquesParc. L'arbre de décision est montré dans le Tableau 4-23. Nous n'avons pas trouvé de référence bibliographique sur les interactions entre ces variables pouvant conduire à des corrections.

Tableau 4-23. Arbre de décision pour la variable agrégée Pratiques Parcellaires dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux grandes cultures, implémenté dans la plateforme MEANS.

Herbi	Pén0	Ntot	Pén1	TSol	Pén2	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
								relative	absolue		
F	69	F	23	F	8	100	100			100	
F	69	F	23	D	0	92	92			92	
F	69	D	0	F	8	77	77			77	
F	69	D	0	D	0	69	69			69	
D	0	F	23	F	8	31	31			31	
D	0	F	23	D	0	23	23			23	
D	0	D	0	F	8	8	8			8	
D	0	D	0	D	0	0	0			0	

⁴ <https://means.inrae.fr/>

4.2.4. Application de CONTRA-BiodivLabel aux cahiers des charges en grandes cultures

En bref : L'application de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel pour la diversité des plantes sauvages aux cahiers des charges dans le contexte des grandes cultures suggère que les labels Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge, HVE ont un niveau de biodiversité faible-très faible, tandis que les labels Agriculture Biologique, Nature & Progrès, Demeter ont un niveau moyen-élevé.

Nous présentons ici l'application de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel décrit dans la section précédente (section 4.3.3) aux cahiers des charges en grandes cultures. Dans la section 4.3.4.1, nous présentons la méthode de paramétrage des pratiques à partir des cahiers des charges. Dans la section 4.3.4.2, nous présentons les résultats pour les différents cahiers des charges. Nous terminons par une synthèse des résultats (section 4.3.4.3).

4.2.4.1. Paramétrage des pratiques à partir des cahiers des charges

Le paramétrage des pratiques repose sur le travail d'analyse des cahiers des charges présenté dans le chapitre 3. Dans cette section, nous considérons uniquement les mesures citées dans les cahiers des charges qui influencent les pratiques entrant dans le calcul de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel. Nous prenons également en compte le niveau de contrainte associé à chaque mesure, sachant que nous considérerons les niveaux « obligatoire » et « obligatoire si applicable » comme obligatoires, et les niveaux « recommandé » et « autorisé » comme non obligatoires.

Pour décider du paramétrage de chaque pratique entrant dans le calcul de l'indicateur, nous avons fixé les règles suivantes :

- Si la pratique n'est pas traitée par le cahier des charges, nous considérons qu'elle a un niveau moyen, et cette moyenne est calculée à partir de données statistiques ou d'autres sources *ad hoc*.
- Si la pratique est prise en compte par le cahier des charges, trois cas peuvent se présenter :
 - Si le cahier des charges impose un niveau ou un seuil minimal/maximal de pratique plus favorable que le niveau français moyen, nous prenons en compte le niveau ou le seuil imposé. Par exemple, la bio impose un niveau d'herbicides nul, ce qui est plus favorable que le niveau français moyen : le niveau de pratique « zéro » est donc retenu pour la pratique « herbicides ».
 - Si le cahier des charges propose des mesures imprécises ne conduisant pas réellement à un progrès en termes de réduction d'impact, nous prenons en compte le niveau français moyen. Ceci inclut le cas où les pratiques sont « recommandées » ou « autorisées » et le cas où le cahier des charges impose un seuil minimal/maximal de pratique moins favorable que le niveau français moyen.
 - Si le cahier des charges impose un niveau de pratique moins favorable que le niveau français moyen, nous prenons en compte le niveau de pratique moyen en France. Ceci se produit lorsque la limite de chargement donnée par certains cahiers de charge est plus élevée que le chargement moyen. Nous considérons que les pratiques des agriculteurs et agricultrices sont avant tout déterminées par certains facteurs comme la disponibilité en ressources (surface, main d'œuvre, machines, etc.), les contraintes phytosanitaires, ou encore la réglementation.

Le Tableau 4-24 rassemble les données sur les pratiques moyennes que nous utilisons par défaut en l'absence d'une prise en charge par un cahier des charges, avec les ajustements suivants. Le linéaire de haie est transformé en surface en appliquant un coefficient de 10 m de largeur (Pointereau *et al.*, 2006). Les valeurs moyennes de diversité des cultures disponibles portent sur des petites régions et sont donc supérieures aux valeurs observées au niveau d'un système de culture ou d'une exploitation. Sachant que l'éco-conditionnalité impose au moins 3 cultures sur les exploitations, nous avons sélectionné cette valeur.

Tableau 4-24. Données sur les pratiques par défaut. Les sources des données sont en bas de tableau.

Cultures	Linéaire haie (m/ha) ^(a)	Taille parcelle ^(a)	Diversité culture ^(a)	Travail du sol (% labour) ^(b)	Fertilisation Azote total Ntot ^(b)	Fertilisation Azote organique (kg N/ha) ^(b)
Blé tendre	39	5.2		41	174	9
Maïs	68	3.6		74	194	51
Orge	36	4.8		56	137	16
Colza	32	6		33	194	38
Tournesol	40	4.9		62	54	10
Protéagineux	33	4.9		50	8	6
Autres cultures industrielles	33	5.9		79	174	58
Moyenne	40.1	5.0	5.8	56.4	134	27

^(a) Données du Groupe de travail Ecologue affichage environnemental n°3 30/11/2023, MTECT, ADEME, OFB.

^(b) Données Agreste : enquête pratiques culturales 2021

En nous appuyant sur les seuils du Tableau 4-17 et sur les données du Tableau 4-24, nous pouvons calculer les valeurs d'entrée par défaut des pratiques non couvertes par les cahiers des charges en termes de niveau d'impact sur la biodiversité (Tableau 4-25). Les exemples suivants sont donnés pour permettre la compréhension du calcul :

- Pour la taille moyenne des parcelles en conventionnel, nous considérons une taille moyenne de 5 ha, ce qui correspond à un niveau d'impact : $1 - [(6-5)/(6-0)] = 0,17$
Cette formule s'applique aux variables avec un impact négatif sur la biodiversité.
- Pour les éléments semi-naturels, nous considérons un niveau de 4%, ce qui correspond à un niveau d'impact : $(4-0)/(20-0) = 0,25$
- Pour la diversité des cultures, nous obtenons : $(4,4-1)/(10-1) = 0,38$
- Pour la dose d'azote totale, nous obtenons : $1 - (150-134)/(150-0) = 0,89$
- Pour la dose d'azote organique que nous utiliserons pour l'AB, nous obtenons : $1 - (150-27)/(150-0) = 0,18$
- Pour le travail du sol, nous considérons que 56,4% des surfaces sont en labour, et que le reste est en travail superficiel (niveau d'impact de 0,5), soit : $(56,4 + (44,6 \times 0,5))/100 = 0,79$

Tableau 4-25. Niveau des pratiques par défaut et niveau d'impact correspondant (calculés à partir des seuils du Tableau 4-17).

Pratique	Niveau de la pratique	Niveau d'impact
Taille des parcelles	5 ha	0,83
Eléments semi-naturels	4%	0,25
Diversité des cultures	3	0,22
Utilisation d'herbicides	100%	1
Dose totale d'azote	134	0,89
Dose d'azote organique	27	0,18
Travail du sol	56,4% en labour le reste en superficiel (=0,5)	0,79

4.4.2.2. Résultats

Nous présentons les résultats en partant des cahiers des charges *a priori* le moins en lien avec la biodiversité jusqu'aux cahiers des charges le plus en lien avec la biodiversité (voir chapitre 3). Pour chaque label, nous présentons deux tableaux : le premier montre le niveau pour chaque pratique (entre 0 et 1) et la justification associée, le second montre la valeur d'impact associée à chaque variable d'entrée (entre 0 et 1) et chaque variable agrégée (entre 0 et 100).

Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge

Les deux cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge (volailles fermières, porcs charcutiers, gros bovins) présentent un profil proche pour les pratiques de grandes cultures (Tableau 4-26). Nous les avons assimilés dans la modélisation. La prise en compte de l'encouragement à la diversité des cultures dans Bleu-Blanc-Cœur aurait pu se traduire par une augmentation minimale de 1 culture par rapport à la donnée du Tableau 4-25. Cependant ceci ne conduirait qu'à une faible augmentation de l'indicateur final : 15,44 au lieu de 15,14. Ainsi, toutes les valeurs sont celles des niveaux de pratiques et d'impacts par défaut données au Tableau 4-25.

Tableau 4-26. Valeurs pour les variables d'entrée pour les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ;
le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.83
Implantation des ESN	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.25
Diversité des cultures : Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.22
Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	1
Fertilisation : dose totale azote	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.89
Travail du sol des cultures (pluri) annuelles	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.79

Le Tableau 4-27 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 15,14 points pour les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge, soit un niveau de biodiversité très faible (entre 0 et 20), en cohérence avec les valeurs faibles pour toutes les variables d'entrée et donc toutes les valeurs de biodiversité intermédiaires.

Tableau 4-27. Tableau synoptique de l'évaluation des cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures.
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 15.14	DivPI_ESN : 13.88	ESN : 0.25	TParc : 0.83 ESN : 0.25 DivCult : 0.22 Herbi : 1 Ntot : 0.89 TSol : 0.79
		Herbi : 1	
		Ntot : 0.89	
	DivPI_Parc : 17.72	Paysage : 21.11	
		Prat_Parc : 4.21	

HVE (version 2023)

Pour valider la certification HVE, l'agriculteur ou l'agricultrice doit cumuler au minimum 10 points sur chacun des quatre indicateurs. Nous avons donc dû construire un scénario de pratiques à partir des multiples possibilités offertes par la certification. Nous avons construit un scénario basé sur l'hypothèse que les agriculteurs et agricultrices cherchent à obtenir la certification en prenant les mesures ayant le moins d'impact sur les performances technico-économiques. Ceci nous a conduits à proposer la combinaison de pratiques présentées dans le Tableau 4-28 pour les indicateurs « biodiversité », « fertilisation » et « phytosanitaires ». Pour l'indicateur biodiversité par exemple, nous avons ainsi opté pour la combinaison de l'installation d'une ruche, le test de qualité des sols, la diversité des IAE, le % d'IAE et la taille des parcelles.

Tableau 4-28. Scénario de certification HVE (version 2023) basé sur une hypothèse de pratiques ayant le moins d'impact technico-économique (le signe x indique que la variable est prise en compte dans le scénario, mais qu'elle n'est pas présente dans l'indicateur BiodivLabel grandes cultures).

Indicateurs et pratiques	Pratiques et variables concernées
Biodiversité	
Ruche 1 pt	x
Test qualité biologique sol 1 pt	x
Diversité IAE 2 pt	x
Taille parcelle 2 pt (50-60% < 6 ha)	Tparc
% IAE 4 pt (7%)	SNE
Fertilisation	
Bilan 5 pts (30-40 kg/ha)	x
Couvert 4 pts (12 semaines)	x
Légumineuse 3 pts (10%)	DivCult
Phytosanitaire	
Absence CMR 2 pts	x
Surveillance 3 pts	x
Limitation transfert 2 pts	x
Condition application 3 pts	x

Dans ce scénario, la certification HVE (version 2023) est associée à un progrès limité au niveau d'une seule pratique, pour les ESN (% IAE), qui a cependant un poids important dans l'indicateur (Tableau 4-29). Les autres pratiques correspondent aux pratiques actuelles en système conventionnel (Tableau 4-25).

Tableau 4-29. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges HVE (version 2023)
pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte et plus ambitieuse
que la valeur de référence ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau de la pratique, (données) ou chapelet de charge	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max	Taille parcelle 2 pt (50 % < 6 ha)	Mesure qui ne permet pas de progrès en termes de réduction d'impact sur la biodiversité, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.83
Implantation des ESN	max	% IAE 4 pt (7%)	Un léger progrès avec 7% par rapport à 4% pour le niveau actuel	0.375
Autres pratiques en faveur de la biodiversité		Ruche 1 pt Test qualité biologique sol 1 pt Diversité IAE 2 pt	Mesure qui ne rentrent pas dans le calcul de l'indicateur	
Diversité des cultures : Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	ma+CX	Légumineuse 3 pts (10 %) > 3 (nombre de cultures)	Mesure qui ne permet pas de progrès en termes de réduction d'impact sur la biodiversité, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.22
Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	mini	Absence CMR 2 pts Surveillance 3 pts Limitation transfert 2 pts Condition application 3 pts	Mesure qui ne permet pas de progrès en termes de réduction d'impact sur la biodiversité, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	1
Fertilisation : dose totale azote	mini	Bilan 5 pts (30-40 kg/ha) Couvert 4 pts (12 semaines %) Légumineuse 3 pts (10 %) : cf. diversité culture	Mesure qui ne permet pas de progrès en termes de réduction d'impact sur la biodiversité, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.89
Travail du sol des cultures (pluri) annuelles	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.79

Le Tableau 4-30 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 20,69 points pour le cahier des charges HVE (version 2023), soit un niveau de biodiversité faible (20-40), avec des valeurs faibles pour toutes les variables d'entrée sauf pour la variable SNE. Le progrès sur cette variable, qui a un poids assez important dans l'indicateur, permet d'augmenter la note de diversité totale des plantes sauvages de 5 points par rapport aux cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge (volailles fermières, porcs charcutiers, gros bovins).

Tableau 4-30. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges HVE (version 2023)
avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures.
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 20.69	DivPI_ESN : 20.13	ESN : 0.38	
		Herbi : 1	
		Ntot : 0.89	
	DivPI_Parc : 21.83	Paysage : 26.67	TParc : 0.83
			ESN : 0.38
		Prat_Parc : 4.21	DivCult : 0.22
			Herbi : 1
			Ntot : 0.89
			TSol : 0.79

Agriculture Biologique

Pour le cahier des charges de l'Agriculture Biologique (AB), le Tableau 4-31 montre qu'il est associé à une nette amélioration des pratiques de gestion des intrants, surtout pour les herbicides et à un degré un peu moindre pour la fertilisation azotée. En revanche, il ne contient pas de mesure claire pour la diversité des cultures et le travail du sol, et ne traite pas de la taille des parcelles et des éléments semi-naturels (ESN).

Tableau 4-31. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Agriculture Biologique (AB) pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte et plus ambitieuse que la valeur de référence ; pratique en jaune clair = pratique traitée de manière insuffisante ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.83
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.25
Diversité des cultures : Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	max		1 seule mesure : "La prévention des dégâts causés par les organismes nuisibles et les mauvaises herbes repose principalement sur le choix des espèces, des variétés et du matériel hétérogène (entre autres)" ne précise pas quelle diversité. On en reste aux pratiques du Tab. 4.24.	0.22
Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	mini	0 pesticides	Absence de pesticides de synthèse	0
Fertilisation : dose totale azote	mini	0 engrais minéral	Absence de fertilisation minérale et pratique moyenne pour la fertilisation organique (Tab. 4.24)	0.18
Travail du sol des cultures (pluri) annuelles	mini		La mesure "Les pratiques de travail du sol et culturales préservent ou accroissent la matière organique du sol, améliorent la stabilité du sol et sa biodiversité, et empêchent son tassement et son érosion" n'est pas assez précise, ni obligatoire (cf. niveau de criticité = recommandé). On en reste aux pratiques du Tab. 4.24.	0.79

Le Tableau 4-32 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 58,81 points pour le cahier des charges AB, soit un niveau de biodiversité moyen (40-60), supérieur de 38 points par rapport à HVE (version 2023). Ceci est dû à la note élevée (60-80) pour la biodiversité associée aux pratiques parcellaires, en raison de l'interdiction des herbicides et des faibles doses d'azote, et la note faible (20-40) pour la biodiversité associée à la gestion du paysage du fait de l'absence de mesures sur la taille des parcelles et les ESN.

Tableau 4-32. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Agriculture Biologique (AB) avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures.
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 58.81	DivPl_ESN : 60.25	ESN : 0.25		Paysage : 21.11	TParc : 0.83
		Herbi : 0			
		Ntot : 0.18			
	DivPl_Parc : 55.88	Prat_Parc : 89.54			ESN : 0.25
					DivCult : 0.22
					Herbi : 0
		Prat_Parc : 89.54			Ntot : 0.18
					TSol : 0.79

Nature & Progrès

Le Tableau 4-33 montre que le cahier des charges Nature & Progrès est associé à une amélioration des pratiques de gestion des intrants, mais n'est pas assez précis pour les mesures sur la diversité des cultures et ne traite pas de la taille des parcelles et des éléments semi-naturels (ESN), ni du travail du sol.

Tableau 4-33. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Nature & Progrès pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte et plus ambitieuse que la valeur de référence ; pratique en jaune clair = pratique traitée de manière insuffisante ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.83
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.25
Diversité des cultures : Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	max		1 seule mesure : "La lutte contre les parasites, les maladies et les adventices est axée en priorité sur l'ensemble des mesures suivantes : (...) programme de rotation, (...)". n'est pas assez précise, ni obligatoire (cf. niveau de criticité + recommandé"). On en reste aux pratiques du Tab. 4.24.	0.22
Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	mini	0 pesticides	Absence de pesticides de synthèse	0
Fertilisation	mini	0 engrais minéral	Absence de fertilisation minérale et pratique moyenne pour la fertilisation organique (Tab. 4.24)	0.18
Travail du sol des cultures (pluri) annuelles	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.79

Le Tableau 4-34 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 58,81 points pour le cahier des charges Nature & Progrès, soit un niveau de biodiversité moyen (40-60), identique à celui du cahier des charges de l'AB. Ceci est dû à la note élevée (60-80) pour la biodiversité associée aux pratiques parcellaires, en raison de l'interdiction des herbicides et des faibles doses d'azote, et la note faible (20-40) pour la biodiversité associée à la gestion du paysage, du fait de l'absence de mesures sur la taille des parcelles et les ESN.

Tableau 4-34. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Nature & Progrès avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures.
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 58.81	DivPI_ESN : 60.25	ESN : 0.25	
		Herbi : 0	
		Ntot : 0.18	
	DivPI_Parc : 55.88	Paysage : 21.11	TParc : 0.83
			ESN : 0.25
			DivCult : 0.22
			Herbi : 0
			Ntot : 0.18
		Prat_Parc : 89.54	TSol : 0.79

Demeter

A la différence des deux précédents cahiers des charges, le cahier des charges Demeter est associé à une amélioration non seulement pour les pratiques de gestion des intrants mais aussi pour les éléments semi-naturels (ESN) (Tableau 4-35). Bien que le cahier des charges contienne des recommandations sur la nature des cultures en termes fonctionnels

(famille botanique, effet sur la structure du sol), la mesure pour la diversité des cultures n'est pas contraignante et reste donc au même niveau que les pratiques de référence (n=3). Enfin, comme les deux précédents cahiers des charges, il ne traite pas non plus de la taille des parcelles et du travail du sol.

Tableau 4-35. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Demeter pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte et plus ambitieuse que la valeur de référence ; pratique en jaune clair = pratique traitée de manière insuffisante ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.83
Implantation des ESN	max	10%	Basé sur la mesure "Si la surface de biodiversité sur le domaine et sur les terrains directement adjacents n'atteint pas 10% (voir les conditions spécifiques pour les serres au chapitre 6.1.6.5) de la surface totale du domaine, un plan de biodiversité détaillant la manière d'atteindre cet objectif, avec un calendrier précis, doit être approuvé par Demeter France."	0.5
Diversité des cultures : Allocation des surfaces cultivées dans le parcellaire	max	3 culture	La mesure conduit à un résultat égal (3) aux pratiques observé (3): "La rotation des cultures doit inclure au moins 3 cultures différentes appartenant au minimum à 2 familles botaniques différentes, et contenir au moins 20 % de plantes améliorant la structure du sol, de préférence des légumineuses. Environ 1/3 de la rotation des cultures en maraîchage doit être constitué d'engrais verts et/ou de production fourragère. Cette exigence ne s'applique pas aux fermes de moins de 2 ha (surfaces en production légumière). Quel que soit le type de domaine, la rotation des cultures sur une même parcelle doit être diversifiée, adaptée aux conditions locales, et inclure des engrais verts chaque fois que cela est possible. "	0.22
Gestion chimique des adventices, ravageurs et maladies et régulation de la végétation	mini	0 pesticide	Absence de pesticides de synthèse	0
Fertilisation	mini	0 engrais minéral	Absence de fertilisation minérale	0.18
Travail du sol des cultures (pluri) annuelles	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.24)	0.79

Le Tableau 4-36 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 69,11 points pour le cahier des charges Demeter, soit un niveau de biodiversité élevé (60-80), de 11 points supérieur par rapport à celui des cahiers des charges Agriculture Biologique et Nature & Progrès. Ceci est dû à la valeur d'entrée plus élevée pour les ESN (0,5 au lieu de 0,25), ce qui conduit à une note moyenne (40-60) pour la biodiversité associée aux ESN. Le point le plus faible est l'absence de mesure sur la taille des parcelles et le travail du sol.

Tableau 4-36. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Demeter avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en grandes cultures.
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 69.11	DivPl_ESN : 72.75	ESN : 0.5	
		Herbi : 0	
		Ntot : 0.18	
	DivPl_Parc : 61.73	Paysage : 32.24	TParc : 0.83
			ESN : 0.5
			DivCult : 0.22
			Herbi : 0
			Ntot : 0.18
		Prat_Parc : 89.54	TSol : 0.79

4.2.4.3. Synthèse

Les résultats présentés dans les parties précédentes et le tableau de synthèse (Tableau 4-37) montrent deux groupes de cahiers des charges :

- Ceux avec aucune mesure ou une seule mesure de réduction des impacts négatifs de l'agriculture (Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge, HVE) qui présentent une note de diversité des plantes sauvages autour de 15-20 points (niveau faible-très faible).
- Ceux reposant sur l'absence d'intrants de synthèse et une plus grande diversité de cultures (Agriculture Biologique, Nature & Progrès, Demeter) qui présentent une note de diversité des plantes sauvages entre 58 et 69 points (niveau moyen-élevé).

Si le premier groupe contribue peu à l'amélioration des pratiques en termes d'impact sur la diversité des plantes, le second groupe présente des bons résultats quant à la gestion des intrants, des résultats moyens pour les ESN dans le cas de Demeter mais faibles pour AB et Nature & Progrès. Dans tous les cas, ce second groupe présente des marges de progrès pour la taille des parcelles, la diversité des cultures, et le travail du sol.

Tableau 4-37. Synthèse des résultats obtenus avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel en grandes cultures
(en gras, les résultats des variables agrégées).

	Diversité totale plantes	Diversité dans les éléments semi naturels (ESN)	Diversité dans les parcelles	Gestion du paysage	Pratiques parcelles	Taille parcelles	Éléments semi naturels (ESN)	Diversité des cultures	Herbicides	Dose azote total	Travail du sol
Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge, (grandes cultures)	15	14	18	21	4	0.83	0.25	0.22	1	0.89	0.79
HVE3	21	20	22	27	4	0.83	0.375	0.22	1	0.89	0.79
Agriculture Biologique (AB)	59	60	56	21	90	0.83	0.25	0.22	0	0.18	0.79
Nature & Progrès	59	60	56	21	90	0.83	0.25	0.22	0	0.18	0.79
Demeter	69	73	62	32	90	0.83	0.5	0.22	0	0.18	0.79

4.2.5. Construction de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel en prairie

En bref : L'indicateur CONTRA-BiodivLabel est décliné pour la diversité des plantes sauvages dans le contexte des prairies. Cette déclinaison fait l'objet d'un ajustement du paramétrage de l'arbre de décision par rapport au contexte en grandes cultures.

4.2.5.1. Sélection des variables d'entrée

Comme pour les grandes cultures (section 4.3.3), la construction de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel repose sur l'analyse de la littérature scientifique (section 4.3.2) qui a abouti au Tableau 4-64 (en Annexe 4-1) et nous a permis d'identifier des variables d'entrée suivantes :

- La fertilisation azotée, qui est un marqueur de l'intensité d'utilisation des prairies. Le nombre de fauches (Estel *et al.*, 2018) en est aussi un, mais cette variable et la date de première fauche n'ont pas fait l'objet de méta-analyse et ne sortent pas de l'étude donnant le Tableau 4-64. Par ailleurs, ces variables peuvent être liées à la fertilisation azotée totale.

- L'intensité du pâturage, un autre marqueur fort caractérisant les systèmes d'élevage (Dumont *et al.*, 2016). Dans le Tableau 4-64, elle présente un effet moyen (autour de 30%). Il est à noter que nous estimons cette intensité par le chargement en animaux (UGB/ha prairie).
- En revanche, la mixité du pâturage basée sur le fait de faire pâturer au moins deux espèces animales sur les mêmes parcelles présente un faible effet (Tableau 4-64) et n'est pas très pratiquée (Farruggia, com. pers.). Par souci de simplicité, nous ne gardons pas cette variable.

La pertinence des deux variables paysagères retenues en grandes cultures, la taille de parcelles et les éléments semi-naturels (ESN), mérite d'être discutée dans le cas des prairies. En effet, il existe peu de références sur l'effet de ces variables pour la diversité des prairies. On peut citer Buse *et al.* (2015) et Dumont *et al.* (2020), mais qui ne traitent pas directement de l'impact sur la diversité des plantes. Les prairies extensives sont des points chauds de la biodiversité (voir références dans Villoslada Peciña *et al.* (2019) et Dumont *et al.* (2016)). Dans ce type de prairie, on peut supposer que les ESN et la taille des parcelles jouent un rôle bien moindre qu'en grandes cultures, car elles peuvent avoir un effet négatif sur certaines espèces spécialistes des espaces herbacés non fragmentés (Besnard et Secondi, 2014). En revanche, on peut supposer que ces deux variables jouent un rôle dans les prairies intensives. Ces éléments seront à prendre en compte dans l'établissement des règles de décision.

Une autre variable faisant le pendant des traitements phytosanitaires, non identifiée dans le Tableau 4-64, est l'ensemble des traitements antiparasitaires et autres sur les animaux. Les impacts sur les décomposeurs ont été largement documentés comme en témoigne la méta-analyse de Finch *et al.* (2020). De même, on peut citer l'enchaînement des causes jusqu'à un impact sur les populations humaines en raison de l'explosion des populations de chiens errants enrégés en Inde causée par la chute des populations de vautours décimées par ces substances et notamment par un anti-inflammatoire, le diclofenac (Jalihal *et al.*, 2022). Certains traitements ont aussi un impact négatif sur les plantes comme les traitements à base d'ivermectine et de certains dérivés sans qu'une taille d'effet ait pu être donnée si ce n'est dans une étude montrant une réduction de 20% de la croissance et une réduction de la germination de certaines plantes, la centaurée jaccée *Centaurea jacea*, le caille-lait jaune *Galium verum*, et le plantain lancéolé *Plantago lanceolata*. Ces données ne semblent pas indiquer une taille d'effet élevée et nous la supposons faible. En revanche, 95% des prairies en France ne reçoivent pas d'herbicides (IDELE, 2021), ce qui nous a conduits à laisser cette pratique de côté.

Cette analyse de la littérature scientifique nous a permis de sélectionner les variables d'entrée de l'arbre de décision qui sont listées au Tableau 4-38.

Tableau 4-38. Sélection des variables d'entrée de l'arbre de décision CONTRA-BiodivLabel pour les prairies.

Variable	Abréviation	Sens
Éléments semi-naturels	ESN	Impact positif, plus élevé = favorable
Taille de parcelle	TParc	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Intensité du pâturage	PatInt	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Dose totale d'azote	Ntot	Impact négatif, plus élevé = défavorable
Traitement médicamenteux des animaux	TraitMed	Impact négatif, plus élevé = défavorable

4.2.5.2. Structuration de l'arbre

Dans la méthode CONTRA, il est possible d'agrégier au maximum 5 variables à un niveau (nœud) de l'arbre pour limiter l'explosion combinatoire. Ceci nous amène à proposer d'agrégier les 5 variables du Tableau 4-38 selon les 3 rangs suivants (Figure 4-8) :

- Au niveau 1 :
 - L'impact sur la diversité des plantes dans les SNE (DivPI_ESN)
 - L'impact sur la diversité des plantes dans les parcelles (DivPI_Prai)
- Au niveau 2 respectivement
 - Pour la variable (DivPI_ESN)
 - la variable ESN
 - Pour la variable (DivPI_Prai)
 - la variable de Gestion du Paysage (Paysage)
 - la variable de Gestion de prairie (GestPrairie)
- Au niveau 3 respectivement
 - Pour la variable Paysage :
 - la variable ESN,
 - la variable TParc,
 - Pour la variable Gest_Prai :
 - la variable PatInt
 - la variable Ntot
 - la variable TraitMed

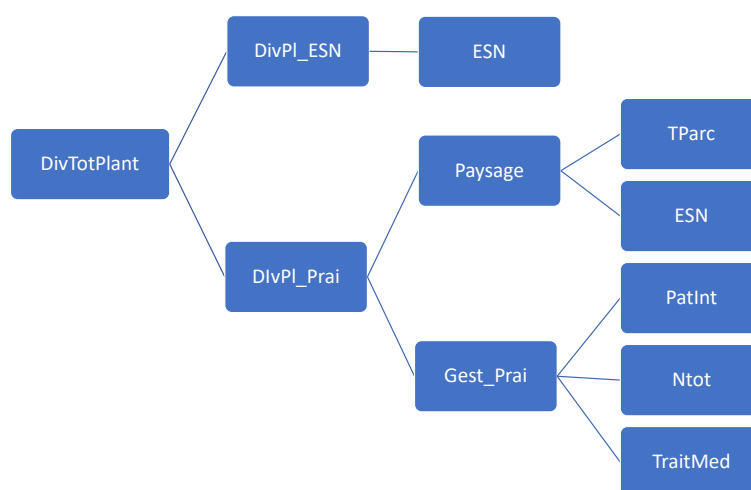


Figure 4-8. Structure de l'arbre CONTRA-BiodivLabel pour la biodiversité des plantes sauvages dans les prairies.

4.2.5.3. Paramétrage des variables

Le Tableau 4-39.a donne une vue d'ensemble du paramétrage des variables. Pour le reste, nous renvoyons à la section 4.3.3 pour le paramétrage de l'indicateur en grandes cultures. Pour les limites des classes, nous utiliserons les données de grandes cultures pour les variables ESN et taille de parcelles, faute de données plus précises (Tableau 4-39.b). Pour la fertilisation, Plantureux *et al.* (2005) parlent d'un seuil de 75 kg N/ha au-delà duquel les dicotylédones diminuent fortement. Nous prendrons pour valeur défavorable le double de ce seuil, sachant qu'au-dessus de 75 kg/ha, la valeur d'appartenance (Figure 4-6) sera inférieure à 0,5. Pour l'intensité du pâturage, Gaujour *et al.* (2012) montrent que la relation n'est pas forcément linéaire et est complexe en fonction des groupes fonctionnels. Cependant, d'autres auteurs fixent des seuils pour le chargement par surface prairiale. Plantureux *et al.* (2005) évoquent le seuil de 1,5 UGB/ha au-delà duquel la diversité des plantes est limitée. Dans une expérimentation de quatre années, Dumont *et al.* (2009) ont étudié l'impact de trois niveaux de chargement : faible soit 0,6 UGB/ha, intermédiaire soit 1 UGB/ha et élevé soit

1,4 UGB/ha. Le chargement a un effet sur l'abondance des dicotylédones, plus élevée en chargement faible, plus que sur leur richesse spécifique. Dans l'expertise collective sur les rôles, impacts et services de l'élevage en Europe (Dumont *et al.*, 2016), un seuil de 1,2 UGB/ha est évoqué. Ceci nous conduit à proposer les seuils de 0,5 et 1,5 UGB/ha.

Enfin pour les traitements médicamenteux, nous n'avons pas trouvé de données quantitatives, et par défaut nous proposons un seuil défavorable de 100% des animaux avec un traitement annuel, et un seuil favorable de 0% d'animaux recevant un traitement pour couvrir toute la gamme de variation.

Tableau 4-39.a. Paramétrage des variables de l'arbre « diversité des plantes » en prairies
(en gras les variables agrégées, en italiques les variables répétées, E = effet élevé ; m = effet moyen ; f = effet faible ; NC = non concerné).

Variable	Abréviation	Sens	Variation	Effet	Poids
Diversité totale des plantes	DivTotPlant	plus élevé = favorable	0-100	NC	NC
Diversité des plantes ESN	DivPl_ESN	plus élevé = favorable	0-100	Voir texte	50
<i>Éléments semi-naturels</i>	ESN	plus élevé = favorable	0-1	E	100
Diversité des plantes parcelle	DivPl_Pra	plus élevé = favorable	0-100	Voir texte	50
Gestion du paysage	Paysage	plus élevé = favorable	0-100	Voir texte	50
<i>Éléments semi-naturels</i>	ESN	plus élevé = favorable	0-1	E	67
Taille des parcelles	TParc	plus élevé = favorable	0-1	m	33
Gestion des prairies	Gest_Prai	plus élevé = favorable	0-100	Voir texte	50
Dose totale d'azote	Ntot	plus élevé = favorable	0-1	-29 %	43
Intensité du pâturage	PatInt	plus élevé = favorable	0-1	m	43
Traitements médicamenteux	TraitMed	plus élevé = favorable	0-1	f	14

Tableau 4-39.b. Limites proposées pour la notation d'un niveau partiel
(interpolation linéaire entre limites favorable et défavorable).

	Limite défavorable	Limite favorable	Commentaire
Taille des parcelles	0 ha	6 ha	Voir Tableau 4-18 en grandes cultures
Éléments semi-naturels	0	20%	Voir Tableau 4-18 en grandes cultures
Dose d'azote total	150 kg N/ha	0	Voir texte
Intensité du pâturage	1,5 UGB/ha	0,5 UGB/ha	Voir texte
Traitement médicamenteux	100% animaux traités au moins 1 fois par an	0%	Faute de données quantitatives sur les impacts, les valeurs extrêmes sont utilisées

Arbre de décision pour la diversité totale des plantes

A la différence des grandes cultures, nous n'avons pas de données sur la diversité des plantes en prairies par rapport au milieu semi-naturel dans le Tableau 4-64 (en Annexe 4-1). Nous proposons donc de partir de la même pondération qu'en grandes cultures. Cependant, la prairie pouvant être un point chaud de la biodiversité, elle peut compenser au moins partiellement l'absence de milieu semi-naturel si elle est gérée de manière favorable à la biodiversité (voir références dans Villoslada Peciña *et al.* (2019) et Dumont *et al.* (2016)). Nous introduisons donc un facteur correctif qui ramène la note des cas où la diversité dans les ESN est défavorable, et la diversité dans les prairies favorables au même niveau que la note des cas où la diversité dans les ESN est favorable et la diversité dans les prairies est défavorable (Tableau 4-40).

Tableau 4-40. Arbre de décision pour la variable Diversité totale des plantes dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux prairies, implémenté dans la plateforme MEANS⁵.

DivPI_ESN	Pén0	DivPI_Prai	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
						relative	absolue		
F	67	F	33	100	100			100	
F	67	D	0	67	67			67	
D	0	F	33	33	33		34	67	Des prairies riches compen
D	0	D	0	0	0			0	

Arbre de décision pour la diversité des plantes dans les ESN

A la différence des grandes cultures, nous considérons que les pratiques parcellaires n'ont pas d'effet sur la diversité des plantes dans les ESN. En effet, les prairies ne font en moyenne pas l'objet de traitement herbicides et sont fertilisées avec des doses d'azote modérées. Il n'y a donc qu'une variable d'entrée. Dans ce cas, la valeur de la variable agrégée correspond directement à la valeur de la variable d'entrée. Nous faisons le choix de conserver la variable agrégée pour garantir la lisibilité de l'arbre de décision.

Arbre de décision pour la diversité des plantes dans les prairies

Comme pour les grandes cultures, faute de données suffisantes, nous avons supposé que les variables Paysage et PratiquesParc ont le même poids (section 4.3.3.3). Les raisons déjà évoquées pour les grandes cultures nous ont conduits à introduire une correction au cas Paysage = défavorable et PratiquesParc= favorable (Tableau 4-41). Nous considérons qu'une gestion de la prairie favorable compense totalement un effet défavorable du paysage.

Tableau 4-41. Arbre de décision pour la variable Diversité des plantes à la parcelle dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux prairies, implémenté dans la plateforme MEANS **Erreur ! Argument de commutateur inconnu.**

Paysage	Pén0	Gest_Prai	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction		Y corrigé	Commentaire correction
						relative	absolue		
F	50	F	50	100	100			100	
F	50	D	0	50	50		25	75	Un paysage complexe peut
D	0	F	50	50	50		50	100	Des prairies riches compen:
D	0	D	0	0	0			0	

Arbre de décision pour la gestion du paysage (Paysage)

Nous nous appuyons sur les données de grandes cultures qui donnaient un même poids à la taille de la parcelle et à la densité des ESN (section 4.3.3.3). Nous conservons cette pondération qui devient 50/50 dans le cas des prairies du fait de l'absence de la variable diversité des cultures (Tableau 4-42). En l'absence de données, nous n'introduisons pas de facteur correctif.

⁵ <https://means.inrae.fr/>

Tableau 4-42. Arbre de décision pour la variable Gestion du paysage dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux prairies, implémenté dans la plateforme MEANS.

ESN	Pén0	TParc	Pén1	Y brut	Y calibré	Correction relative ☐ absolue ☒	Y corrigé	Commentaire correction
F	50	F	50	100	100		100	
F	50	D	0	50	50		50	
D	0	F	50	50	50		50	
D	0	D	0	0	0		0	

Arbre de décision pour la gestion des prairies

Nous avons précédemment expliqué que la fertilisation minérale et l'intensité du pâturage peuvent être considérées comme ayant un effet moyen, toutes les deux autour de 30% (Tableau 4-64, en Annexe 4-1), tandis que la variable « traitements médicamenteux » a un effet faible, autour de 10%. Si nous ramenons le total des effets à 100%, cela donne respectivement des effets de 43%, 43% et 14% pour la fertilisation minérale, l'intensité du pâturage et les traitements médicamenteux. L'arbre de décision est montré dans le Tableau 4-43. Nous n'avons pas trouvé de référence bibliographique pouvant conduire à des corrections.

Tableau 4-43. Arbre de décision pour la variable Gestion des prairies dans CONTRA-BiodivLabel appliqué aux prairies, implémenté dans la plateforme MEANS.

Ntot	Pén0	PatInt	Pén1	TraitMed	Pén2	Y brut	Y calibré	Correction relative ☐ absolue ☒	Y corrigé	Commentaire correction
F	43	F	43	F	14	100	100		100	
F	43	F	43	D	0	86	86		86	
F	43	D	0	F	14	57	57		57	
F	43	D	0	D	0	43	43		43	
D	0	F	43	F	14	57	57		57	
D	0	F	43	D	0	43	43		43	
D	0	D	0	F	14	14	14		14	
D	0	D	0	D	0	0	0		0	

4.2.6. Application de CONTRA-BiodivLabel aux cahiers des charges en prairie

En bref : L'application de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel pour la diversité des plantes sauvages aux cahiers des charges dans le contexte des prairies suggère que les labels Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin ont les niveaux de biodiversité les plus bas, suivis par le label AOP Comté et les labels Agriculture Biologique, Nature & Progrès, Demeter.

Nous présentons ici l'application de l'indicateur CONTRA-BiodivLabel décrit dans la section précédente (section 4.3.5) aux cahiers des charges en prairie. Dans la section 4.3.6.1, nous présentons la méthode de paramétrage des pratiques à partir des cahiers des charges. Dans la section 4.3.6.2, nous présentons les résultats pour les différents cahiers des charges. Nous terminons par une synthèse des résultats (section 4.3.6.3).

4.2.6.1. Paramétrage des pratiques à partir des cahiers des charges

Nous utilisons la même approche que celle décrite pour les grandes cultures (section 4.3.4.1). Pour les variables paysagères, nous utilisons la même source de données que pour les grandes cultures. Pour la dose d'azote total et l'intensité du pâturage (via le chargement), nous nous appuyons sur les données du réseau Inosys de l'IDEE⁶ (Tableau 4-44). Pour les traitements médicamenteux, nous avons fixé le maximum pour les cahiers des charges en bio et une valeur de 20% et non de 0% pour exprimer le fait qu'il est possible d'avoir recours à des médicaments allopathiques en AB. L'incertitude sur cette variable a de faibles conséquences puisqu'elle a un faible poids dans l'indicateur CONTRA-BiodivLabel appliqué aux prairies (Tableau 4-38).

Dans la production de lait, les situations de production sont très différentes entre les prairies de montagne et les prairies de plaine. Nous distinguons donc les pratiques des grands systèmes de la typologie d'Inosys, conventionnel en plaine et conventionnel en montagne (Tableau 4-44). Nous appliquons donc chaque cahier des charges non lié à une zone géographique aux contextes de plaine et de montagne.

Tableau 4-44. Niveau des pratiques par défaut et niveau d'impact correspondant (calculés à partir des seuils du Tableau 4-39.b).

Pratique	Niveau de la pratique		Niveau d'impact	
	Conventionnel plaine	Conventionnel montagne (hors AOP)	Conventionnel plaine	Conventionnel montagne (hors AOP)
Taille des parcelles (ha) ^(a)	2,5	2,5	0,42	0,42
Éléments semi-naturels (%) ^(a)	10,7	10,7	0,53	0,53
Fertilisation organique (kg Ntot /ha SPE) ^(b)	130	112	-	-
Fertilisation minérale (kg N/ha) ^(b)	52	45	-	-
Azote total (kg N/ha)	182	157	1	1
Intensité du pâturage (UGB/ha) ^(b)	1,4	1	0,9	0,5
Traitement médicamenteux (%) ^(c)	100	100	1	1

^(a) Données du Groupe de travail Ecologie affichage environnemental n°3 30/11/2023, MTECT, ADEME, OFB

^(b) Réseau Inosys de l'IDEE : [https://idele.fr/observatoire-](https://idele.fr/observatoire-inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303)

[inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303](https://idele.fr/observatoire-inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303)

^(c) Valeurs extrêmes (dire d'expert)

4.2.6.2. Résultats

Nous présentons les résultats en partant des cahiers des charges *a priori* le moins en lien avec la biodiversité jusqu'aux cahiers des charges le plus en lien avec la biodiversité (voir chapitre 3). Pour chaque label, nous présentons deux tableaux : le premier montre le niveau pour chaque pratique (entre 0 et 1) et la justification associée, le second montre la valeur d'impact associée à chaque variable d'entrée (entre 0 et 1) et chaque variable agrégée (entre 0 et 100). Pour les cahiers des charges non liés à une zone géographique, le tableau est décomposé en deux parties correspondant aux contextes de plaine et de montagne.

Bleu-Blanc-Cœur

Si le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur pousse à l'utilisation fourrages issus de prairies, il ne traite pas des pratiques de gestion des prairies qui ont un impact sur la biodiversité (Tableau 4-45). Ceci s'explique par le fait que ces labels se focalisent sur la gestion des animaux. Par conséquent, toutes les valeurs sont celles des niveaux de pratiques et d'impacts par défaut donnés dans le Tableau 4-44.

⁶ [https://idele.fr/observatoire-](https://idele.fr/observatoire-inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303)

[inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303](https://idele.fr/observatoire-inosys?tx_ideieinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideieinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303)

Tableau 4-45. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ;
le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

a)

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose azote total	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1
Intensité du pâturage	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.9
Traitement médicamenteux	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1

b)

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose azote total	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1
Intensité du pâturage	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.5
Traitement médicamenteux	mini	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1

Le Tableau 4-46 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 56,76 points pour le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur en plaine, soit un niveau de biodiversité moyen (40-60), et 62,05 points en montagne, soit un niveau de biodiversité élevé (60-80). La gestion de la prairie plus extensive en montagne explique cette différence.

Tableau 4-46. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies : **a)** situation de plaine et **b)** situation de montagne (hors AOP).
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

a)

DivTotPlant : 56.76	DivPI_ESN : 53	ESN : 0.53	
	DivPI_Prai : 43.38	Paysage : 55.5	ESN : 0.53
		Gest_Prai : 3.01	TParc : 0.42
			Ntot : 1
			PatInt : 0.93
			TraitMed : 1

b)

DivTotPlant : 62.05	DivPI_ESN : 53	ESN : 0.53	
	DivPI_Prai : 54.18	Paysage : 55.5	ESN : 0.53
		Gest_Prai : 21.5	TParc : 0.42
			Ntot : 1
			PatInt : 0.5
			TraitMed : 1

Label Rouge Gros bovin

Le cahier des charges Label Rouge Gros bovin ne traite pas non plus des pratiques qui ont un impact sur la biodiversité. La seule différence est que ce cahier des charges propose une limite maximale de 2 UGB/ha. Cette limite étant supérieure à la pratique moyenne, elle n'est pas prise en compte pour cette variable d'entrée (Tableau 4-47).

Tableau 4-47. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Label Rouge Gros bovin pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies : **a)** situation de plaine et **b)** situation de montagne (hors AOP)
(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en rose clair = pratique couverte par le cahier des charges mais conduisant à un moins bon résultat que la pratique courante ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

a)				
Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose azote total	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1
Intensité du pâturage	mini	< 2 UGB/ha	Mesure plus défavorable que la pratique moyenne (Tab. 4.43)	0.9
Traitement médicamenteux	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1
b)				
Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose azote total	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1
Intensité du pâturage	mini	< 2 UGB/ha	Mesure plus défavorable que la pratique moyenne (Tab. 4.43)	0.5
Traitement médicamenteux	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1

Le Tableau 4-48 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel pour le cahier des charges Label Rouge Gros bovin aboutit aux mêmes notes que le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur : 56,76 points en plaine, et 62,05 points en montagne.

Tableau 4-48. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Label Rouge Gros bovin avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies : **a)** situation de plaine et **b)** situation de montagne (hors AOP).
Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

a)				
DivTotPlant : 56.76	DivPI_ESN : 53	ESN : 0.53		
	DivPI_Prai : 43.38	Paysage : 55.5	ESN : 0.53	
			TParc : 0.42	
		Gest_Prai : 3.01	Ntot : 1	
			PatInt : 0.93	
			TraitMed : 1	
b)				
DivTotPlant : 62.05	DivPI_ESN : 53	ESN : 0.53		
	DivPI_Prai : 54.18	Paysage : 55.5	ESN : 0.53	
			TParc : 0.42	
		Gest_Prai : 21.5	Ntot : 1	
			PatInt : 0.5	
			TraitMed : 1	

Comté

Le Tableau 4-49 met en évidence que le cahier des charges du Comté contient deux mesures qui ont un impact sur la biodiversité. Pour la dose d'azote total, la limite de 120 kg/ha imposée par le cahier des charges est plus favorable que la pratique moyenne en montagne, qui est de 157 kg N/ha, tandis que la mesure de chargement > 2 ha n'est pas plus favorable que la pratique moyenne en montagne, qui est de 1,4 UGB (Tableau 4-44).

Tableau 4-49. Valeurs pour les variables d'entrée pour le cahier des charges Comté pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies

(pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte par le cahier des charges et prise en compte dans l'établissement de la variable d'entrée ; pratique en rose clair = pratique couverte par le cahier des charges mais conduisant à un moins bon résultat que la pratique courante ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose azote total	mini	< 120 kg/ha	Mesure plus favorable que la pratique moyenne (Tab. 4.43)	0.8
Intensité du pâturage	mini	< 1,3 UGB/ha	Mesure plus défavorable que la pratiques moyenne (Tab. 4.43)	0.9
Traitement médicamenteux	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	1

Le Tableau 4-50 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 64,5 points pour le cahier des charges Comté, soit un niveau de biodiversité élevé (60-80). Cela correspond à une augmentation de 2 points par rapport au cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Gros Bovin (en montagne) pour la diversité totale, et de 5 points pour la diversité dans les parcelles alors qu'aucune différence n'est observée au niveau de la diversité dans les ESN en l'absence de données plus précises sur les ESN et taille de parcelles. La meilleure note du Comté est due à des pratiques de fertilisation légèrement plus favorables au niveau de la dose d'azote total.

Tableau 4-50. Tableau synoptique de l'évaluation du cahier des charges Comté avec l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies.

Le code couleur va du vert (impact minimal ou diversité maximale) au rouge (impact maximal ou diversité minimale).

DivTotPlant : 64.5	DivPI_ESN : 53	ESN : 0.53	
	DivPI_Prai : 59.2	Paysage : 55.5	ESN : 0.53
			TParc : 0.42
			Ntot : 0.8
		Gest_Prai : 30.1	PatInt : 0.5
			TraitMed : 1

Agriculture biologique (AB, Nature & Progrès, Demeter)

Après examen, nous constatons qu'il n'y a pas de différence entre les trois cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter. Nous les traitons donc ensemble. Le Tableau 4-51 met en évidence que ces cahiers des charges améliorent deux pratiques via l'interdiction des engrais minéraux et la restriction des traitements médicamenteux. Ils traitent également du chargement, mais pas de manière suffisamment précise pour changer les pratiques.

Tableau 4-51. Valeurs pour les variables d'entrée pour les cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter pour l'indicateur CONTRA-BiodivLabel plantes sauvages en prairies : **a)** situation de plaine et **b)** situation de montagne (pratique en blanc = pratique non couverte par le cahier des charges ; pratique en vert clair = pratique couverte par le cahier des charges et prise en compte dans l'établissement de la variable d'entrée ; le code couleur pour la valeur d'impact va du vert = impact minimal au rouge = impact maximal).

a)				
Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des ESN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose N total	mini	0 engrais minéral	Absence de fertilisation minérale et pratique moyenne pour la fertilisation organique (Tab. 4.43)	0.87
Intensité du pâturage	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.9
Traitement médicamenteux	mini	Recours limité	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.2

b)				
Pratique	Niveau max ou mini favorable à la biodiversité	Niveau de la pratique	Commentaire	Valeur pour la variable d'entrée dans l'indicateur prédictif
Configuration spatiale du parcellaire (taille, forme)	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.42
Implantation des IAE/HSN	max		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.53
Dose N total	mini	0 engrais minéral	Absence de fertilisation minérale et pratique moyenne pour la fertilisation organique (Tab. 4.43)	0.75
Intensité du pâturage	mini		Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.5
Traitement médicamenteux	mini	Recours limité	Pas pris en compte, données sur les pratiques (Tab. 4.43)	0.2

Le Tableau 4-52 montre que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel aboutit à une note de diversité totale des plantes sauvages de 61,93 points pour les cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter en plaine, et 68,32 points en montagne, soit des niveaux de biodiversité élevés (60-80). Cela correspond à une augmentation de 7 points pour la montagne par rapport à la plaine. Pour la plaine, l'avantage des cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter est presque de 5 points sur le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur. Pour la montagne, l'avantage est de 7 points sur le cahier des charges Bleu-Blanc-Cœur, et de 4 points sur le cahier des charges Comté. La réduction de la dose d'azote total et la réduction des traitements médicamenteux expliquent ces différences.

Tableau 4-52. Tableau synoptique de l'évaluation des CdC en agriculture biologique, AB, Nature & Progrès, Demeter pour les prairies, avec l'indicateur prédictif CONTRA-Biodivlabel : **a)** situation de plaine et **b)** situation de montagne

a)				
DivTotPlant : 61.93	DivPLESN : 53	ESN : 0.53	ESN : 0.53	
	DivPL_Prai : 53.94	Paysage : 55.5	TParc : 0.42	
		Gest_Prai : 21.09	Ntot : 0.87	
			Patint : 0.9	
			TraitMed : 0.2	

b)				
DivTotPlant : 68.32	DivPLESN : 53	ESN : 0.53	ESN : 0.53	
	DivPL_Prai : 66.99	Paysage : 55.5	TParc : 0.42	
		Gest_Prai : 43.45	Ntot : 0.75	
			Patint : 0.5	
			TraitMed : 0.2	

4.2.6.3. Synthèse

Les résultats présentés dans les parties précédentes et le tableau de synthèse (Tableau 4-53) font ressortir trois groupes pour la diversité totale des plantes :

- les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin appliqués en contexte de plaine (57 points) ;
- les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin appliqués en contexte de montagne, les cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter appliqués en contexte de plaine, et le cahier des charges Comté, avec une position intermédiaire (62-65 points) ;
- les cahiers des charges AB, Nature & Progrès, Demeter appliqués en contexte de montagne (68 points).

Tableau 4-53. Synthèse des résultats en prairies (en gras, les résultats des variables agrégées).

	Plaine/ montagne	Diversité totale plantes	Diversité dans les éléments semi naturels (ESN)	Diversité prairies	Paysage	Gestion des prairies	Eléments semi naturels (ESN)	Taille parcelles	Dose azote total	Intensité pâturage	Traitements médica- menteux
Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge,	plaine	57	53	43	56	3	0.53	0.42	1	0.93	1
Agriculture biologique (AB, Nature & Progrès, Demeter)	plaine	62	53	53	56	20	0.53	0.42	0.87	0.93	0.2
Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge	montagne	62	53	54	56	22	0.53	0.42	1	0.5	1
AOP Comté	montagne	65	53	59	56	30	0.53	0.42	0.8	0.5	1
Agriculture biologique (AB, Nature & Progrès, Demeter)	montagne	68	53	67	56	43	0.53	0.42	0.75	0.5	0.2

Ces résultats sont cohérents avec le fait que les prairies présentent une plus grande diversité végétale que les grandes cultures. Ils montrent également que le gradient est beaucoup plus resserré en prairies qu'en grandes cultures, où le gradient allait de 15 à 69 points (Tableau 4-37). Ce résultat est cohérent avec le fait que nous n'avons pas de systèmes prairiaux très intensifs en France, contrairement aux systèmes à la néerlandaise avec 400 kg N/ha sur les prairies. Il est à noter que les différences sont plus marquées pour la diversité des plantes en prairies que pour la diversité des plantes dans les ESN, pour lesquelles il n'y avait pas de données différenciées entre plaine et montagne et pas de prise en compte par les cahiers des charges. Ce résultat est cohérent avec le fait que le contexte paysager français est globalement favorable, notamment en termes de ESN et de taille de parcelles. Nous avons cependant utilisé des données relativement grossières pour ces deux pratiques, et il serait pertinent d'affiner les valeurs moyennes en contextes de plaine et de montagne.

La méthode que nous avons développée permet de noter des cahiers des charges de productions végétales en grandes cultures et en prairies. On peut appliquer la notation aux produits végétaux issus de ces cahiers des charges puisque le produit est directement lié au mode de production conduit selon les prescriptions du cahier des charges. Pour les produits animaux issus de ruminants, il est nécessaire de réaliser une étape supplémentaire puisque ces animaux consomment dans la plupart des cas de l'herbe, des aliments achetés et des concentrés issus des grandes cultures. Il faut donc définir une méthode d'agrégation des résultats des cahiers des charges grandes cultures et prairies.

Pour obtenir une note de biodiversité pour les produits animaux, une piste consiste à calculer une moyenne pondérée au prorata des surfaces de prairies et de cultures utilisées dans les exploitations labellisées. Les surfaces utilisées pour produire les concentrés peuvent être internes (au sein de l'exploitation) ou externes (en cas d'achat). Il faut donc

considérer la surface totale (exploitation et additionnelle pour produire les concentrés achetés), i.e. la « pseudo-ferme ». A partir des données du réseau Inosys, nous proposons une méthode simplifiée de calcul de cette surface de culture totale (Tableau 4-54). Cet exemple de calcul ne prend pas en compte la nature du concentré, du mode de production (ex : soja OGM ou non) ou les différences de rendement. Les valeurs fournies dans le tableau ont donc surtout vocation à illustrer la démarche.

Tableau 4-54. Illustration de la méthode de calcul des surfaces de prairies et de cultures totales pour différents cahiers des charges.

	Conventionnel plaine	AB plaine	Conventionnel montagne	Conventionnel montagne (AOP Comté)	AB montagne
Surface exploitation ^(a)	107	135	94	120	104
Surface fourragère ^(a)	87	116	85	115	90
% maïs ^(a)	30	5	11	0	3
Surface prairies (ha) ^(b)	61	110	76	115	87
Surface maïs ^(c)	26	6	9	0	3
Surface cultures (ha) ^(d)	20	19	9	5	14
% concentrés achetés ^(a)	85	55	74	88	53
Surface hors ferme ^(e)	39	14	14	4	9
Surface culture totale (ha) ^(f)	85	38	32	9	26

^(a)Réseau Inosys de l'IDELE : https://idele.fr/observatoire-inosys?tx_ideileinosys_inosys%5Baction%5D=synthese&tx_ideileinosys_inosys%5Bcontroller%5D=Inosys&cHash=882ea4a3123808ab552c55d36ee67303

^(b)Surface fourragère*(1-% maïs/100)

^(c)Surface totale- Surface fourragère

^(d)Surface totale

^(e)Surface cultures *% concentrés/100

^(f)Surface cultures + surface maïs+surface additionnelle

Pour le calcul de l'indicateur de biodiversité final, nous utilisons les valeurs de grandes cultures données au Tableau 4-37 et celles en prairies données au Tableau 4-53. Cette approche ne prend pas en compte le fait que les niveaux de biodiversité en prairie et en grandes cultures diffèrent (Batáry *et al.*, 2012). Il faudrait donc ajouter une pondération en faveur des prairies.

Le Tableau 4-55 montre les notes obtenues pour un sous-échantillon de cahiers des charges suite à cette dernière étape d'agrégation. On constate que les notes sont inférieures à celles obtenues pour les prairies (Tableau 4-53), surtout pour les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin. La diminution est plus faible pour le cahier des charges AB. Ceci peut s'expliquer par le fait que les notes en grandes cultures AB sont certes plus faibles que celles en prairies AB, mais l'écart est bien moindre que pour les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin. Il est à noter que si nous avions pris l'exemple du cahier des charges Demeter, nous aurions eu des notes légèrement supérieures, de 64 en plaine au lieu de 61, et de 68 en montagne au lieu de 66, puisque la note du cahier des charges Demeter en grandes cultures est de 69 au lieu de 60.

Tableau 4-55. Calcul d'un indicateur agrégé au prorata des surfaces de prairies et des surfaces de cultures nécessaires pour l'alimentation des vaches laitières.

	Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin plaine	AB plaine	Demeter plaine	Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin montagne	AOP Comté	AB montagne	Demeter montagne
Surface culture totale	63	35	25	25	9	24	0
Indicateur diversité totale plantes grandes cultures	15	59	69	24	15	59	59
Surface prairies (ha)	61	110	76	76	115	87	0
Indicateur diversité totale plantes prairies	57	62	68	62	65	68	68
Indicateur final	36	61	64	53	61	66	68

4.2.7. Discussion

En bref : L'indicateur CONTRA-BiodivLabel est une méthode transparente et basée sur la littérature, qui permet de comparer l'impact potentiel des labels sur la biodiversité à partir de leurs cahiers des charges, avec les scores les plus faibles pour Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge et HVE, des scores intermédiaires pour Comté et les scores maximaux pour AB, Nature & Progrès et Demeter. Ce travail met également en évidence le manque de prise en compte des variables paysagères dans l'ensemble des cahiers des charges, ce qui limite la capacité des labels à atteindre des scores élevés.

4.2.7.1. Bilan

Ce travail répond aux manques identifiés dans la revue de littérature présentée dans le chapitre 2. En effet, il n'existe que peu de méthodes *a priori* permettant de prévoir l'effet des pratiques issues d'un cahier des charges sur la biodiversité (mais voir Girardin et Sardet (2002) ou le travail récent du BASIC (Alliot *et al.*, 2021)). De surcroît, ces travaux n'intègrent pas les tailles d'effets ni les interactions entre pratiques.

Nous avons fourni une preuve de concept pour la diversité des plantes sauvages, mais qui peut être adaptée à la diversité d'autres taxons, ainsi que pour d'autres EBV. L'indicateur CONTRA-BiodivLabel repose sur une méthode d'agrégation originale basée sur des arbres de décision flous. Celle-ci a l'avantage de combiner la lisibilité des arbres de décision et une approche continue permise par la logique floue. Cette méthode a également l'avantage d'être transparente, avec la possibilité d'introduire des facteurs correctifs que l'on peut justifier. Cette méthode permet également de prendre en compte des interactions entre pratiques. Enfin, CONTRA-BiodivLabel repose sur le corpus de connaissances scientifiques étudié dans le chapitre 3, ce qui a permis de renforcer sa crédibilité scientifique.

L'application de la méthode CONTRA-BiodivLabel aboutit au gradient de notes suivants : Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge obtiennent les notes les plus faibles, suivi de près par HVE ; Comté obtient des notes intermédiaires ; AB, Nature & Progrès et Demeter obtiennent les notes les plus élevées, avec un avantage pour Demeter en grandes cultures. Ce gradient est cohérent avec l'analyse des cahiers des charges présentée dans le chapitre 3. Les notes de biodiversité sont plus élevées en prairies qu'en grandes cultures, ce qui est également cohérent avec la revue de littérature sur l'effet des types de couverts agricoles sur la biodiversité (chapitre 3). Il convient néanmoins de noter que l'indicateur CONTRA-BiodivLabel n'a pas vocation à produire des valeurs directement comparables entre prairies et grandes cultures.

Nos résultats mettent également en évidence le fait que la majorité des cahiers des charges ne traitent que très partiellement des pratiques ayant un effet sur la biodiversité (voir également l'analyse des cahiers des charges dans le chapitre 3). Lors de l'application de la méthode CONTRA-BiodivLabel, nous avons choisi d'utiliser les pratiques françaises moyennes lorsque les cahiers des charges ne mentionnaient pas ces pratiques. Nous aurions cependant pu choisir les limites défavorables, ce qui aurait alors tiré les notes de l'ensemble des cahiers des charges vers le bas. Au-delà de ces choix méthodologiques, nos résultats mettent en évidence l'intérêt qu'auraient les cahiers des charges à prendre en compte les variables qui ont le plus d'influence sur la biodiversité. Les cahiers des charges prennent notamment très peu en compte les variables paysagères, ce qui limite les notes de biodiversité en grandes cultures. Par exemple, des mesures fixant le seuil d'ESN à 10% et la taille des parcelles à 4 ha permettraient d'augmenter la note des cahiers des charges en AB en grandes cultures de 59 à 70 points.

4.2.7.2. Perspectives

Une première perspective consiste à consolider le choix des variables d'entrée, le paramétrage des tailles d'effet et les fonctions d'appartenance. CONTRA-BiodivLabel repose sur le corpus de connaissances issu du chapitre 3, contenant 331 références pour les plantes sauvages, dont une majorité de méta-analyses. En s'appuyant sur ces méta-analyses, nous avons restreint le champ du possible en termes de variables d'entrée et de fonctions d'appartenance. En effet, les méta-analyses concernent uniquement les pratiques les plus étudiées. Par ailleurs, elles comparent souvent une pratique par

rapport à une absence de pratique mais ne permettent pas de déduire des courbes de réponses comme celles proposées par Lindner *et al.* (2019). Il serait donc pertinent de suivre les recommandations de Makowski *et al.* (2023), qui consistent à repartir des articles de base de ces méta-analyses pour éviter les effets liés aux redondances d'articles entre méta-analyses, les questions d'hétérogénéité des contextes (mélange de contextes tropicaux et tempérés) et d'hétérogénéité des variables (pratiques, tailles d'effet). Il serait notamment pertinent de repartir du corpus de base en se limitant aux papiers sur les zones tempérées et en creusant la question des interactions, notamment entre paysage et gestion de la parcelle.

Une seconde perspective consiste à valider les résultats obtenus avec CONTRA-BiodivLabel en les comparant à des valeurs mesurées, comme cela a par exemple été fait pour les méthodes SALCA ou I-BIO (voir section 4.2.3). Il est possible de confronter ces résultats à des mesures de terrain, ou à des avis d'experts (Bockstaller et Girardin, 2003). Une telle démarche de validation est cependant compliquée par le fait que la méthode CONTRA-BiodivLabel évalue un impact potentiel des pratiques de gestion du paysage et de la parcelle, et non d'autres facteurs biophysiques tels que le climat, l'histoire de la parcelle, etc. La validation nécessite donc des jeux de données prenant en compte simultanément les variables d'entrée (les pratiques et variables paysagères) et les covariables, et couvrant une large gamme de contextes (agronomiques, paysagers, climatiques). La disponibilité croissante de jeux de données issus des sciences participatives (par ex. L'Observatoire de Biodiversité Agricole, ou le réseau ENI-500) représente cependant une piste prometteuse.

Une troisième perspective consiste à prendre en compte les questions d'emprise foncière. En effet, la méthode CONTRA-BiodivLabel ne permet pour l'instant que des comparaisons de biodiversité locale à l'hectare, sans prendre en compte la surface nécessaire pour la production d'un kilogramme de produit. A l'inverse, la méthode BVI (Lindner *et al.*, 2019), sur laquelle est basée la seconde piste méthodologique développée dans la section suivante (section 4.4), permet de prendre en compte les surfaces nécessaires pour produire chaque composant, ce qui nécessite de tenir compte du rendement de chaque production. Bien que la pertinence relative des unités fonctionnelles de type « hectare » *versus* « produit » reste controversée, négliger totalement l'emprise foncière, premier déterminant de perte de biodiversité à l'échelle globale, est une limite de notre méthode. C'est cependant une question délicate, et il est crucial de bien évaluer les risques associés au fait de favoriser ou défavoriser les systèmes agroécologiques à plus faible rendement (voir section 4.6).

Une quatrième perspective consiste à étendre le travail mené sur la diversité végétale afin de prendre en compte d'autres groupes taxonomiques pour lesquels nous avons suffisamment de données (voir chapitre 3). On pourrait alors ajouter une étape d'agrégation des valeurs de l'indicateur pour les différents taxons, ce qui est possible dans l'outil CONTRA, avec une étape de hiérarchisation si l'on souhaite intégrer plus de 5 groupes taxonomiques. Cette étape d'agrégation nécessiterait de recueillir les pondérations auprès des acteurs (Roesch *et al.*, 2020). Ceci permettrait par exemple de débattre du poids des espèces à valeur patrimoniale *versus* des espèces fonctionnelles (ex : diversité fonctionnelle des prédateurs des ravageurs (Rouabah *et al.*, 2014), les premières intéressant les protecteurs de la nature et les secondes les acteurs de l'agroécologie. Une approche un peu plus complexe pourrait consister à introduire pour certains taxons des effets indirects liés aux interactions trophiques, à l'instar de ce qui a été fait dans l'indicateur I-BIO (Soulé *et al.*, 2023).

Enfin, le travail effectué sur CONTRA-BiodivLabel pour l'agriculture pourrait être étendu à l'aquaculture. Les effets des pratiques sur la biodiversité restent cependant difficiles à établir de manière précise pour l'aquaculture, en partie à cause du manque de documentation dans la littérature scientifique. Avant de pouvoir entreprendre le développement d'un modèle avec la méthode CONTRA, un effort de consolidation des connaissances sur les relations « pratiques d'aquaculture – impact sur la biodiversité » est donc nécessaire.

4.3. Indicateur de l'impact des labels sur la biodiversité à partir des données statistiques agricoles

4.3.1. Introduction

En bref : Bien que le système agroalimentaire soit le premier secteur responsable de l'érosion de la biodiversité terrestre, l'évaluation de l'impact des produits alimentaires reste limitée soit à des mesures in situ qui ne permettent pas de généralisation, soit à des modèles systémiques qui ne sont pas calibrés à partir de la littérature scientifique.

L'érosion de la biodiversité est, avec le changement climatique, l'une des crises environnementales les plus importantes. Alors que les impacts des trajectoires actuelles du changement climatique sont estimés à plusieurs dizaines de points de pourcentage du PIB (Rose *et al.*, 2022), la perte des pollinisateurs représente à elle seule 1 à 2% du PIB, et environ 4 milliards d'euros pour un pays comme l'Allemagne (Lippert *et al.*, 2021). L'IPBES identifie cinq moteurs de la perte de biodiversité (IPBES *et al.*, 2019) : le changement d'affectation des terres (30%), l'exploitation directe (23%), le changement climatique (14%), la pollution (14%) et les espèces envahissantes (11%). L'agriculture contribue fortement à trois de ces cinq facteurs (changement d'affectation des terres, changement climatique et pollution) et est, avec l'exploitation directe, le principal secteur économique responsable de l'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale (Maxwell *et al.*, 2016 ; Tilman *et al.*, 2017).

L'affichage environnemental des produits alimentaires est l'une des politiques visant à réduire l'impact de l'agriculture sur la biodiversité. Bien que l'information des consommateurs ne semble déclencher que de faibles changements à court terme dans les choix alimentaires (Dubois *et al.*, 2021 ; De Marchi *et al.*, 2023), l'affichage environnemental ouvre la voie à plusieurs effets indirects à long terme. Il encourage les producteurs à modifier leurs pratiques et les transformateurs à modifier la formulation de leurs produits pour améliorer leur notation, et peut servir de support à d'autres politiques (par exemple, exigence d'une notation minimale pour l'ordre public, taxe basée sur la notation, etc.).

Au niveau européen, la Commission a adopté une proposition de directive en mars 2023 exigeant que toutes les entreprises souhaitant revendiquer une meilleure performance environnementale utilisent le cadre d'analyse du cycle de vie, et par exemple la méthode de l'empreinte environnementale du produit et de l'organisation (PEF et OEF) de l'UE, pour objectiver la revendication. La France a franchi une nouvelle étape avec la loi n°2021-1104 du 22 août 2021 (République française, 2021) portant sur la lutte contre le dérèglement climatique et le renforcement de la résilience face à ses effets, qui prévoit de rendre l'affichage environnemental obligatoire sur tous les produits alimentaires à l'issue d'une expérimentation prévue pour une durée de 5 ans. La proposition d'Eco-score par l'ADEME, qui visait à inspirer le futur outil gouvernemental, a été critiquée par plusieurs parties prenantes, notamment parce qu'elle est basée sur une analyse du cycle de vie des produits qui ne prend pas suffisamment en compte l'impact des produits alimentaires sur la biodiversité. Le Conseil scientifique de l'expérimentation a souligné que l'analyse du cycle de vie prenait en compte trois des cinq principaux facteurs de perte de biodiversité, mais a reconnu l'intérêt de compléter l'analyse du cycle de vie sur des points spécifiques (Soler *et al.*, 2021). Face à cette controverse, il est urgent de proposer une méthode transparente, calibrée à partir de la littérature scientifique et applicable aux données comptables et cartographiques disponibles pour un grand nombre d'exploitations agricoles françaises pour calculer l'impact des produits alimentaires sur la biodiversité. C'est l'objectif de cette section.

Dans le cadre de l'affichage environnemental, plusieurs caractéristiques semblent pertinentes à prendre en compte pour sélectionner un indicateur de biodiversité :

- S'appuyer sur une définition explicite et opérationnelle de la biodiversité. Le terme de biodiversité est très polysémique. C'est pourquoi il est important de préciser une définition opérationnelle adaptée au contexte (Santana, 2014). Cette définition doit également garder un lien intuitif avec les principaux problèmes liés à l'érosion de la biodiversité, tels que la perte d'espèces ou d'écosystèmes (et en particulier ceux qui fournissent des services importants tels que les pollinisateurs).

- S'attaquer aux principaux facteurs de perte de biodiversité liés à l'agriculture, à savoir le changement d'affectation des terres, le changement climatique et la pollution.
- S'appuyer sur des données relatives à la biodiversité ou à des pratiques mesurées et représentatives au niveau de la parcelle pour estimer l'impact des pratiques réelles plutôt que potentielles sur la biodiversité.
- Permettre l'évaluation de tout produit alimentaire. L'affichage environnemental vise à être obligatoire et le modèle doit donc être applicable à tout produit sur la base des données actuellement disponibles, en différenciant à la fois les types de produits (par exemple, lentilles contre poulet) et les modes de production d'un même produit (par exemple, blé conventionnel contre blé biologique).
- S'appuyer sur une validation de l'impact estimé basée sur des mesures *in situ* de la biodiversité. Il y a toujours deux façons d'évaluer un impact : la mesure *in situ* et la modélisation. Dans le second cas, un critère essentiel de robustesse est la validation du modèle, au moins sur les variables prédites pour lesquelles des mesures *in situ* de la biodiversité sont disponibles (par exemple, la biodiversité par unité de surface).

On peut distinguer trois grands types de méthodes pour évaluer l'impact des produits alimentaires sur la biodiversité : les observations *in situ* de la biodiversité par comptage des espèces dans les écosystèmes, la modélisation de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité, et la modélisation de l'impact des spécifications des signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) sur la biodiversité (Tableau 4-56). L'adéquation de ces trois méthodes avec les cinq exigences clés de l'affichage environnemental est résumée dans les trois paragraphes suivants.

Tableau 4-56. Exigences en matière d'affichage environnemental et méthodes existantes.
Le code couleur donne le jugement des auteurs sur le degré d'adéquation pour chaque critère
(exigence remplie, partiellement remplie, non remplie) sur la base de l'exemple cité en tête de tableau.

	Mesures <i>in situ</i> (e.g., Tuck <i>et al.</i> (2014))	Modélisation à partir des cahiers des charges (e.g., Alliot <i>et al.</i> (2021))	Modélisation basée sur les données des pratiques agricoles (e.g., Lindner <i>et al.</i> (2022))	BVIAS (cette étude)
Définition explicite et opérationnelle de la biodiversité	Diversité des espèces, mais dominée par des études sur les petits organismes du sol.	Définition implicite	Dégradation de l'état naturel (ou risque d'extinction d'espèces pour d'autres études)	Calibré sur la base de méta- analyses ou d'études à grande échelle sur la diversité des espèces de plusieurs taxons liés aux services écosystémiques (ex. pollinisateurs) ou au fonctionnement des écosystèmes (ex. vertébrés).
Aborde l'utilisation des terres	Prise en compte des effets sur le paysage. Pas de prise en compte des rendements.	Prise en compte des effets sur le paysage. Pas de prise en compte des rendements.	Pas de prise en compte des effets sur le paysage. Prise en compte des rendements.	Prise en compte des effets sur le paysage et des rendements.
Aborde le changement climatique	Non	Non	Pas dans Lindner <i>et al.</i> (2022), mais pris en compte par d'autres modèles.	Non
Aborde les pollutions	Prise en compte de toutes les pollutions, avec l'ampleur de l'effet.	Prise en compte des principales pollutions, pas de taille d'effet.	Prise en compte des principales pollutions, pas de taille d'effet.	Prise en compte des principales pollutions, avec l'ampleur de l'effet.
Basée sur des données, de biodiversité ou des pratiques au niveau de l'exploitation	Oui (biodiversité), mais manque de représentativité (petit échantillon, seulement quelques productions).	Non (spécification au niveau du label).	Oui (pratiques), mais manque de représentativité (inventaires du cycle de vie).	Oui (pratiques), mesurées dans toutes les exploitations ou dans un échantillon représentatif (RICA, RA, RPG)
Permet une estimation par défaut pour tout produit alimentaire	Non (trop peu de mesures pour différencier les produits).	Différencie de nombreux SIQO, mais pas les produits.	Différencie les principaux produits et le SIQO AB.	Différencie les principaux produits et les principales SIQO.
Calibration basée sur des mesures <i>in situ</i> de biodiversité	Oui (intrinsèquement)	Non	Non	Oui (études à large échelle et méta-analyses)

Les observations *in situ* répondent clairement aux critères de données et de validation. Cependant, elles sont disponibles sur un nombre limité de sites, ce qui rend difficile l'évaluation de tous les produits alimentaires. Les méta-analyses les plus complètes en termes de taxons étudiés permettent d'estimer un effet moyen par type de produit et par mode de production. Tuck *et al.* (2014) ont étudié des champs biologiques et conventionnels pour cinq types de cultures, et ont estimé que la diversité spécifique est en moyenne 30% plus élevée dans les champs biologiques. Le nombre d'espèces est une définition relativement explicite de la biodiversité et présente un lien intuitif avec les principales questions liées à l'érosion de la biodiversité tant que l'on reste dans le même écosystème. Ce lien est toutefois plus complexe lorsque l'on compare différentes composantes des écosystèmes, car nous comparons alors des communautés où chaque espèce ne contribue pas de la même manière à la résilience et à la fonction de l'écosystème (Sarkar, 2002 ; Santana, 2014). Enfin, les observations *in situ* présentent l'inconvénient majeur de ne pas prendre en compte le rendement, et donc la surface de terre utilisée, qui est de loin le premier facteur de perte de biodiversité selon l'IPBES(2019). En effet, la biodiversité est souvent exprimée par unité de surface dans ces études, et attribue donc le même impact à deux modes de production pour les mêmes produits (par exemple le blé), même si l'un occupe deux fois plus de terres que l'autre. Ce paradoxe est difficile à gérer dans l'affichage environnemental, car deux tonnes de blé ont le même impact qu'une tonne de blé, à condition que la quantité d'intrants par hectare soit la même.

La modélisation basée sur les données des pratiques agricoles est la méthode utilisée dans les analyses de cycle de vie. À l'aide d'un tel modèle, Crenna *et al.* (2019) ont montré que l'impact sur la biodiversité du système alimentaire de l'UE est principalement causé par les produits animaux (70-75% de l'impact total), et plus spécifiquement par le porc (19-23%) et le bœuf (21-25%). Read *et al.* (2022) ont montré que le risque d'extinction des espèces causé par la consommation alimentaire américaine pourrait être réduit de 30% en adoptant le régime flexitarien EAT-Lancet (Willett *et al.*, 2019), et jusqu'à 45% en réduisant les déchets. Cependant, les modèles utilisés dans ces études (de Baan *et al.*, 2013 ; Curran, 2014 ; Chaudhary *et al.*, 2015) prennent mal en compte les différences de pratiques pour un même produit, en n'utilisant que trois niveaux d'« intensité », sans prendre en compte les infrastructures agroécologiques, la taille des parcelles, etc. Il en résulte une très faible sensibilité aux différences de pratiques par unité de surface (Wermeille *et al.*, 2023). Pour y remédier, Lindner *et al.* (2019) ont proposé un modèle qui prend en compte 14 pratiques agricoles en plus du type d'écosystème (prairie vs terre arable vs forêt). En utilisant une version simplifiée adaptée aux variables disponibles dans la base de données d'inventaire du cycle de vie Agribalyse, Lindner *et al.* (2022) ont conclu que l'agriculture biologique réduit l'impact sur la biodiversité du kilogramme de blé (-33%) ou du litre de lait (-27%), mais augmente l'impact du kilogramme de poulet (+33%). Dans tous les cas, ces prédictions de modèles ne sont pas calibrées sur la base d'observations *in situ* de la biodiversité.

La modélisation à partir des cahiers des charges, jusqu'à présent mise en œuvre uniquement dans la littérature grise, permet d'évaluer l'impact potentiel des restrictions placées dans les cahiers des charges des SIQO. Alliot *et al.* (2021) ont conclu que les cahiers des charges associés à l'agriculture biologique (AB, Demeter et Nature & Progrès) limitent fortement les atteintes à la biodiversité (score entre 3/5 et 4/5), que l'Appellation d'Origine Protégée (AOP) Comté et Bleu-Blanc-Cœur les limitent modérément (2/5) et que d'autres labels (par exemple HVE, Zéro Pesticide, Label Rouge) ne les limitent pas. Cette approche a l'avantage de pouvoir s'appliquer à n'importe quel SIQO, mais ne tient pas compte des pratiques réellement mises en œuvre. Par exemple, le cahier des charges de l'AOP Comté qui limite la fertilisation minérale à 50 kg N/ha ne fournit pas d'informations sur les quantités réellement utilisées, les effets éventuels sur une plus grande diversité des cultures ou sur le rapport entre azote organique et minéral. De plus, cette approche souffre de la même limite que les observations *in situ* sur la non-prise en compte de la consommation de terres, et de la même limite que les autres modèles sur l'absence de calibration à partir de la littérature scientifique.

Enfin, pour les trois familles de méthodes, il est actuellement difficile d'évaluer la représentativité de leurs résultats pour un type de produit ou un SIQO donnés. Les mesures *in situ*, ainsi que les inventaires du cycle de vie, sont généralement effectués sur un nombre limité d'exploitations sans indication explicite de leur représentativité. Cette limite pourrait devenir encore plus critique car la pression de l'affichage environnemental pourrait conduire certaines parties prenantes à fournir des inventaires du cycle de vie avec des exemples flatteurs pour leur secteur. La modélisation

à partir d'un cahier des charges est intrinsèquement représentative d'un SIQO, mais uniquement pour les pratiques obligatoires ou interdites, et non pour les recommandations et les pratiques non mentionnées.

La disponibilité croissante des données collectées pour les statistiques publiques et les politiques agricoles permet de comparer les données sur les pratiques d'un grand nombre d'exploitations, y compris les exploitations soumises à des SIQO. Elle permet également d'utiliser l'appariement par score de propension pour comparer des exploitations présentant des caractéristiques structurelles similaires, et de se rapprocher ainsi de l'impact causal des SIQO. Certaines études ont déjà mis en relation les données du Réseau d'information comptable agricole (RICA) et de l'Institut national de l'origine et de la qualité (INAO) pour évaluer l'efficacité économique des exploitations certifiées. Jeanneaux *et al.* (2018) ont montré que certains SIQO ne génèrent pas une meilleure rentabilité, car la prime de prix est entièrement compensée par une efficacité technique moindre (par exemple, le Label Rouge ou les poulets de chair biologiques). Sengel *et al.* (2022) ont estimé que les exploitations laitières sous IG génèrent un revenu par unité de travail supérieur de 30% à celui des exploitations conventionnelles. Cette différence, principalement due aux IG de Franche-Comté, s'élève à 40% après avoir restreint la comparaison à des exploitations ayant une structure et une localisation comparables, selon une procédure d'« appariement ».

Notre étude propose une méthode transparente, calibrée à partir de la littérature scientifique et applicable aux données comptables et cartographiques disponibles pour un grand nombre d'exploitations agricoles françaises afin de calculer l'impact des produits alimentaires sur la biodiversité. Cette méthode est appliquée aux principales productions agricoles françaises, en distinguant les principaux SIQO traçables (agriculture biologique, Label Rouge et IG), dans le cadre de l'affichage environnemental. Basée sur le modèle BVI (Lindner *et al.*, 2019), notre méthode permet de dépasser les trois principales limites de l'affichage environnemental (Lindner *et al.*, 2022). En nous appuyant sur les statistiques agricoles (ex : RICA, Recensement agricole), nous accédons à des échantillons de grande taille et à des caractéristiques d'exploitation qui permettent d'objectiver le choix des contrefactuels aux exploitations SIQO, en suivant une procédure d'appariement. Nous tenons compte des effets du paysage sur la biodiversité en mobilisant le système français d'information parcellaire (RPG) et la base de données sur les éléments semi-naturels (BD Haies). Enfin, en calibrant les différences d'impacts prédites sur la base des ordres de grandeur établis à partir des mesures *in situ* de la biodiversité dans la littérature, nous améliorons la pertinence empirique des impacts estimés.

4.3.2. Matériels et méthodes

En bref : Nous décrivons ici le modèle BVIAS (Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics), qui permet d'estimer l'impact sur la biodiversité des principaux produits alimentaires à partir de données comptables et cartographiques. BVIAS est calibré à partir d'études à grande échelle et de méta-analyses. Il est ensuite utilisé pour déterminer si les principaux Signes d'Identification de la Qualité et de l'Origine ont un impact plus faible sur la biodiversité que leurs homologues conventionnels.

4.3.2.1. Modèle BVI

Le modèle BVIAS s'appuie sur le modèle BVI sélectionné à l'origine par l'ADEME pour la labellisation environnementale (Lindner *et al.*, 2022). Ce modèle prend en compte la biodiversité de la parcelle et tient compte de l'utilisation des terres (prairies permanentes, terres arables, écosystèmes naturels), des effets du paysage et de l'intensité des pratiques agricoles. Le BVIAS tient compte de huit pratiques ayant un impact majeur sur la biodiversité dans chaque catégorie d'utilisation des terres : l'application d'engrais azotés (quantité et qualité), la densité des haies, l'utilisation de produits phytosanitaires, la durée de la couverture végétale, le travail du sol, la taille moyenne des champs et la diversité des cultures (les quatre dernières ne s'appliquant qu'aux terres arables).

Le concept clé retenu du modèle BVI original est que la biodiversité optimale — normalisée à une valeur de 1 — est obtenue dans un écosystème naturel, et que les autres utilisations des terres — ici les terres arables et les prairies

permanentes – sont associées à une gamme spécifique de valeurs de biodiversité basées sur la littérature (Gallego-Zamorano *et al.*, 2022). La position réelle d'une parcelle donnée dans cette fourchette dépend de l'intensité des pratiques culturales.

Pour agréger l'impact des pratiques agricoles en une valeur synthétique de biodiversité, le modèle BVIAS considère d'abord leurs valeurs d'intensité normalisées dans l'intervalle [0, 1], l'intensité minimale correspondant à 0 et l'intensité maximale à 1. Pour exclure d'éventuelles valeurs aberrantes, le 95^e percentile de l'intensité observée est fixé comme seuil au-delà duquel les valeurs sont normalisées à 1. La contribution à la valeur de biodiversité de chaque pratique est ensuite calculée en appliquant une fonction de réponse spécifique à chaque paramètre (équation 1a).

$$BVC_{i,l,v} = \gamma_{l,v} + \epsilon_{l,v} \cdot \exp\left(\frac{-\left(x_{i,l,v}^{\delta_{l,v}} - \beta_{l,v}\right)^{\alpha_{l,v}}}{2\sigma_{l,v}^{\alpha_{l,v}}}\right) \quad (1a)$$

$$BV_{LU} = \sum z_{l,v} \cdot BVC_{i,l,v} \quad (1b)$$

où BVC est la contribution à la valeur de la biodiversité (sans dimension, 1 = contribution maximale de la pratique, 0 = contribution minimale) d'une pratique v pour chaque observation i dans un type d'utilisation des terres l, x est l'intensité normalisée de la pratique, et $[\alpha, \beta, \delta, \epsilon, \gamma, \sigma]$ sont les constantes de la fonction de contribution.

Alors que le modèle BVI original utilise une simple moyenne des BVC pour calculer la valeur de la biodiversité spécifique à l'utilisation des terres (BV_{LU}), le modèle BVIAS s'appuie sur une moyenne pondérée des BVC (équation 1b), en fonction de leur importance relative en tant que facteur de perte de biodiversité. Comme indiqué ci-dessus, BV_{LU} est ensuite projeté dans la gamme des valeurs de biodiversité possibles pour ce type d'utilisation des terres particulier (c'est-à-dire les terres arables ou les prairies), afin d'obtenir une valeur de biodiversité normalisée (BV_{loc}) (Équation 2). Contrairement à la méthode fondatrice de Lindner *et al.* (2019), nous ne corrigeons pas les éventuels « biomes de plus grande valeur » (par exemple, climat tropical humide > climat tempéré humide). Enfin, l'impact sur la valeur de la biodiversité (BVI) d'un hectare est défini comme $BV_{ha} = 1 - BV_{loc}$.

$$BV_{loc,i,l} = LU_{min,l} + BV_{LU,i,l} * (LU_{max,l} - LU_{min,l}) \quad (2)$$

Contrairement au modèle BVI original, nous avons calibré toutes les constantes de la fonction de contribution, les poids d'agrégation et les fourchettes de valeurs de la biodiversité de l'utilisation des terres sur la base des valeurs de la littérature (voir chapitre 3).

4.3.2.2. Attribution de l'impact sur la biodiversité aux produits agricoles

Pour attribuer l'impact par hectare calculé précédemment aux différents produits agricoles, nous suivons les recommandations habituelles de l'analyse du cycle de vie (ACV), à savoir restreindre le champ d'application lorsque c'est possible et l'attribuer lorsque ce n'est pas le cas (*International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook general guide for life cycle assessment* (European Commission *et al.*, 2010).

Pour les cultures, nous utilisons l'enquête sur les pratiques culturales (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019)⁷ pour « séparer les systèmes » dans la mesure du possible, c'est-à-dire en attribuant les intrants au niveau de l'exploitation à chaque culture spécifique au sein d'une exploitation donnée (voir section 4.4.2.4). L'impact sur la biodiversité d'un kilogramme de culture est alors simplement calculé comme suit : $BVI_t = BV_{ha}/Y$ où Y est le rendement de la culture en t/ha.

⁷ <http://datapresentation.casd.eu/10.34724/CASD.56.3033.V1>

Pour les produits animaux, nous utilisons la restriction de périmètre pour évaluer l'impact des différents ateliers de production (ex : cultures, bovins et porcs), mais nous utilisons une méthode d'allocation économique pour évaluer l'impact des coproduits d'un même atelier (ex : lait et viande de vache de réforme des bovins laitiers). L'impact sur la biodiversité d'un kilogramme de produit animal est donc calculé en deux étapes. Premièrement, nous estimons l'impact de l'atelier en additionnant l'impact de l'alimentation du bétail consommée par l'atelier : la pseudo-ferme englobe à la fois les surfaces agricoles utilisées pour produire l'alimentation et les surfaces extérieures à l'exploitation nécessaires à la production de l'alimentation achetée. Deuxièmement, l'impact de l'atelier est réparti économiquement entre les différents coproduits (par exemple, le lait et la viande), sur la base de la valeur de vente. Cette répartition économique de l'impact – c'est-à-dire proportionnellement au chiffre d'affaires généré par chaque produit – est à la fois le choix le plus courant dans les ACV et la meilleure approximation de la part de responsabilité dans la génération de l'impact (Koch et Salou, 2020).

4.3.2.3. Données utilisées

Bases de données sources

Pour rendre compte des effets spécifiques des SIQO sur la biodiversité, il faut d'abord identifier les exploitations agricoles dont les produits sont certifiés et estimer les pratiques agricoles appliquées dans ces exploitations. Pour identifier les exploitations agricoles dont les produits sont certifiés, nous utilisons la base de données des Signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) de l'Institut national des appellations d'origine (INAO), liée au Recensement agricole (RA).

L'estimation des pratiques agricoles nécessite des données sur la superficie des différentes productions végétales, la quantité et le type d'intrants utilisés, le nombre moyen des différentes catégories d'animaux, la quantité et le type d'aliments, ainsi que la quantité et la valeur de la production (Figure 4-9).

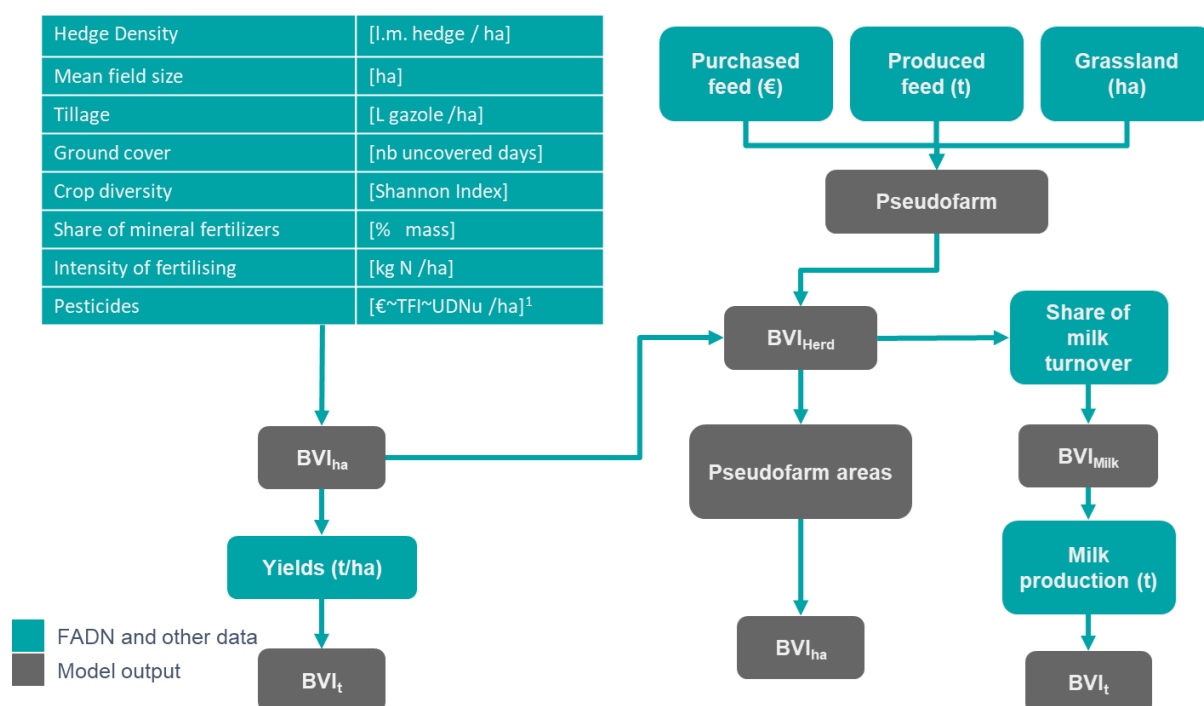


Figure 4-9. Schéma simplifié de la modélisation des pratiques agricoles à partir des données du RICA et de leur intégration dans le modèle BVIAS.

Nous utilisons le Réseau d'information comptable agricole (RICA), qui collecte annuellement ces données sur un échantillon représentatif de plus de 7 500 grandes et moyennes exploitations agricoles en France métropolitaine, pour estimer les pratiques agricoles appliquées dans chaque exploitation. Cette taille importante de l'échantillon permet des comparaisons statistiquement robustes entre les productions avec et sans SIQO. Dans certains cas, nous utilisons d'autres sources de données (par exemple, Chenu et Butault (2015) pour la part du travail du sol dans l'utilisation du gazole non routier) pour prédire l'intensité des pratiques agricoles (par exemple litres de gazole utilisé pour le travail du sol) sur la base des données brutes du RICA (par exemple litres de gazole consommé).

Nous utilisons le Registre Parcellaire Graphique (RPG ; IGN (2020) et la couche des haies de la base de données BD TOPO® (IGN et ASP, 2020)⁸ pour calculer la taille moyenne des champs, la densité des haies (c'est-à-dire le nombre de mètres linéaires de haie par hectare) et la diversité des cultures (indice de Shannon) pour chaque exploitation. Nous utilisons également les données matricielles de Sentinel-2 (European Space Agency, 2022)⁹ pour estimer la couverture végétale (c'est-à-dire le nombre de jours par an avec de la végétation, voir Annexe 4-2).

Appariement des données du RA, SIQO et RICA

L'appariement des données RA et SIQO de l'INAO a été réalisé préalablement à cette étude en utilisant le numéro SIRET (Système français d'identification des établissements) des exploitations agricoles (Corre *et al.*, 2023). Cette étape nous a permis d'identifier les exploitations agricoles dont la production est impliquée dans les SIQO. Nous avons ensuite apparié les données RICA 2020 et RA 2020 en comparant les numéros SIRET, Pacage (identifiant lié à la Politique agricole commune) et SIREN (Système français d'identification des répertoires d'entreprises) des exploitations agricoles. Le jeu de données appariées comprend ainsi 7 292 exploitations agricoles, réparties sur l'ensemble du territoire métropolitain, représentant 99% des exploitations enregistrées dans le RICA 2020. Une description de l'ensemble des données appariées est fournie dans le Tableau 4-57.

Tableau 4-57. Statistiques descriptives (moyennes) par orientations technico-économiques (OTEX) et SIQO.

Orientation technico-économique	Variable	Conventionnel	AB	Autres SIQO
Céréales, oléagineux et autres grandes cultures	Nombre de fermes	729	23	112
	Surface en culture (ha)	131.437	117.464	159.778
	Surface en prairie permanente (ha)	13.995	9.857	22.269
	Taille du cheptel laitier (nombre de vaches)	8.63	-	32.872
	Rendement en blé tendre (kg/ha)	6 795.883	3 626.158	6 295.49
	Rendement en lait (L/vache)	4 587.618	-	6 005.217
Élevage bovin laitier	Nombre de fermes	464	70	305
	Surface en culture (ha)	72.049	58.518	57.533
	Surface en prairie permanente (ha)	46.078	55.914	66.901
	Taille du cheptel laitier (nombre de vaches)	75.1	64.337	72.357
	Rendement en blé tendre (kg/ha)	6 625.307	3 748.108	6 128.158
	Rendement en lait (L/vache)	7 047.4	4 812.512	6 731.377
Élevage bovin mixte	Nombre de fermes	130	7	84
	Surface en culture (ha)	74.541	50.357	71.584
	Surface en prairie permanente (ha)	87.322	109.111	93.837
	Taille du cheptel laitier (nombre de vaches)	57.275	53.79	64.391
	Rendement en blé tendre (kg/ha)	6 499.929	2 188.915	5 931.669
	Rendement en lait (L/vache)	6 428.421	4 464.584	6 409.946

⁸ <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

⁹ European Space Agency, 2022. Sentinel-2 MSI Level-2A BOA Reflectance. https://doi.org/10.5270/S2_znk9xsj

Orientation technico-économique	Variable	Conventionnel	AB	Autres SIQO
Polyculture et/ou poly-élevage	Nombre de fermes	481	34	237
	Surface en culture (ha)	101.036	65.099	104.98
	Surface en prairie permanente (ha)	40.314	40.588	47.897
	Taille du cheptel laitier (nombre de vaches)	64.512	42.75	62.607
	Rendement en blé tendre (kg/ha)	6 984.972	2 928.303	6 062.121
	Rendement en lait (L/vache)	7 613.625	3 524.284	7 111.986

Appariement de la base RICA-RA-SIQO au RPG

Pour estimer les variables liées au paysage pour chaque exploitation, nous avons d'abord croisé notre jeu de données RICA-RA-SIQO apparié avec le RPG de 2020¹⁰, puis nous avons ajouté la couche de haies de la BD TOPO® (IGN et ASP, 2020)¹¹ et les données Sentinel-2 (European Space Agency, 2022)¹².

4.3.2.4. Estimation des pratiques agricoles en production végétale

Le modèle BVIAS prend en compte huit variables d'entrée, dont l'intensité de quatre pratiques à l'intérieur du champ et quatre variables paysagères : le travail du sol, la fertilisation azotée totale (minérale et organique), la part de la fertilisation azotée minérale, l'utilisation de pesticides, la densité des haies, la taille moyenne des champs, la couverture du sol et la diversité des cultures.

Labour

L'intensité du travail du sol (exprimée en L de gazole utilisé pour le travail du sol/ha) est estimée à partir de la consommation de gazole non routier de l'exploitation, qui est répartie entre les différentes cultures en fonction de leur superficie. Ensuite, nous soustrayons la quantité moyenne de gazole non routier par hectare utilisée par les exploitations qui pratiquent le semis direct, c'est-à-dire qui cultivent sans aucun travail du sol (Chenu et Butault, 2015). L'hypothèse implicite est que la consommation moyenne de gazole non routier dans ces exploitations correspond globalement à la quantité de gazole utilisée pour d'autres interventions que le travail du sol. Il convient de noter que le travail du sol représente généralement 43% de la consommation de gazole non routier, due à la mécanisation dans les champs de céréales (Chenu et Butault, 2015), de sorte que même la consommation totale est déjà fortement corrélée à l'intensité du travail du sol.

Fertilisation azotée

L'intensité de la fertilisation azotée est estimée pour les engrais minéraux et organiques. Pour les engrais minéraux, la quantité d'azote minéral apportée à l'exploitation, directement déclarée dans le RICA, est allouée aux différentes cultures en utilisant les moyennes nationales d'apport d'azote minéral comme clé de répartition (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019) (voir la feuille « PKGC_N_ferti » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

Pour les engrais organiques, la variable RICA n'étant pas bien renseignée, nous estimons ces apports de deux manières différentes, selon que l'exploitation a ou non du bétail.

Pour les exploitations sans bétail, une valeur standard, égale à la moyenne nationale des apports d'azote organique par culture pour les exploitations ne produisant pas de fumure organique (Ministère De L'Agriculture (SSP), 2019) (voir feuille « PKGC_N_ferti » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>), est ajoutée aux différentes cultures, en distinguant les exploitations biologiques des exploitations conventionnelles.

¹⁰ <https://geoservices.ign.fr/rpg>

¹¹ <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

¹² European Space Agency, 2022. Sentinel-2 MSI Level-2A BOA Reflectance. https://doi.org/10.5270/S2_znk9xsj

Pour les exploitations avec du bétail, nous considérons que la quantité totale d'azote excrétée par le troupeau de l'exploitation est épanchée sur l'exploitation. La quantité d'azote excrétée est calculée conformément aux recommandations du GIEC (IPCC, 2016 ; 2019) puis répartie entre les différentes cultures, en utilisant comme clé de répartition les moyennes nationales d'apport d'azote organique par culture des exploitations produisant leur propre fumier (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019 ; voir la feuille « PKGC_N_ferti_org » dans le fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>). Le calcul de l'excrétion d'azote par les animaux est basé sur le cheptel déclaré dans le RICA et sur l'estimation de la quantité d'aliments et de la qualité nutritionnelle de la ration fournie à ces animaux.

Si la quantité obtenue est inférieure à la moyenne nationale des apports d'azote organique et à la borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne des apports d'azote organique des exploitations produisant leur propre engrais organique (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019), nous attribuons plutôt la plus faible de ces deux valeurs (concluant implicitement que, bien qu'ayant peu d'animaux, ces exploitations importent de l'engrais).

En revanche, si la quantité obtenue est supérieure à la moyenne nationale des apports d'azote organique et à la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de la moyenne des apports d'azote organique des exploitations produisant leur propre engrais organique (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019), nous attribuons plutôt la plus élevée de ces deux valeurs (en concluant implicitement que ces exploitations ont trop d'animaux par hectare et exportent donc de l'engrais).

En outre, la proportion d'azote minéral par rapport à l'apport total d'azote aux cultures est utilisée comme un paramètre à part entière du modèle (Lindner *et al.*, 2019).

Utilisation de pesticides

L'intensité de l'application des pesticides est estimée à partir de la valeur achetée (€) en pesticides enregistrée dans le RICA. Cette valeur est répartie entre les différentes cultures en utilisant l'indice de fréquence de traitement (IFT) moyen national comme clé de répartition (Ministère de l'Agriculture (SSP), 2019 ; voir la feuille « IFT_ref » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>). Nous avons tenu compte de la moindre toxicité des produits utilisés en agriculture biologique en corrigeant la valeur en pesticides des exploitations biologiques par le rapport entre la toxicité moyenne des produits utilisés en agriculture biologique et la toxicité moyenne des produits utilisés en agriculture conventionnelle.

Pour évaluer les toxicités moyennes des produits utilisés soit en agriculture biologique, soit en agriculture conventionnelle, nous estimons la toxicité par dose de quatre des dix produits les plus vendus dans chacun de ces modes de production (France et Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés, 2020). Nous sélectionnons ces quatre produits pour la disponibilité des données permettant de déterminer leur toxicité, en multipliant leur facteur de caractérisation « écotoxicité en eau douce » (Andreasi Bassi *et al.*, 2023) par leur dose unitaire (conformément à l'« Arrêté du 27 avril 2017 modifié en 2024 (Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2024)¹³ définissant la méthodologie de calcul et la valeur des doses unités de référence des substances actives phytopharmaceutiques », 2017). Conformément à la proposition de l'ADEME pour l'affichage environnemental (« Ingrédients agricoles - inventaires mobilisés (impacts ACV) », 2024), le facteur de caractérisation est doublé pour les molécules organiques par rapport aux molécules inorganiques (ex. : cuivre). Ensuite, nous calculons la toxicité moyenne des produits utilisés en agriculture biologique ou conventionnelle comme la moyenne pondérée de la toxicité des quatre produits par le nombre de doses unitaires (NODU) correspondant utilisés en France en 2020 (voir feuille « A.5.1_substance_top10 » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>). En conséquence, nous estimons

¹³ Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2024. Arrêté du 4 avril 2024 portant modification de l'arrêté du 27 avril 2017 définissant la méthodologie de calcul et la valeur des doses unités de référence des substances actives phytopharmaceutiques. Bulletin officiel du MASA, n°15 du 04-04-2024, 2 p. https://info.agriculture.gouv.fr/boagri/document_administratif-3415cfbc-cd8b-4af2-a5a8-1cf9557e0a0e/telechargement

que chaque euro dépensé pour la protection des plantes dans les exploitations biologiques est 3,82 fois moins toxique qu'un euro de protection des plantes dans les exploitations conventionnelles.

4.3.2.5. Estimation des variables paysagères

Nous estimons quatre variables paysagères à partir de l'appariement entre le RPG¹⁴, la couche Haie de la BD TOPO® (IGN et ASP, 2020)¹⁵, les données raster Sentinel-2 (European Space Agency, 2022)¹⁶ et notre base de données appariée RICA-RA-SIQO :

- La densité des haies est le rapport entre la somme en mètres linéaires de haies et la surface agricole utilisée (SAU) de l'exploitation (voir Annexe 4-2).
- La taille moyenne des champs est le rapport entre la SAU et le nombre de parcelles, calculée sur la base du RPG¹⁴ (IGN 2020) ; voir Annexe 4-2).
- La diversité des cultures est l'indice de diversité de Shannon des types d'utilisation des terres arables de chaque exploitation, calculé sur la base des données du RICA (voir Annexe 4-2).
- La couverture végétale est le nombre moyen de jours pendant lesquels les sols ne sont pas couverts par la végétation, sur la base des données matricielles de Sentinel-2 (S2) (European Space Agency, 2022)¹⁶ (voir Annexe 4-2).

4.3.2.6. Estimation des pratiques agricoles dans les prairies

Les prairies permanentes ne sont pas labourées, ne reçoivent généralement pas de pesticides, et ne sont pas associées à une quelconque diversité de cultures. L'effet de la taille moyenne des parcelles sur la biodiversité est également considéré comme négligeable dans les prairies. Les prairies permanentes ont également une couverture végétale tout au long de l'année. Ces cinq variables sont donc pondérées à zéro pour le calcul de l' BV_{LU} dans les prairies.

Il convient de noter que les prairies temporaires sont considérées comme des cultures, car elles font partie de la rotation des cultures.

4.3.2.7. Estimation des pratiques agricoles en élevage

L'estimation de la quantité et de la qualité nutritionnelle des aliments pour animaux est nécessaire pour estimer la quantité d'azote excrétée par le bétail conformément aux recommandations de niveau 2 du GIEC (IPCC, 2016 ; 2019). Cette estimation permet également de quantifier les pratiques culturales associées à l'alimentation animale, que ce soit à la ferme (dans le cas des aliments produits et consommés à la ferme) ou hors de la ferme (c'est-à-dire les aliments achetés). Nous reconstituons ainsi une « pseudo-ferme » regroupant les surfaces cultivées sur l'exploitation et hors de l'exploitation pour nourrir le troupeau.

Quantité et qualité nutritionnelle de l'alimentation du bétail

La quantité d'aliments achetés est estimée en divisant la valeur des aliments concentrés et des fourrages grossiers achetés dans le cadre du RICA par l'Indice annuel des prix d'achat des moyens de production agricole (IPAMPA) pour les aliments pour animaux en 2020 (« Indice annuel des prix d'achat des moyens de production agricole (IPAMPA) - Aliments des animaux Insee », 2020)¹⁷. Ce total de kg d'aliments par exploitation est ensuite réparti entre les différents

¹⁴ <https://geoservices.ign.fr/rpg>

¹⁵ <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

¹⁶ European Space Agency, 2022. Sentinel-2 MSI Level-2A BOA Reflectance. https://doi.org/10.5270/S2_znk9xsi

¹⁷ <https://www.insee.fr/fr/statistiques/serie/O10776987>

types d'aliments (par exemple, grains de blé tendre, tourteau de soja et ensilage de maïs) en utilisant les volumes consommés au niveau national comme clé de répartition (Sailley *et al.*, 2021 ; voir la feuille « TT_feed_purchased » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

La quantité de cultures produites sur l'exploitation et ingérées par le bétail est estimée en soustrayant la quantité de cultures vendues à la quantité de cultures produites, qui sont des variables déclarées dans le RICA. La quantité d'herbe produite sur les prairies de l'exploitation est estimée à partir des rendements moyens nationaux des prairies (Agreste, 2020 ; voir la feuille « yield_SAA_Agreste_2020 » dans le fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

La somme des quantités d'aliments sur et hors exploitation donne la quantité totale d'aliments consommés sur l'exploitation. Cette quantité totale d'aliments est ensuite répartie entre les différents animaux en utilisant comme clé de répartition la ration moyenne française en tonnes de matière sèche par animal et par an (Jayet *et al.*, 2023). La proportion de protéines brutes apportées par l'aliment est estimée pour chaque type d'aliment à partir de sa composition et de ses valeurs nutritionnelles en matière sèche¹⁸ (voir feuille « feed_table_all_as_DM » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

Pratiques agricoles pour la production de l'alimentation du bétail

Les pratiques culturales appliquées aux surfaces cultivées pour la production d'aliments à la ferme sont dérivées directement des données disponibles pour l'exploitation (voir section 4.3.2.4). A l'exception du soja, les pratiques culturales appliquées aux surfaces cultivées pour la production d'aliments achetés sont approchées à partir des pratiques moyennes en France calculées par culture dans notre étude, en distinguant l'agriculture biologique de l'agriculture conventionnelle. La part des aliments achetés allouée au tourteau de soja est supposée importée du Brésil (Overmars *et al.*, 2015).

Le BVC du soja brésilien est tiré de Lindner *et al.* (2022) et adapté aux valeurs estimées dans notre étude en corrigeant le ratio BVI du blé français conventionnel calculé dans notre étude sur celui estimé par Lindner *et al.* (2022) pour les quatre pratiques estimées dans Lindner *et al.* (2022) (voir la feuille « soybean » du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>). Pour les variables paysagères, qui ne sont pas présentes dans Lindner *et al.* (2022), nous approchons la production brésilienne de soja par le troisième quartile le plus intensif des pratiques de production de blé français.

4.3.2.8. Calibration du modèle selon la littérature

Pour chaque type d'utilisation des terres (terres arables et prairies), trois ensembles de paramètres doivent être calibrés : la gamme des valeurs possibles de l' BV_{loc} par utilisation des terres, les paramètres des fonctions utilisées pour calculer les BVC dans l'équation 1, et le poids de chaque pratique lors de l'agrégation des BVC dans l' BV_{loc} .

La gamme des BV_{loc} possibles est dérivée de l'abondance et de la diversité des plantes sauvages rapportées par Gallego-Zamorano *et al.* (2022) (voir Annexe 4-2). Les deux autres ensembles de paramètres sont calibrés pour minimiser la distance moyenne entre nos résultats et les valeurs de la littérature sur les plantes, les oiseaux, les abeilles, les papillons, les syrphes, les carabes, les araignées, les chauves-souris, les orthoptères, les autres arthropodes et les microbes (Beketov *et al.*, 2013 ; Tuck *et al.*, 2014 ; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019 ; Sirami *et al.*, 2019 ; Vallé *et al.*, 2023) ; pour plus de détails, voir Annexe 4-2). Cette étape de calibration utilise la fonction optim du package de base dans R.

¹⁸ Tables of composition and nutritional values of feed materials (2022) : <https://www.feedtables.com/content/tables>

4.3.2.9. Comparaison des pratiques et de leur impact sur la biodiversité entre produits certifiés et conventionnels

Choix des SIQO

Le choix des SIQO étudiés a été fait sur la base d'un critère de représentativité : tous les SIQO ayant au moins 30 exploitations dans le RICA sont retenus. Les SIQO qui se chevauchent géographiquement sont regroupés selon l'appellation la plus fréquente, après vérification de la similitude des rubriques "exploitation" des cahiers des charges. Par exemple, tous les fromages d'Appellation d'origine protégée (AOP) produits en Franche-Comté sont regroupés sous la dénomination "Comté & Morbier" (AOP Comté, AOP Morbier, AOP Mont d'Or ou Vacherin du Haut-Doubs), ceux bénéficiant d'une AOP ou d'une Indication géographique protégée (IGP) produits en Savoie sont regroupés sous la dénomination "Fromages de Savoie" (IGP Emmental de Savoie, IGP Raclette de Savoie, IGP Tomme de Savoie, AOP Reblochon ou Reblochon de Savoie), ceux produits en Auvergne sous la dénomination "Bleu d'Auvergne & Cantal" (AOP Bleu d'Auvergne, AOP Cantal ou Fourme de Cantal).

Comparaison des moyennes entre production certifiée et production conventionnelle

L'impact des produits labellisés sur la biodiversité (BVI_t et BVI_{ha}) est comparé à l'impact de leurs équivalents conventionnels de deux manières complémentaires. Pour comparer plusieurs moyennes conventionnelles et SIQO, nous réalisons un test de Tukey HSD à l'aide du package *agriculturae* sous R (version 1.3-7 ; Mendiburu et Yaseen, 2020).

Cependant, afin de comparer l'impact des SIQO *caeteris paribus*, plus proche d'un effet causal de la conversion d'une exploitation à un SIQO donné, nous devons contrôler les caractéristiques structurelles qui sont peu susceptibles d'être affectées par une conversion vers ou à partir d'un SIQO. À l'instar de Lambotte *et al.* (2023), nous estimons un score de propension basé sur la taille de l'exploitation, le fait qu'elle soit située ou non dans une zone de montagne (catégorie "zone de montagne" de l'indemnité compensatoire de handicap naturel de la politique agricole commune), l'âge de l'agriculteur et son niveau d'éducation. Nous avons également vérifié que la prise en compte des OTEX ne change pas nos résultats.

Nous appliquons ensuite une procédure d'appariement simple, en sélectionnant pour chaque exploitation certifiée les trois contrefactuels conventionnels situés dans la même région NUTS2 et ayant les scores de propension les plus proches dans la même région NUTS 2. Un t-test apparié est ensuite appliqué pour comparer la moyenne des différences entre chaque exploitation labellisée et ses contrefactuels, ajusté pour les tests multiples par une correction de Bonferroni. La même procédure est répétée pour les pratiques agricoles afin d'interpréter les résultats de BVI.

4.3.3. Résultats

***En bref :** Seules les interdictions/obligations des cahiers des charges conduisent à des différences de pratiques effectives. Les exploitations AB, ainsi que celles sous AOP Comté, ont un impact moindre sur la biodiversité à l'hectare. Cet avantage local est toutefois compensé par des rendements plus faibles, ce qui se traduit par un impact plus élevé par tonne pour le blé et le lait biologiques. L'impact par tonne est cependant extrêmement variable au sein des SIQO. Par ailleurs, l'impact par unité de produit comparable (kcal ou kg de protéines) des produits animaux est considérablement plus élevé que celui des produits végétaux.*

4.3.3.1. Un échantillon représentatif des exploitations agricoles françaises certifiées

En 2020, 146 363 exploitations de la population du Recensement agricole (RA) français ont déclaré un SIQO (35% des 416 478 exploitations recensées). Les SIQO non biologiques sont surreprésentés dans notre base de données finale, avec 40% de l'échantillon alors qu'elles ne représentent que 26% des exploitations du RA. A noter que 42% d'entre elles ne sont enregistrées dans les SIQO que pour les vins et autres spiritueux. En excluant les secteurs des vins et autres spiritueux, notre base de données enregistre encore 1 693 exploitations proposant 287 produits différents certifiés non

biologiques, soit 23% de l'échantillon du RICA. Par ailleurs, les exploitations biologiques sont aussi bien représentées dans notre base de données que dans le RA, avec 9% d'exploitations biologiques dans la population du RA et dans notre échantillon. Au final, une note BVI est estimée pour les productions de 5 440 exploitations, dont 7% sont biologiques et 28% sont enregistrées dans un autre SIQO (hors vins et autres spiritueux). Les 65% d'exploitations qui ne sont pas enregistrées en tant que producteurs SIQO sont appelées ci-après "exploitations conventionnelles".

4.3.3.2. Seules les interdictions/obligations des cahiers des charges conduisent à des différences de pratiques effectives

Pour la production céréalière, seules les pratiques des exploitations biologiques diffèrent significativement de celles des exploitations conventionnelles (Figure 4-10 ; Annexe 4-2). Tout d'abord, les exploitations biologiques n'utilisent pas d'engrais minéraux azotés mais uniquement des engrais organiques et appliquent *in fine* près de deux tiers d'engrais azotés totaux en moins que les exploitations conventionnelles. Deuxièmement, la production céréalière biologique consomme 96% de pesticides en moins que les exploitations conventionnelles. Cette réduction des intrants (engrais et pesticides) va de pair avec un rendement nettement inférieur des céréales biologiques (-48% pour le blé tendre par exemple). A l'inverse, aucune différence d'utilisation d'intrants ou de rendement n'est enregistrée pour la production de blé tendre sous Label Rouge. En ce qui concerne le travail du sol ou les variables paysagères, on ne note pratiquement aucune différence entre les productions conventionnelles et les SIQO, à l'exception d'une taille moyenne de champ supérieure de 21% pour le blé tendre Label Rouge, et d'un travail du sol supérieur de 159% pour le maïs grain biologique par rapport aux moyennes conventionnelles (Figure 4-10 ; Annexe 4-2).

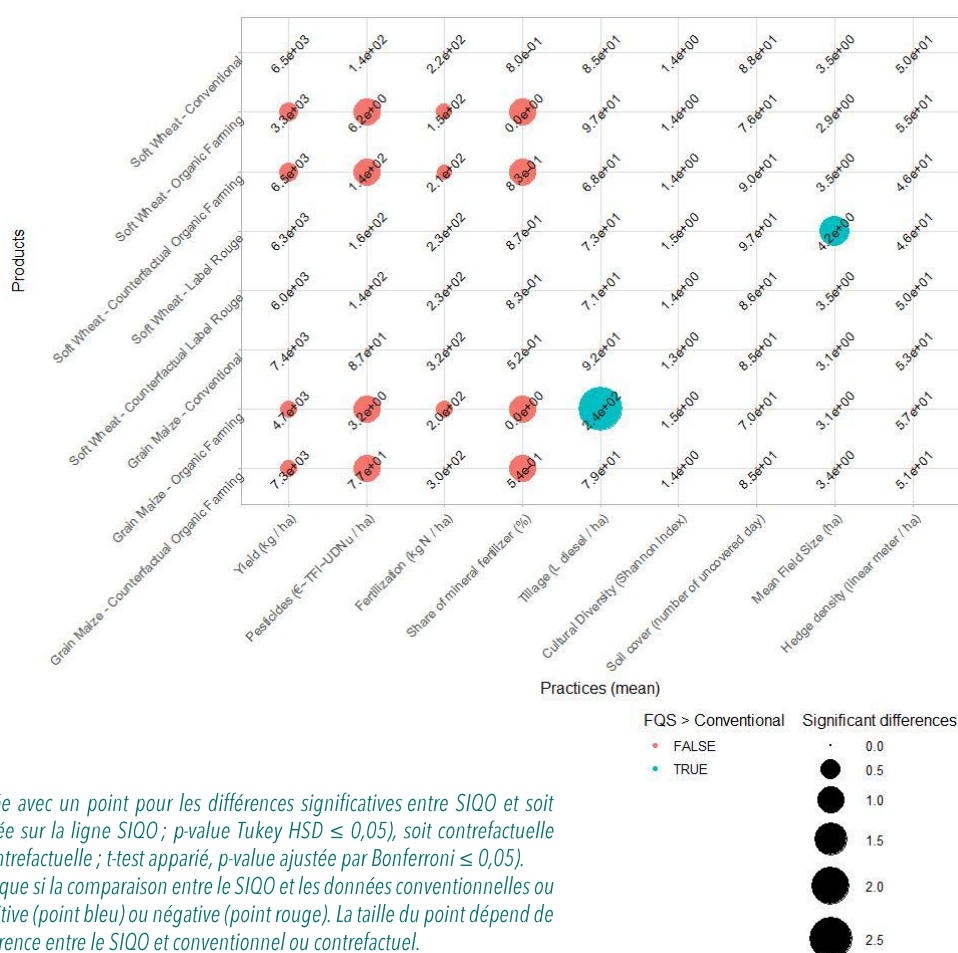


Figure 4-10. Pratiques de culture pour certains SIQO et produits conventionnels.

Pour la production laitière, la teneur en aliments diffère clairement entre les exploitations certifiées et conventionnelles (Figure 4-11 ; Annexe 4-2). Alors qu'en moyenne les exploitations conventionnelles utilisent 22% de prairies permanentes et 13% de prairies temporaires pour nourrir leur bétail et complètent avec 43% de concentrés, la part des prairies permanentes augmente jusqu'à 48% dans le Comté & Morbier, la part des prairies temporaires jusqu'à 29% dans l'agriculture biologique, et la part des concentrés chute jusqu'à 25% dans l'agriculture biologique (Figure 4-11 ; Annexe 4-2). En outre, les exploitations relevant de l'agriculture biologique, des AOP Comté & Morbier, Bleu d'Auvergne & Cantal et Fromages de Savoie ont une densité de bétail plus faible que les exploitations conventionnelles (de 0,7 à 0,9 unité de bétail de vache laitière / ha de surface fourragère principale en moyenne pour ces SIQO, contre 1,4 pour les exploitations conventionnelles ; Figure 4-11 ; Annexe 4-2). Parmi les SIQO, l'agriculture biologique se distingue également en termes d'autonomie alimentaire, avec 73% des aliments produits à la ferme contre 57% pour les exploitations conventionnelles. Cette plus grande autonomie alimentaire provient d'une part plus importante de surfaces en prairies temporaires et en légumineuses, et d'une moindre utilisation de soja acheté et de concentrés globaux (Figure 4-11 ; Annexe 4-2).



La moyenne est affichée avec un point pour les différences significatives entre SIQO et conventionnel (point affiché sur la ligne SIQO ; p -value Tukey HSD $\leq 0,05$) ou contrefactuel (point affiché sur la ligne contrefactuelle ; test t apparié, p -value ajustée par Bonferroni $\leq 0,05$).

La couleur du point représente si la comparaison entre le SIQO et conventionnel ou contrefactuel est positive (point bleu) ou négative (point rouge). La taille du point dépend de la proportion de la différence entre le SIQO et conventionnel ou contrefactuel.

Les pratiques de production d'aliments pour animaux ainsi que les résultats complets de toutes les pratiques, des SIQO et des produits étudiés sont présentés dans l'Annexe 4-2.

Figure 4-11. Pratiques d'élevage pour certaines productions laitières SIQO et conventionnelles.

Cependant, certains SIQO ont des rendements plus faibles, avec une productivité laitière plus faible par hectare de « pseudo-exploitation ». Ces rendements inférieurs ont deux causes. Pour les exploitations biologiques, la principale raison est la plus faible production d'aliments par hectare de pseudo-exploitation, alors que la densité de bétail par hectare de pseudo-exploitation est presque égale à la moyenne conventionnelle (Figure 4-11 ; Annexe 4-2). Pour les

fromages Comté & Morbier, Bleu d'Auvergne & Cantal et Savoie cependant, les vaches sont presque aussi productives que dans les exploitations conventionnelles, mais la densité du bétail (c'est-à-dire le nombre de vaches par hectare de pseudo-exploitation) est nettement inférieure (Annexe 4-2). Contrairement à tous les autres SIQO, les exploitations de l'AOP Beurre de Charentes - Poitou ne se distinguent pas de manière significative des exploitations conventionnelles, à l'exception d'une part de maïs fourrager supérieure de 20 % (Figure 4-11 ; Annexe 4-2).

Par ailleurs, les pratiques agricoles appliquées pour la production d'aliments pour vaches laitières ne diffèrent pas des pratiques conventionnelles, à l'exception de l'agriculture biologique et des AOP Comté & Morbier (Annexe 4-2). Premièrement, les exploitations biologiques et celles de Comté & Morbier utilisent moins d'engrais minéraux, ce qui se traduit par une diminution globale de la fertilisation azotée de 23% et 10% respectivement par rapport à leurs contrefactuels. Deuxièmement, comme pour la production céréalière, les aliments biologiques pour animaux sont produits avec moins de pesticides et une couverture végétale plus importante.

4.3.3.3. Les pesticides, la fertilisation et les haies ont le plus d'impact

La procédure d'étalonnage (voir section 4.3.2.8) réduit considérablement la distance moyenne entre les impacts prévus et les mesures *in situ* moyennes tirées de la littérature, qui passe de $2,710 \cdot 10^{-5}$ à $9,424 \cdot 10^{-8}$ (voir Annexe 4-2). Ainsi optimisé, le modèle ordonne l'ampleur de l'effet relatif des pratiques culturales – quantifié comme la variation de BVI résultant d'un passage du 95^e au 5^e percentile d'intensité de chaque pratique (voir Annexe 4-2) – comme suit : les pesticides et la quantité de fertilisation dominant, avec une taille d'effet d'environ 0,1, suivis par les haies (0,05) et la part d'engrais minéraux (0,025). L'impact des autres pratiques est très limité, inférieur à 0,02. D'autre part, dans les prairies, la quantité totale de fertilisation domine clairement sur les deux autres pratiques (0,75 contre -0,2 pour la densité des haies et 0,1 pour la part des engrais minéraux ; voir Annexe 4-2).

Ce classement est largement déterminé par les poids calibrés de chaque pratique, qui s'avèrent très différents de la pondération égalitaire utilisée dans le modèle BVI original (Lindner *et al.*, 2019). De même, une fois optimisées, certaines fonctions de contribution sont sensiblement différentes des fonctions originales. Par exemple, la même quantité de fertilisation dégrade le BVC dans les prairies beaucoup plus rapidement que dans les terres arables¹⁹. Cela est logique car les prairies reçoivent en moyenne beaucoup moins d'azote que les terres cultivées. Pour des raisons similaires, il faut plus de haies dans les prairies que dans les terres arables pour obtenir la même BVC.

4.3.3.4. SIQO : impact plus faible par hectare mais plus élevé et variable par unité de produit

Pour une surface de production donnée (par exemple, un hectare), l'agriculture biologique atténue de manière significative l'impact sur la biodiversité des champs de blé tendre conventionnels en le ramenant à 0,58, contre 0,68 en moyenne (c'est-à-dire avant l'appariement des scores de propension ; Figure 4-12 ; voir Annexe 4-2). Il en va de même pour la production laitière : alors que l'hectare mobilisé pour la production laitière conventionnelle a un impact de 0,61, son équivalent biologique a un impact nettement plus faible de 0,53. Pour la production laitière, seules les indications géographiques (IG) des zones de montagne (AOP Comté & Morbier, AOP Bleu d'Auvergne & Cantal, et IG fromages de Savoie) ont un impact moyen par hectare significativement plus faible que le conventionnel. C'est particulièrement le cas des AOP de Franche-Comté, dont l'impact par hectare est inférieur de 9% à celui de la production laitière conventionnelle française moyenne. Après l'appariement des scores de propension, cependant, la différence est presque réduite de moitié pour les exploitations de Comté et Morbier (5%), tandis que la différence entre les exploitations biologiques et conventionnelles est à peine affectée par la procédure d'appariement. Les autres SIQO (par

¹⁹ Il convient de noter qu'une prairie ayant la même BV_{LU} (moyenne pondérée des BVC) qu'une terre cultivée a une valeur de biodiversité plus élevée (BV_{loc}) en raison de l'étendue plus importante des prairies.

exemple Beurre de Charentes - Poitou AOP, blé tendre Label Rouge) ont un impact à l'hectare similaire à la moyenne conventionnelle.

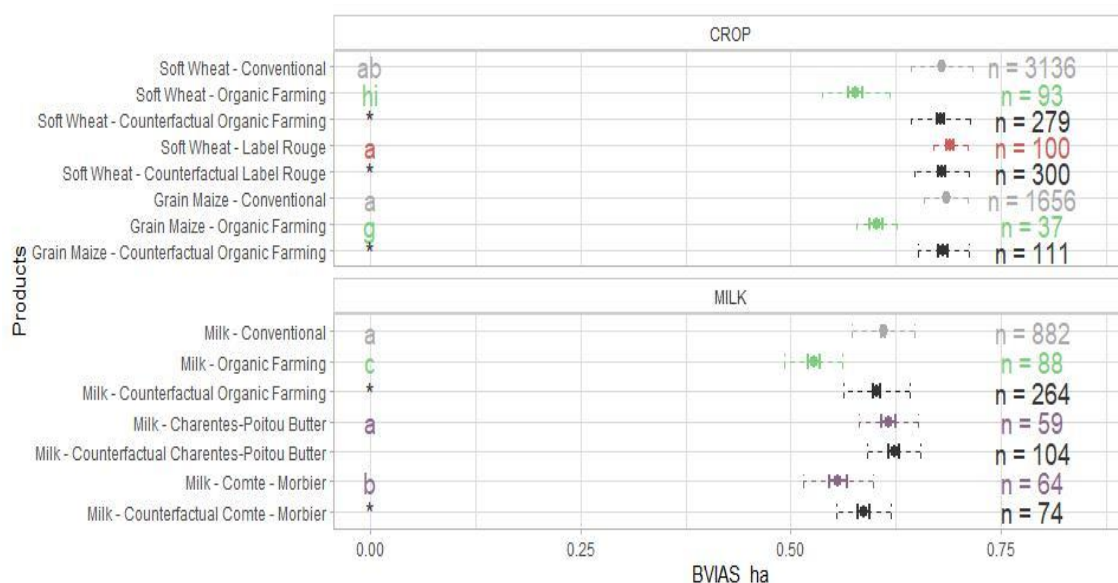


Figure 4-12. Impact sur la biodiversité par unité de surface (hectare) pour certaines productions labellisées et conventionnelles. La moyenne (point), son intervalle de confiance à 95% (barre solide) et l'écart type (barre pointillée) sont présentés ici ainsi que les tailles d'échantillon (n). Les groupes statistiques de moyennes avant appariement sont indiqués par des lettres (p-value Tukey HSD $\leq 0,05$) et des différences significatives après appariement avec un * (t-test apparié, p-value ajustée par Bonferroni $\leq 0,05$). Les résultats complets pour tous les SIQO et produits étudiés sont présentés dans l'Annexe 4-2.

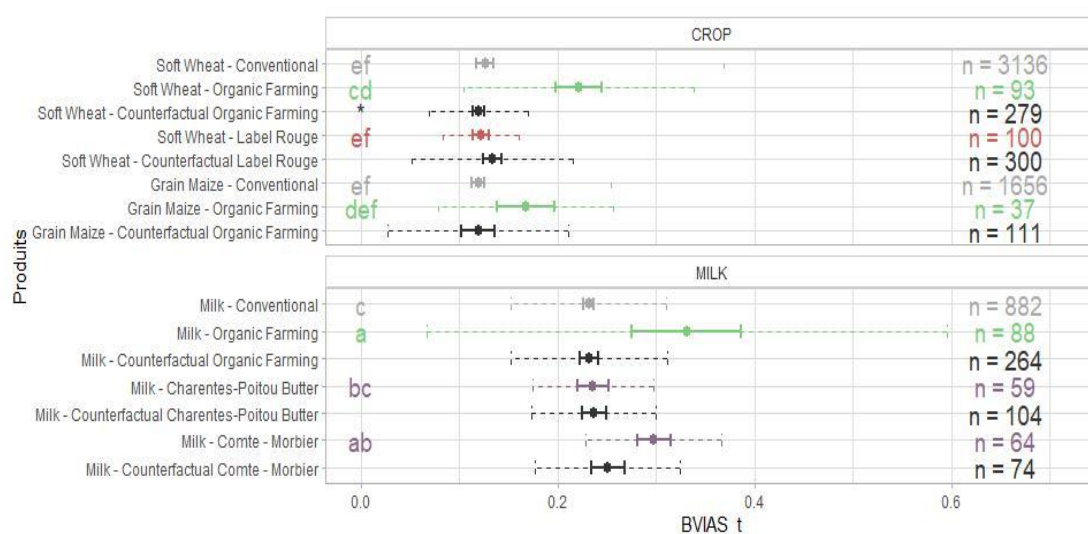


Figure 4-13. Impact de la biodiversité par tonne de produit pour certains SIQO et produits conventionnels. La moyenne (point), son intervalle de confiance à 95% (barre solide) et l'écart type (barre pointillée) sont présentés ici ainsi que les tailles d'échantillon (n). Les groupes statistiques de moyennes avant appariement sont indiqués par des lettres (p-value Tukey HSD $\leq 0,05$) et des différences significatives après appariement avec un * (t-test apparié, p-value ajustée par Bonferroni $\leq 0,05$). Les résultats complets pour tous les SIQO et produits étudiés sont présentés dans l'Annexe 4-2.

Certains produits certifiés ont toutefois un impact nettement plus élevé que les produits conventionnels si l'on considère leur impact par unité de produit. En effet, l'impact d'une tonne de blé tendre biologique, de lait biologique et des AOP Comté & Morbier est respectivement supérieur de 75%, 43% et 28% à celui d'une tonne de produit conventionnel moyen (Figure 4-13). Les résultats ne sont pas affectés par la procédure d'appariement, sauf pour le lait AOP Comté & Morbier, dont la différence relative de 19% avec son homologue conventionnel n'est plus significative. Il convient de

noter que les différences deviennent non significatives pour certains produits biologiques (par exemple le maïs grain) parce que la taille de l'échantillon des exploitations conventionnelles est considérablement réduite par la procédure d'appariement, mais leur BVI_{moyen} reste très proche de la valeur calculée à partir de la moyenne de l'ensemble de l'échantillon (Figure 4-13, Annexe 4-2). Les SIQO dont la valeur de BVI_{ha} est similaire à celle des champs conventionnels génèrent également des valeurs de BVI_{t} similaires à celles du conventionnel.

4.3.3.5. Impact plus élevé des produits animaux

Enfin, en comparant les produits végétaux – ici le blé – et animaux – ici le lait – on constate que les produits végétaux ont un impact beaucoup plus faible par unité de produit comparable (i.e. kcal ou kg protéine) que les produits animaux (Tableau 4-58). Bien que l'hectare moyen de terre utilisé pour la production végétale ait un impact légèrement plus élevé (10% entre blé tendre et lait conventionnels ; Tableau 4.58), l'impact des produits animaux est 5 à 11 fois plus élevé que les produits végétaux lorsqu'on considère d'autres unités fonctionnelles telles que le kg de protéines ou le kcal, respectivement (Tableau 4.58). C'est également le cas pour la production de blé tendre et de lait en AB (Tableau 4.58).

Tableau 4-58. Comparaison des scores moyens pour le blé tendre et les produits laitiers calculés à partir d'Agribalyse (Lindner et al., 2022); données détaillées disponibles sur demande) et FADN (la présente étude).

* Valeur initiale pour 1 kg de Comté, corrigée du ratio de 10 litres de lait requis pour produire 1 kg de Comté (Husson et al., 2019).

Production	SIQO	$BVI_{\text{loc,ha}}$ (Lindner et al., 2022)	BVI_{ha} (cette étude)	BVI_{t} du blé (cette étude)	BVI_{t} du lait (cette étude)	BVI_{kcal}	$BVI_{\text{kg protéine}}$
Blé tendre	Conventionnel	0.28	0.68	0.13		3.8×10^{-8}	1.4×10^{-3}
	AB	0.08-0.11	0.58	0.22		6.4×10^{-8}	2.3×10^{-3}
Lait	Conventionnel	0.22	0.61		0.23	4.1×10^{-7}	7.0×10^{-3}
	AB		0.53		0.33	5.8×10^{-8}	10×10^{-3}
	AOP Comté	0.1*	0.56		0.30	5.3×10^{-7}	9×10^{-3}
	AOP Beurre de Charentes - Poitou		0.62		0.24	4.2×10^{-7}	7.3×10^{-3}

4.3.4. Discussion

En bref : Notre méthode transparente, calibrée à partir de la littérature scientifique et applicable aux données comptables et cartographiques, permet de quantifier l'impact sur la biodiversité de produits animaux et végétaux, de produits labellisés et non labellisés, que ce soit à l'hectare ou à la tonne, et ce, pour un grand nombre d'exploitations. Le manque de connaissances scientifiques consolidées sur de nombreux processus écologiques limite pour l'instant notre capacité à prendre en compte l'ensemble des processus dans notre modèle.

4.3.4.1. Différences d'impact sur la biodiversité : comparaison avec la littérature

Parcelles et produits labellisés versus conventionnels

Cette étude montre que, pour les dix produits étudiés, l'agriculture biologique a un impact par hectare sur la biodiversité plus faible que l'agriculture conventionnelle, avec une différence moyenne de -14%. Ceci est par construction cohérent avec la littérature basée sur les mesures *in situ* que nous avons utilisée pour la calibration (Tuck et al., 2014). En effet, la valeur estimée de la biodiversité ($BV_{\text{loc}} = 1 - BV_{\text{ha}}$) des champs de blé tendre biologique est supérieure de 32% à la BV_{loc} des champs conventionnels (Annexe 4-2), proche de la méta-moyenne de 34% rapportée par Tuck et al. (2014). L'impact est toutefois nettement inférieur à celui estimé par Lindner et al. (2022) à partir de la base de données Agribalyse sur l'impact du cycle de vie (ICV) : alors que Lindner et al. (2022) ont constaté que l'impact

sur la biodiversité est en moyenne 50% plus faible dans l'agriculture biologique que dans l'agriculture conventionnelle, nous avons constaté que l'impact de l'agriculture biologique n'était inférieur que de 12% (Tableau 4-58).

Cette différence est due à deux améliorations principales de notre approche. Tout d'abord, nous avons inclus des variables paysagères dans notre modèle, et elles ont des valeurs similaires dans les exploitations biologiques et conventionnelles. Pour la densité des haies en particulier, qui est la variable paysagère ayant le plus d'impact (Annexe 4-2), nous n'avons pas trouvé de différence significative entre les exploitations biologiques et conventionnelles. Ce résultat est cohérent avec les conclusions de l'OFB basées sur toutes les parcelles RPG (OFB, 2023)²⁰. Cependant, contrairement à l'étude de l'OFB, nous n'avons pas trouvé de différence substantielle dans la diversité des cultures entre les productions biologiques et conventionnelles. Cette différence peut très probablement s'expliquer par la différence d'échelle de l'étude : l'OFB regroupe toutes les terres biologiques ou conventionnelles au niveau des Petites Régions Agricoles (713 PRA en France métropolitaine), alors que nous calculons des indicateurs de diversité au niveau de l'exploitation. En effet, lorsque nous calculons l'indice de Shannon de la diversité des cultures à des échelles plus grandes, telles que le département ou la région, il devient plus élevé pour les productions biologiques que pour les productions conventionnelles (par exemple, les céréales), et comparable aux résultats de l'OFB. Cela peut très probablement être interprété comme montrant que la diversité inter-exploitations est plus élevée dans le secteur biologique, mais pas la diversité intra-exploitation.

Deuxièmement, nous calibrons le modèle BVIAS sur la base de mesures *in situ*, ce qui entraîne des modifications substantielles des paramètres par rapport à Lindner *et al.* (2022), en particulier pour l'effet des haies, de la taille des parcelles, de la couverture du sol et de la diversité culturale. Pour les autres SIQO, le seul point de comparaison est l'étude semi-quantitative d'Alliot *et al.* (2021), dont le classement est similaire au nôtre : l'AB et l'AOP Comté obtiennent des scores de biodiversité plus élevés ("bon", 4/5) que l'AOP Cantal ("faible", 1/5).

A l'inverse, cette étude montre que, sur la base du modèle BVIAS, l'AB a un impact par tonne de produit similaire ou supérieur à celui de l'agriculture conventionnelle. Les études sur l'impact par unité de produit (par exemple, les céréales ou le lait) sont rares. En effet, nous n'avons trouvé que deux études comparant l'impact par unité de produit entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle (Tuomisto *et al.*, 2012 ; Lindner *et al.*, 2022). Tuomisto *et al.* (2012) ont rapporté un impact inférieur de 26% pour les cultures biologiques. Cependant, ils ont utilisé des données d'entrée qui ne correspondent pas à des exploitations réelles mais à des "moyennes typiques". Par ailleurs, ils considèrent que la biodiversité est trois fois plus élevée dans les parcelles biologiques que dans les parcelles conventionnelles, sur la base de De Schryver *et al.* (2010), une étude limitée aux plantes d'Angleterre. Ce paramétrage est en contradiction avec la fourchette de 30 à 40% trouvée dans une méta-analyse s'appuyant sur plus de taxons et de zones géographiques (Tuck *et al.*, 2014), mais il est cohérent avec une autre méta-analyse plus récente se focalisant sur les milieux tempérés, qui montre que la richesse spécifique des plantes est en moyenne 304% plus élevée dans l'intérieur des parcelles en AB que dans l'intérieur des parcelles en conventionnel (Stein-Bachinger *et al.*, 2021). Lindner *et al.* (2022) font état d'un impact sur la biodiversité, inférieur de 17%, 25% et 31% pour le maïs, le blé et le tournesol biologiques respectivement. Cependant, ils montrent des différences d'impact par tonne qui impliqueraient un impact 1,5 à 2 fois moindre sur la biodiversité par hectare, c'est-à-dire une valeur moyenne de la biodiversité plus élevée de 71% à 167% par hectare, sur la base d'une valeur moyenne de la biodiversité de 0,32 pour les terres arables, ce qui est encore une fois en contradiction avec la méta-analyse de Tuck *et al.* (2014) mais cohérent avec les résultats concernant les plantes dans l'intérieur des parcelles de Stein-Bachinger *et al.* (2021). Le manque de cohérence entre les résultats de notre étude et ceux des précédentes études peut donc en grande partie s'expliquer par le fait qu'elles s'appuient sur des taxons différents (tous taxons confondus *versus* plantes uniquement). Ces différences méthodologiques font écho à un questionnement plus conceptuel concernant le lien entre groupes taxonomiques et échelle spatiale de réponse. En effet, certains taxons répondent principalement aux pratiques appliquées au niveau des parcelles (notamment les

²⁰ OFB, 2023. Surface et linéaire de haies par groupe de culture et mode de production (Bio / Non bio) : <https://demo.georchestra.org/geonetwork/srv/api/records/2b21ef8f-4744-4168-bd67-a5ea06313977>

plantes) tandis que d'autres répondent principalement à la qualité du paysage, c'est-à-dire à la proportion de milieux semi-naturels et à l'intensité des pratiques de l'ensemble des parcelles (notamment les insectes mobiles et les oiseaux). Il pourrait donc être plus pertinent de calibrer le modèle à partir des résultats sur cette première catégorie de taxons plutôt que sur l'ensemble des taxons.

Nous avons trouvé quatre études estimant les différences d'impact sur la biodiversité par kg de lait entre les exploitations biologiques et conventionnelles. Toutes font état d'un impact plus faible de l'AB par kg de lait : -76% dans Guerci *et al.* (2013) ; -60% dans Mueller *et al.* (2014) ; -77% dans Knudsen *et al.* (2019), et -42% dans Lindner *et al.* (2022). Les deux premiers tirent leurs facteurs de caractérisation de De Schryver *et al.* (2010). Pour les cultures arables, ils souffrent donc d'un manque de cohérence avec la méta-analyse tous taxons confondus de Tuck *et al.* (2014) mais sont cohérents avec les résultats sur les plantes de la méta-analyse de Stein-Bachinger *et al.* (2021) (voir détails dans le paragraphe précédent). Une partie de la différence s'explique également par la part plus importante de prairies permanentes dans les exploitations biologiques (par exemple 23% contre 13% dans Mueller *et al.*, 2014 ; 63% contre 23% dans Guerci *et al.*, 2013), alors que dans notre échantillon – beaucoup plus large – la part moyenne de prairies permanentes est la même pour les exploitations biologiques et conventionnelles. L'essentiel de la différence provient toutefois d'un impact beaucoup plus faible des prairies biologiques sur la biodiversité (impact positif, facteur de caractérisation = -0,02) par rapport aux prairies conventionnelles (facteur de caractérisation = 0,28). Cela implique une valeur de biodiversité 42% plus élevée pour les prairies biologiques, ce qui est en contradiction avec la différence de 17% rapportée par Tuck *et al.* (2014) pour les prairies. La conclusion selon laquelle une prairie biologique avec un taux de chargement de 0,9 unité de bétail par hectare a une valeur de biodiversité plus élevée qu'un habitat semi-naturel (De Schryver *et al.*, 2010) est également quelque peu contre-intuitive. Dans Knudsen *et al.* (2019), les facteurs de caractérisation substantiellement positifs de la plupart des prairies sont encore plus troublants : bien que les densités de bétail ne soient pas indiquées, elles sont probablement proches ou supérieures à 1 sur la base de la production laitière déclarée par hectare. Il convient de noter qu'un article compare l'impact sur la biodiversité du lait italien AOP à celui du lait italien conventionnel, et constate que l'impact du lait AOP est supérieur de 45 à 200% (Battini *et al.*, 2016).

En bref, si nos résultats sont – par construction – cohérents avec la littérature concernant l'impact des terres de SIQO sur la biodiversité (BVI_{ha}), nous divergeons des très rares études qui se sont aventurées à estimer l'impact des produits de SIQO sur la biodiversité (BVI_i). Les différences entre nos résultats et ceux des études précédentes sont probablement dues en grande partie à l'étalonnage de notre modèle à l'aide d'études à grande échelle et de méta-analyses portant sur l'ensemble des groupes taxonomiques, tandis que les autres études ne s'appuient pas sur la littérature ou se basent sur les plantes. En outre, le fait que nous nous soyons appuyés sur de nombreuses exploitations réelles plutôt que sur quelques exploitations, parfois simulées, a probablement aussi pesé sur les résultats. Le fait que les études précédentes n'aient pas pris en compte les variables paysagères – qui tendent à être similaires entre les exploitations biologiques et conventionnelles – peut également contribuer à leur surestimation de l'atténuation des impacts sur la biodiversité par les exploitations biologiques.

Produits végétaux et produits animaux

Nous avons constaté que les produits d'origine animale – ici le lait – ont un impact plus élevé par tonne que les céréales (par exemple, 0,23 contre 0,13 pour le lait conventionnel et le blé, respectivement). Cette différence serait multipliée par trois si l'on tenait compte de la quantité de protéines dans chaque produit (par exemple, $0,69 \cdot 10^{-2}$ contre $0,13 \cdot 10^{-2}$ pour le lait et le blé conventionnels, respectivement). Ce résultat est cohérent avec la littérature. Par exemple, Lindner *et al.* (2022) ont également constaté un impact d'une à dix fois plus élevé pour les produits d'origine animale que pour les produits d'origine végétale. De même, Read *et al.* (2022) ont constaté que la viande de bœuf et de porc expliquait à elle seule 44% de l'impact de la consommation alimentaire en Europe sur la biodiversité. En outre, Read *et al.* (2022) montrent que l'adoption d'un régime réduisant la consommation de produits animaux, tel que le régime EAT Lancet Planetary Health ou le régime végétarien recommandé par le ministère américain de l'agriculture (USDA), à l'échelle nationale, réduirait de près de moitié l'empreinte de la consommation alimentaire sur la biodiversité.

4.3.4.2. Rôle direct et indirect des spécifications des SIQO

Les différences que nous avons observées en termes d'impact sur la biodiversité par hectare entre les SIQO et l'agriculture conventionnelle peuvent s'expliquer par des différences dans les pratiques estimées, qui sont cohérentes avec les spécifications techniques des SIQO. Pour les productions végétales, l'utilisation de pesticides est le principal facteur de différenciation entre l'AB et l'agriculture conventionnelle dans notre étude. De plus, comme les céréales produites en AB n'utilisent pas d'engrais azotés minéraux et utilisent autant d'engrais organiques que les exploitations conventionnelles, leur bilan azoté à l'hectare est inférieur à celui des productions conventionnelles. Ces résultats sont cohérents avec le cahier des charges de l'AB, qui interdit à la fois l'utilisation de pesticides de synthèse et d'engrais azotés minéraux, mais autorise l'utilisation d'azote organique. Cependant, alors que le cahier des charges de l'AB recommande de préserver les éléments semi-naturels et de produire une grande variété d'aliments (["Production biologique et étiquetage des produits biologiques", 2018](#)), nous ne trouvons pas de différences dans la densité des haies, la diversité des cultures ou la taille des champs entre les exploitations biologiques et conventionnelles. A l'inverse, nous ne trouvons pas de différence de pratiques pour la production de blé tendre en Label Rouge. Ceci est cohérent avec son cahier des charges, qui porte principalement sur les procédés post-récolte, la qualité des produits et les propriétés organoleptiques, sans contrainte forte sur la production de blé (Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2022).

Pour la production laitière, les principales pratiques qui diffèrent entre les élevages certifiés et conventionnels concernent la teneur en aliments. Les exploitations biologiques et celles certifiées en Comté & Morbier ont une part de prairies temporaires et permanentes deux fois plus importante que les exploitations conventionnelles. En outre, les exploitations biologiques ont moins recours aux concentrés et aux aliments achetés, ce qui accroît leur autonomie. Là encore, il est raisonnable de supposer que les spécifications expliquent certaines de ces différences. Par exemple, alors que le seuil d'autosuffisance de 60% est une exigence pour les pratiques d'élevage biologique, le cahier des charges ne fixe aucune exigence concernant la part des prairies permanentes (["Production biologique et étiquetage des produits biologiques", 2018](#)). La présence plus importante de prairies temporaires peut être une conséquence indirecte de l'absence de pesticides de synthèse et d'engrais minéraux. En effet, l'insertion de prairies temporaires et artificielles dans les rotations est une stratégie agroécologique reconnue pour compenser l'utilisation d'intrants de synthèse (Franzluebbers et Gastal, 2019). A l'inverse, le cahier des charges de l'AOP Comté impose que l'essentiel de l'alimentation provienne de l'aire géographique, que chaque vache dispose d'au moins un hectare de prairie et que les prairies temporaires représentent au maximum 15% de la surface fourragère de l'exploitation ([Cahier des charges de l'appellation d'origine "Comté", 2015](#)).

4.3.4.3. L'équilibre délicat entre impact au sein des parcelles et rendement

Les différences entre les impacts par unité de surface (hectare) et les impacts par unité de produit (tonne, kcal) illustrent l'importance pour la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité de l'équilibre entre l'impact des pratiques agricoles au sein des parcelles et la consommation de terres liée au rendement. Cette question est déjà bien documentée dans la littérature, tant dans le débat conceptuel « *land sparing - land sharing* » (par exemple, Phalan, 2018 ; Tscharnkte *et al.*, 2021 ; Gong *et al.*, 2022) ou dans les scénarios prospectifs sur la durabilité du système alimentaire et la sécurité nutritionnelle (Le Mouél *et al.*, 2018) que dans les applications empiriques telles que l'impact des produits alimentaires sur le climat (Bellassen *et al.*, 2021a) ou l'impact sur l'eau (Bodini *et al.*, 2021).

Dans notre échantillon, la différence de rendement entre les céréales biologiques et conventionnelles (par exemple -49% pour le blé tendre, -36% pour le maïs grain) est nettement plus importante que les valeurs de -20% (Ponisio *et al.*, 2015) et -25% (Seufert *et al.*, 2012 ; Smith *et al.*, 2019) rapportées dans les méta-analyses mondiales. Toutefois, ces valeurs correspondent à des moyennes sur l'ensemble des types de cultures, mais si l'on considère uniquement le blé, la différence estimée est de -35% à -40% (Seufert *et al.*, 2012 ; Smith *et al.*, 2019). De plus, les méta-analyses sont principalement basées sur des parcelles expérimentales où les rendements biologiques sont probablement plus élevés

que dans les exploitations réelles où la substitution des intrants par le travail humain est plus difficile. Nos résultats sont très similaires à ceux d'autres études sur les céréales basées sur des enquêtes françaises en exploitation (Dubosc *et al.*, 2016 ; Coinon, 2022).

L'équilibre entre l'impact au sein des parcelles et la consommation de terres (liée au rendement) est légèrement moins critique pour les produits animaux : une tonne de lait biologique a 43% plus d'impact, tandis qu'une tonne de blé biologique a 84% plus d'impact que leurs contrefactuels conventionnels. Cela s'explique en partie par l'écart de rendement plus faible entre la production de lait biologique et conventionnelle : -30% dans notre étude, ce qui est similaire à Meier *et al.* (2015) mais inférieur aux -52% rapportés par Lambotte *et al.* (2023). Pour les autres IG laitières, nous constatons que le rendement par hectare de la pseudo-ferme est inférieur de 20% pour Comté & Morbier et qu'il n'y a pas de différence significative pour les autres IG, ce qui est proche de la différence médiane de -4% signalée par Bellassen *et al.* (2021a) pour les produits animaux de 3 IG.

La plus ou moins grande compensation entre impact au sein des parcelles et consommation de terres est très sensible à la différence de niveau de biodiversité entre terres naturelles et terres cultivées (Gong *et al.*, 2022). Dans les études empiriques sélectionnées pour calibrer le modèle BVIAS, le triplement de la différence entre le BV_{loc} moyen des milieux cultivés et des milieux naturels (Gallego-Zamorano *et al.*, 2022) l'emporte largement sur la différence de 34% entre les terres cultivées conventionnelles et biologiques (Tuck *et al.*, 2014) et sur la différence de 35% entre les parcelles où l'utilisation de pesticides est faible et celles où elle est élevée (Beketov *et al.*, 2013). Cette différence de trois fois est également signalée dans les jugements d'experts formellement suscités sur l'abondance des pollinisateurs (Alejandre *et al.*, 2023).

4.3.4.4. Rendements et effets rebond

Au-delà de notre cadre de modélisation, les changements de rendement peuvent avoir des conséquences sur la biodiversité en raison des effets rebond. Dans un modèle d'équilibre général ou une ACV conséquentielle, des rendements plus faibles pourraient être moins dommageables pour la biodiversité que dans notre modèle, par exemple si des rendements plus faibles entraînent des prix plus élevés et si la demande est élastique, ce qui entraînerait une baisse de la demande. Inversement, des rendements plus faibles pourraient être plus dommageables pour la biodiversité, par exemple si la demande est inélastique et que l'agriculture s'étend sur des écosystèmes naturels à forte diversité (par exemple, la forêt tropicale). A notre connaissance, les études sur ce sujet sont rares pour l'impact climatique (Bellora et Bureau, 2016 ; Searchinger *et al.*, 2018) et inexistantes pour la biodiversité.

Selon Gong *et al.* (2022), si la proportion de terres « libérées » par la déconversion d'un hectare de blé biologique et affectées à une production alimentaire supplémentaire plutôt qu'à la conservation est supérieure à 75% – notre différence estimée en BV_{lt} pour le blé –, l'impact « consécutif » de la déconversion sur la biodiversité devient négatif. Dans le contexte de l'affichage environnemental, on peut considérer que tous les impacts qui ont lieu dans les autres hectares, i.e. ceux qui ne seraient pas utilisés pour un produit donné grâce à un rendement plus élevé, seront attribués aux produits de ces hectares, qu'il s'agisse d'aliments, de fibres ou de rien du tout dans le cas des zones protégées (auquel cas l'impact est nul). Il ne semble alors pas pertinent d'attribuer les impacts qui ont lieu dans ces autres hectares au produit considéré. Si la logique de l'affichage environnemental veut qu'on ne prenne pas en compte ce qui se passe dans ces autres hectares, il est néanmoins crucial que les politiques publiques prennent en compte ces effets rebond de façon efficace via un bouquet de politiques publiques, en veillant à la cohérence globale entre politiques publiques.

4.3.4.5. Perspectives dans le cadre de l'affichage environnemental

Notre étude va au-delà des études existantes basées sur des mesures *in situ* (e.g. Tuck *et al.*, 2014) ou des analyses de cycle de vie qui couvrent souvent un petit nombre d'exploitations (e.g. Lindner, 2022). En effet, nous estimons les pratiques et l'impact sur la biodiversité pour des dizaines de productions à travers la France et les comparons entre des

exploitations certifiées et conventionnelles ayant des caractéristiques géographiques et technico-économiques similaires. Cette étude à grande échelle est rendue possible par l'utilisation des données comptables du RICA, qui fournit des données sur un large échantillon de productions et d'exploitations agricoles, et les données cartographiques du RPG et de la BD TOPO.

Notre étude apporte la preuve de concept d'une méthode transparente, calibrée à partir de la littérature scientifique et basée sur des données comptables et cartographiques disponibles, qui permet de calculer l'impact des produits agricoles sur la biodiversité pour un grand nombre d'exploitations. Nous appliquons cette méthode à la comparaison entre différents produits (par exemple, le lait par rapport au blé), ainsi qu'entre produits certifiés et conventionnels. Toutefois, cette méthode pourrait également être appliquée à d'autres types de différences (par exemple, entre régions, entre tailles d'exploitations, etc.), à condition que les données comptables soient disponibles pour un nombre suffisant d'exploitations dans chacun des groupes à comparer. Cette méthode pourrait également être améliorée, dès lors que les données sont disponibles pour le faire, afin de prendre en compte certaines de ses limites.

4.3.4.6. Principales limites de l'étude

Manque de données consolidées, en particulier sur les impacts hors-parcelle

L'une des principales limites de notre étude réside dans le petit nombre d'études à grande échelle et de méta-analyses disponibles pour calibrer le modèle. Nous n'avons trouvé que cinq études portant sur des variables de biodiversité et des taxons qui nous semblent pertinents pour les objectifs de notre étude. En effet, la majorité des études *in situ* sur l'impact de la biodiversité se concentrent sur les organismes du sol, et en particulier les micro-organismes du sol (Babin *et al.*, 2023), qui sont plus difficiles à relier aux enjeux sociétaux. Même s'ils jouent un rôle crucial pour certains services écosystémiques tels que la fertilité des sols, ces services sont largement internes en termes économiques, c'est-à-dire qu'ils profitent plus directement aux agriculteurs et aux gestionnaires des terres qu'à la société, et l'intervention publique pour les sauvegarder peut donc être moins justifiée.

Une autre limite particulièrement aiguë vient du fait que le modèle ne prend pas en compte les impacts des pratiques hors-parcelle, en particulier l'impact des pesticides et de l'azote dans l'espace et dans le temps. Or le taux de volatilisation des pesticides peut atteindre 90% des doses appliquées pour certaines molécules (Calvet, 2005) et des résidus d'environ 80% des pesticides appliqués peuvent être détectés (dont la moitié sous forme de produits de transformation) avec une persistance de plus d'une décennie (Chiaia-Hernandez *et al.*, 2017). Pour toutes ces raisons, l'impact négatif des pesticides sur la biodiversité en dehors des parcelles est loin d'être nul. Par exemple, le nombre d'espèces végétales par parcelle de 4 m² passe de plus de 30 espèces dans une prairie permanente adjacente à un champ de culture biologique à 20 espèces dans une prairie permanente adjacente à un champ de culture conventionnel (Schopke *et al.*, 2023). Cet effet négatif de l'agriculture conventionnelle sur la flore persiste au moins jusqu'à 50 mètres à l'intérieur de la prairie permanente. D'autres études ont montré un effet négatif de l'agriculture conventionnelle et/ou des pesticides sur la biodiversité dans les haies, les bandes enherbées, les forêts adjacentes aux cultures et les milieux aquatiques (Holzschuh *et al.*, 2008 ; Rundlof *et al.*, 2008 ; Batary *et al.*, 2010 ; Caprio *et al.*, 2015). Le nombre de groupes taxonomiques et d'EBV, les distances à la parcelle et les contextes pédoclimatiques couverts par ces études sont cependant très limités, ce qui rend difficile la prise en compte de ces effets dans notre modèle. Un calcul rapide basé sur ces études montre néanmoins que la différence d'impact sur la biodiversité entre le blé biologique et le blé conventionnel pourrait être réduite de 30% dans un paysage typique avec 10% d'habitat semi-naturel, et même être totalement annulée dans un paysage avec 40% d'habitat semi-naturel (voir feuille "off_field_impact" du fichier <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

Notre modèle ne prend pas non plus en compte d'autres processus écologiques, tels que l'augmentation du nombre d'espèces avec la taille des patches d'habitat (relation aire-espèce), la présence d'espèces spécialistes des milieux agricoles (ce qui a des conséquences sur la diversité totale des paysages) ou encore le fonctionnement des méta-communautés au sein des paysages agricoles (voir section 4.6.4). La littérature sur les tailles d'effet associés à ces

processus est là encore extrêmement limitée. Il est de ce fait difficile d'évaluer dans quelle mesure la prise en compte de ces processus pourrait modifier les résultats de comparaisons entre systèmes agricoles. Il est donc urgent que la recherche en écologie documente mieux ces effets.

Impact non linéaire des polluants et de leur interaction

L'une des limites intrinsèques du modèle BVIAS, de l'affichage environnemental ou de toute autre méthode générique permettant d'appréhender les impacts environnementaux de la production alimentaire, est la difficulté à prendre en compte l'impact non linéaire des polluants à l'échelle du paysage. C'est évident pour la pollution par le nitrate, qui a un impact à la fois sur la biodiversité et sur la santé. La pollution par le nitrate devient exponentiellement problématique avec les quantités d'azote en excès (Peyraud *et al.*, 2012). Pour cette raison, deux élevages voisins ont plus d'impact que les mêmes élevages plus éloignés l'un de l'autre. Ceci pourrait à son tour générer des impacts contre-intuitifs pour l'agriculture conventionnelle, ou même les indications géographiques. L'AOP Comté, par exemple, s'est avérée ici avoir un BVI_{ha} plus faible, mais sa plus grande rentabilité entraîne une concentration des exploitations laitières dans la zone qu'elle désigne, ce qui pourrait être préjudiciable localement à l'environnement. Les facteurs régionaux pourraient être une solution pour tenir compte de cette situation, mais ils soulèveraient eux-mêmes de nombreuses questions techniques et éthiques.

De même, notre modèle n'intègre aucune interaction entre les pratiques, notamment entre les polluants et les autres pratiques. Par exemple, BVIAS ne conditionne pas l'impact positif des haies sur la biodiversité au fait que les pesticides ne dépassent pas un seuil donné, ou vice-versa. Cette limite n'est cependant pas intrinsèque : si de telles interactions étaient correctement documentées par des études écologiques *in situ*, il serait assez simple de les inclure dans le modèle.

Limites des données comptables

Nous montrons ici que l'utilisation des données comptables pour informer l'affichage environnemental est prometteuse. Cependant, il convient de rappeler que les données comptables ne sont qu'une approximation de l'intensité des pratiques que nous essayons de caractériser. Par exemple, pour le travail du sol, bien que la consommation de diesel estimée pour le labour soit conforme aux moyennes nationales (Chenu et Butault, 2015), nous n'avons pas été en mesure d'estimer s'il s'agissait d'un labour profond ou superficiel. De même, pour les apports de fertilisants organiques des exploitations sans bétail, la variable RICA pour cet intrant étant très mal renseignée, nous n'avons pas eu d'autre choix que d'appliquer une valeur standard égale à la moyenne nationale (Ministère De L'Agriculture (SSP), 2019).

Reconnaissant le potentiel de ces données comptables pour évaluer l'impact environnemental de l'agriculture, les membres de la Commission européenne et du Parlement européen sont parvenus à un accord pour modifier le règlement RICA ("*Conversion of the Farm Accountancy Data Network into a Farm Sustainability Data Network*", 2023). Ce nouveau texte vise à transformer le RICA en un Réseau d'information sur la durabilité des exploitations agricoles (RIDEA) afin de mieux refléter les objectifs de la stratégie « De la ferme à la table ». Cet amendement élargit la collecte de données, précédemment limitée aux données microéconomiques et comptables, pour y inclure des données environnementales permettant d'estimer les émissions de gaz à effet de serre et le stockage du carbone, la santé des sols, l'utilisation de l'eau et l'adoption de pratiques agroécologiques. Ces données supplémentaires permettraient une estimation plus précise des pratiques agricoles à l'intérieur des champs, ainsi que d'autres variables ayant un impact sur la biodiversité, telles que la couverture du sol avec des cultures intercalaires et des variables paysagères.

Enfin, le RICA n'est pas conçu pour être représentatif de régimes spécifiques, tels que l'AB ou les autres SIQO, et n'échantillonne que les exploitations dont la production standard est supérieure à 25 000 euros. Ainsi, les SIQO ayant peu d'exploitations ou de très petites exploitations pourraient ne pas être représentées sur le site du RICA. Dans l'ensemble, cependant, le RICA français, qui couvre plus de 90% de la production standard nationale et plus de 90% de la superficie agricole, est représentatif de la majeure partie des produits agricoles.

Changement climatique et utilisation de l'eau

Dans notre étude, deux des cinq principales menaces sur la biodiversité, telles que listées par l'IPBES, sont prises en compte : l'utilisation des terres et la pollution. Sur les trois autres, seules deux sont fortement influencées par l'agriculture : le changement climatique et l'exploitation directe des ressources (plus précisément l'utilisation de l'eau douce pour l'agriculture). Le changement climatique est la troisième menace la plus importante pour la biodiversité et devrait, dans certains cas, devenir la principale menace d'ici la fin du siècle (IPBES *et al.*, 2019). Le secteur alimentaire est responsable de 26% des émissions mondiales de gaz à effet de serre, et ces émissions sont essentiellement d'origine agricole (Poore et Nemecek, 2018). De même, l'agriculture est le secteur le plus consommateur d'eau douce avec, par exemple, 62% de l'eau consommée en France en 2020 (Arambourou *et al.*, 2024).

L'estimation des émissions de gaz à effet de serre et de la consommation d'eau des différents produits agricoles et leur inclusion dans un modèle d'impact sur la biodiversité tel que BVIAS semblent donc essentielles à moyen terme. Il convient toutefois de noter que ces ajouts ne changeraient probablement pas radicalement la différence entre les produits biologiques et conventionnels, étant donné que leurs empreintes carbone et eau tendent à être similaires (par exemple : Bellassen *et al.*, 2021a; Bodini *et al.*, 2021). L'inclusion de ces facteurs de perte de biodiversité contreviendrait également au principe de séparation des impacts dans les ACV. Il est toutefois nécessaire de trouver un compromis entre ce principe et l'affichage de résultats transparents sur les impacts environnementaux qui sont reconnus et importants pour la société et les décideurs politiques.

4.3.5. Conclusion

Premièrement, nous montrons que notre méthode permet d'estimer l'intensité des principales pratiques agricoles ayant un impact sur la biodiversité ainsi que les variables paysagères pour un grand nombre d'exploitations agricoles en se basant sur les données comptables et cartographiques disponibles. Nous montrons également comment la calibration de notre modèle sur des méta-analyses ou des études à grande échelle permet de renforcer sa crédibilité et sa transparence. Cela permet aussi d'envisager des améliorations du modèle dès que de nouvelles connaissances scientifiques consolidées seront disponibles.

Deuxièmement, nous montrons que seules les pratiques interdites ou obligatoires dans les cahiers des charges des SIQO conduisent à des différences de pratiques effectives. Par exemple, les données comptables confirment que les productions biologiques utilisent moins de pesticides et d'engrais minéraux, comme l'exigent les cahiers des charges. Et, contrairement à ce à quoi on aurait pu s'attendre, les productions biologiques ont autant de haies que leurs équivalents conventionnels, des parcelles de même taille et une diversité de cultures similaire. Ce résultat montre que le fait que ces pratiques soient uniquement recommandées dans les cahiers des charges ne suffit pas à les favoriser.

Troisièmement, nous montrons que l'AB, ainsi que l'AOP Comté et Morbier, ont un impact plus faible par hectare sur la biodiversité. Cependant, leur rendement plus faible compense largement cet avantage lorsqu'on examine l'impact par tonne, ce qui se traduit par un impact plus élevé par tonne pour le blé et le lait biologiques. Mais nous montrons que l'impact par tonne est extrêmement variable au sein des SIQO du fait de rendements très variables. Par ailleurs, l'impact par unité de produit comparable (i.e. kcal ou kg protéine) des produits animaux, tels que le lait, est plus élevé que celui des produits végétaux, tels que le blé ou le maïs grain. Nos résultats sont donc cohérents avec l'abondante littérature qui montre l'effet du choix de l'unité fonctionnelle sur les comparaisons entre systèmes de production, et la tension entre nécessité de diminuer notre consommation de viande et nécessité de maintenir les prairies pour la biodiversité.

Enfin, nous avons identifié plusieurs limites de notre modèle, qui ouvrent sur les perspectives de recherche suivantes. Il est tout d'abord important de consolider les connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité en termes de taille, d'interaction ou encore de non-linéarité des effets. Il est également crucial de mieux documenter l'effet des pratiques en dehors des parcelles agricoles, que ce soit les effets des pollutions sur les milieux adjacents ou connectés, ou les effets de l'agriculture sur la diversité au niveau des paysages (i.e. la diversité gamma).

Enfin, il est crucial de mieux prendre en compte l'effet du changement climatique et de l'utilisation de l'eau dans la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité.

4.4. Méthodes de quantification de l'impact des produits issus de la pêche sur la biodiversité

4.4.1. Introduction

En bref : Autant les analyses de l'impact de la pêche sur les écosystèmes marins sont anciennes et au cœur de la science halieutique, autant leur traduction opérationnelle en approche « produit de la mer » est très récente, poussée par la demande sociétale d'affichage environnemental, en France et en Europe. Différentes méthodes émergent, issues du monde de l'ACV ou des sciences halieutiques.

Le chapitre 3 a montré que la science halieutique s'intéresse de longue date à la quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité et l'environnement marin, et à la résistance et résilience de ceux-ci à ces impacts. De nombreux travaux récents étudient la question sous l'angle de la durabilité multi-dimensionnelle de la pêche à travers différents prismes, et le chapitre 3 a ainsi décrit l'état des connaissances, en France et en Europe, à la fois en termes de pressions et en termes d'états, dans une approche de type Bon État Écologique (BEE) tel que définie par la Directive Cadre sur le Milieu Marin (DCSMM). C'est ce que nous avons communément appelé l'approche « vue de la mer ». Cependant ces approches ne sont pas directement transférables et opérationnelles pour être mobilisables à l'échelle d'un produit de la pêche, et des ajustements sont nécessaires.

Dans ce chapitre 4, nous proposons d'abord une revue de l'état des connaissances récentes concernant l'effort de quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité non plus à l'échelle d'une pêcherie ou d'une zone marine, mais « vu de la terre », à l'échelle d'un produit alimentaire mis sur le marché. Il ne s'agit pas ici, comme pour la partie terrestre, de proposer des résultats originaux spécialement développés dans le cadre de BiodivLabel, mais de présenter des initiatives scientifiques récentes développées en même temps que se déroulait l'expertise BiodivLabel, dans le cadre des réflexions en cours sur l'affichage environnemental des produits de la mer.

NB : dans ce chapitre, le terme « réflexions sur l'affichage environnemental » est employé de manière générique en référence à ces analyses explorées en France d'une part, et en Europe d'autre part, mais sans préjuger des choix de politiques publiques qui en découleront, et qui sont encore en discussion au moment de l'écriture de BiodivLabel.

En particulier, la Commission Européenne a commandité fin 2023 une revue des méthodes ACV (Analyse de Cycle de Vie) et non-ACV actuellement disponibles et opérationnelles pour quantifier les principaux impacts biotiques des produits de la pêche, au-delà des 16 indicateurs environnementaux actuellement inclus dans le calcul ACV de l'empreinte environnementale (European Commission, 2013 ; 2021) (voir aussi la section dédiée à l'ACV dans le chapitre 1). Le JRC (Brown *et al.*, 2025) a examiné, décrit et appliqué des méthodes de quantification des deux premiers types d'impacts décrits au chapitre 3 : (i) l'impact sur les ressources halieutiques exploitées (stocks ou espèces ciblées et co-capturées) et (ii) l'impact sur les fonds marins des engins utilisés pour les capturer. L'évaluation a porté sur la maturité méthodologique de chaque option et sur leur possible intégration dans la méthode PEF (*Product Environmental Footprint*), mettant en évidence en particulier les informations opérationnelles suivantes :

- Généralité de la méthode, qui peut s'appliquer à tous les produits, qu'ils soient nationaux ou importés.
- Capacité à couvrir les situations où les données sont insuffisantes et les évaluations de stocks manquantes.
- Type, disponibilité et qualité des données d'entrée.
- Type et format du résultat (notation, valeur, etc.).

Sur cette base comparative, l'approche dite « non-ACV », c'est-à-dire issue des sciences halieutiques, mise en avant par le JRC (Brown *et al.*, 2025) est celle proposée par le CSTEP (Comité Scientifique, Technique et Economique pour la Pêche auprès de la Commission Européenne ; STECF en anglais) au niveau européen, sur commande de la DG Mare. C'est une approche de scoring environnemental sous la forme d'une notation à 5 niveaux (1 à 5 ou A à E) (STECF, 2021 ; 2023a ; 2024b ; Grati *et al.*, 2025). Cette méthode, présentée dans la section 4.4.3 ci-dessous, est utilisable avec les informations minimales de production traçables et disponibles pour tout produit de la mer vendu sur le marché européen, quelle que soit sa provenance dans le monde (espèce, engin de pêche, zone de pêche)

Ce travail comparatif a fait écho à une étude précédente, commanditée par l'ADEME (Gaillet *et al.*, 2023) visant à appliquer une approche ACV à l'état des stocks exploités ; ces rapports représentent ainsi des sources d'information détaillées sur les développements quantitatifs en cours, issus du monde de l'ACV ou du monde des sciences halieutiques ; mettant par ailleurs en lumière des différences conceptuelles importantes entre ces deux approches. Une partie des textes ci-dessous sont ainsi largement repris, et traduits de JRC (2025).

On peut d'ailleurs indiquer que le JRC (Brown *et al.*, 2025) a également proposé une approche, initialement conceptualisée pendant le GT Mer (Gaillet *et al.*, 2023), pour tenter de quantifier, caractériser et normaliser la gradation CSTEP des deux premiers indicateurs dans une approche plus compatible avec le PEF (*Product Environmental Footprint*), et progressant ainsi vers l'intégration possible de ces deux indicateurs de biodiversité dans l'approche ACV. Cette étape d'intégration n'est pas directement liée à la question centrale de BiodivLabel, et n'est donc pas développée plus avant dans ce chapitre ; mais il est important de garder en tête ce travail, effectué en parallèle, sur des possibilités de scoring des produits de la pêche.

Ces approches de scoring, développées et explorées en dehors de BiodivLabel, nous permettent ensuite de mettre en perspective les labels MSC et Ecolabel Pêche Durable EPD, au cœur du sujet de l'étude BiodivLabel. Partant de la proposition de scoring CSTEP, dont les données et utilitaires pilotes de calcul étaient plus facilement disponibles, BiodivLabel s'est ainsi intéressée à comprendre les différences d'information sur les impacts sur la biodiversité qui sont véhiculées par les deux options de marquage du produit : label (MSC, EPD) et scoring (section 4.4.5). Ces deux options représentent en effet des démarches fondamentalement différentes : le label s'inscrit dans une démarche volontaire des producteurs, qui fournissent ainsi eux-mêmes des informations détaillées sur leurs propres pratiques et avec les chemins de traçabilité et de contrôle assurés par le label lui-même, tandis que le scoring vise à être facilement applicable à tout produit sur la base de données publiques. Nous avons donc comparé les indicateurs de pêcheries françaises labellisées MSC ou EPD avec les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec le score CSTEP. A partir de ces quelques cas d'étude contrastés, nous discutons des potentielles différences d'information transmises aux consommateurs.

4.4.2. Approches ACV concernant les produits de la pêche

En bref : La base de données Agribalyse contient seulement une quinzaine de produits de la pêche, et les 16 indicateurs de l'ACV standard ne couvrent que certains types d'impacts, et pas ceux qui concernent la biodiversité. Un nouvel indicateur est proposé pour mesurer l'impact de la pêche sur l'état des ressources halieutiques exploitées.

4.4.2.1. Analyses ACV existantes

Une revue des analyses ACV existantes concernant les produits de la pêche (incluant également des résultats pour l'aquaculture) a été réalisée dans le chapitre 1. A date de fin 2024, la base de données ACV sur l'impact environnemental (EF, *environmental footprint*) des produits alimentaires fournie par l'ADEME, Agribalyse²¹, reste encore peu fournie concernant les produits issus de la pêche.

²¹ <https://agribalyse.ademe.fr/>

S'agissant d'une analyse ACV « classique », le rapport ICV Pêche (Cloâtre, 2018) inclut ainsi les considérations environnementales essentiellement liées aux impacts climatiques, c'est-à-dire abiotiques (émissions dans l'air, émissions dans l'eau, déchets ménagers, déchets organiques), plus qu'aux impacts sur la biodiversité. Cependant le rapport ICV Pêche, conscient des spécificités de la pêche, « activité de cueillette dans un environnement non maîtrisé », avait déjà consacré un chapitre à l'analyse des impacts dits biotiques, à partir des méthodologies compatibles avec l'ACV émergentes à l'époque de ce travail. De nombreux travaux étaient alors déjà en cours sur ces sujets, visant à intégrer l'évaluation de ces impacts aux ACV des produits de la pêche ; c'est ce que nous décrivons à la section suivante.

4.4.2.2. Développements méthodologiques d'indicateurs ACV « pêche et biodiversité »

Etat des ressources halieutiques exploitées (stocks / espèces ciblées)

Le JRC (Brown *et al.*, 2025 ; et ses documents préparatoires)²² a fourni une analyse de la littérature méthodologique disponible sur les approches ACV sur l'état des ressources halieutiques exploitées. Cependant, sur la base des critères d'exigence mentionnés ci-dessus (et notamment l'applicabilité à tout type de capture, à la fois nationale et importée, avec ou sans données d'évaluation des stocks), la seule méthode retenue pour une évaluation plus détaillée a été celle de Hélias *et al.* (2018 ; 2023). Hélias *et al.* (2018) mesurent l'impact sur les ressources naturelles ; la version d'Hélias *et al.* (2023) présente la mesure de l'impact sur les espèces, une approche décrite comme similaire à la « qualité de l'écosystème ». Les deux méthodes ne mesurent pas la surpêche *sensu* RMD. Il s'agit plutôt d'une mesure de l'épuisement des ressources naturelles (Hélias *et al.*, 2018) ou de l'impact potentiel sur la qualité de l'écosystème (Hélias *et al.*, 2023).

Hélias *et al.* (2023) calculent les facteurs de caractérisation (CF) à deux niveaux : le niveau des (éco)régions, où les CF sont exprimés soit en espèces*année, soit en PDF_{reg} *année ; et le niveau mondial où les CF sont exprimés en PDF_{glo} *année. Les valeurs numériques des CF sont accessibles au public dans les informations complémentaires de Hélias *et al.* (2023), sur la base de données d'entrée qui sont une combinaison d'espèces ou de groupes d'espèces (en fonction de la disponibilité des données) et de la zone principale de la FAO. Il existe également des valeurs par défaut pour des catégories très larges (par exemple, « espèces marines »). La méthode présente un nombre élevé de facteurs de caractérisation, basés sur des informations relatives aux espèces ou aux groupes d'espèces d'une part ($n \sim 1\,800$), et à la zone marine FAO ($n=18$) d'autre part (c'est-à-dire $\sim 5\,000$ CF). Il est d'ailleurs à noter que ces valeurs ont depuis été mises à jour, pour les années 2015 et 2018, dans la publication de Standford-Clark *et al.* (2024), qui fournit désormais des CF pour 5 575 Stocks FAO régionalisés par la principale zone de pêche continentale et marine de la FAO, et 1 866 espèces (non spatialisées), moyenne pondérée par la biomasse de toutes les valeurs régionales d'une espèce donnée, sur la base de la méthode CMSY+ (Froese *et al.*, 2017) appliquée à des données publiques (FAO et FishBase). Ces données sont disponibles en tant qu'impacts à l'échelle régionale et mondiale, avec ou sans estimation additive de l'impact des rejets, et sont exprimées dans les unités suivantes : espèce.an/tonne et $PDF.an/tonne$. Elles illustrent une grande diversité de situations au sein de chaque région, avec des ordres de grandeur du CF variant d'un facteur 1 à 8 (Figure 4-14).

Ces résultats opérationnels ont pu être directement utilisés par JRC (2025), pour application sur des cas d'étude concrets, à la fois sur des produits issus de la pêche européenne et des produits importés.

Le JRC (Brown *et al.*, 2025) décrit et discute un certain nombre de caractéristiques de la méthode d'Hélias *et al.* (2023), dont l'interprétation reste difficile d'un point de vue halieutique. Et particulier : (i) les estimations de stocks fournies par CMSY+ peuvent différer des données brutes d'évaluations annuelles fournies par les ORGP (organismes régionaux de gestion des pêches), et le processus de mise à jour est complexe et chronophage (les dernières données disponibles étant pour l'année 2018) ; cela implique des différences de perception qui peuvent être fortes, à l'échelle d'un stock

²² Non publiés à ce jour

pris individuellement, entre l'impact calculé par la méthode Hélias *et al.* (2023) et le statut de la population au temps t , réévalué régulièrement par l'ORGP ; et (ii) la méthode étant additive par nature, les PDF calculés sont largement influencés par la taille du stock – à niveau d'exploitation égal, 1 kg capturé d'un stock de grande taille aura globalement moins d'impact que 1 kg capturé d'un stock de petite taille. Ainsi, en fonction du stock et de son état, la méthode peut conduire à favoriser de consommer 1 kg d'un gros stock en état de surpêche plutôt que 1 kg d'un stock plus petit mais non surexploité ; ce qui peut être incohérent avec toutes les démarches de durabilité prévalentes en gestion des pêches, et notamment avec la gestion des pêches au RMD.

Ces deux points ne font ainsi pas consensus auprès des acteurs du monde de la pêche et ont fait l'objet d'intenses discussions au cours du GT Mer (Gaillet *et al.*, 2023).

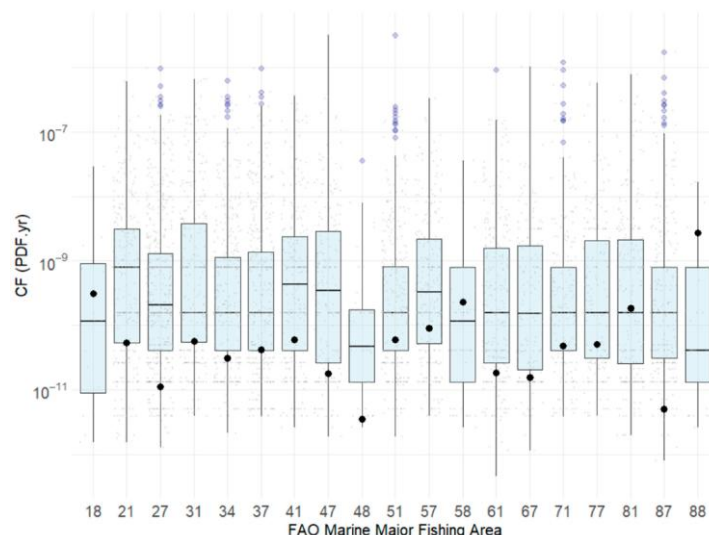


Figure 4-14. Distribution des facteurs de caractérisation (CF) des stocks halieutiques régionaux (toutes classes confondues) par grande zone de pêche marine de la FAO, avec la médiane, la moyenne géométrique pondérée des captures (point noir) et les valeurs aberrantes (points violets) mettant en évidence la distribution et la variabilité des valeurs des CF par région.

Source : Figure 1 de Stanford-Clark *et al.* (2024).

Impact sur les fonds marins

Comme pour l'impact sur les ressources halieutiques, le JRC (Brown *et al.*, 2025 ; et ses documents préparatoires) a effectué une revue de la littérature ACV sur la quantification de l'impact de la pêche sur les fonds marins. Ils concluent qu'il y a peu d'études ACV disponibles, et qu'elles sont encore largement exploratoires, et pas opérationnalisées. Elles n'apparaissent donc pas encore assez matures pour être déployées à large échelle dans un cadre d'affichage environnemental. Après une analyse comparative approfondie, la méthode par Woods et Veronesi (2019) est néanmoins considérée comme la plus prometteuse, étant également la plus complète, la plus récente et la mieux documentée, et développée dans un cadre méthodologique plus conforme aux attentes du GLAM, même si certaines questions persistent. Cette méthode fournit une série de facteurs de caractérisation pour évaluer les dommages causés aux fonds marins, en différenciant selon si l'impact est unique ou répété.

Cependant, le JRC (Brown *et al.*, 2025) a par la suite tenté d'appliquer cette méthode à différents cas d'étude de produits de la mer disponibles sur le marché européen, en tentant d'aller jusqu'à l'intégration avec les autres indicateurs ACV. Cette tentative s'est avérée peu concluante, du fait de la disponibilité limitée des données nécessaires au calcul d'impact, en particulier pour des pêcheries non européennes, ce qui ne permet pas d'estimer la valeur de l'impact pour une grande partie des produits importés. Pour les pêcheries européennes pour lesquelles les données sont plus facilement disponibles, le modèle de type impact unique peut être utilisé à condition que la superficie balayée par les engins puisse être estimée. En revanche, il est plus difficile d'estimer l'impact répété, car la géolocalisation des navires n'est pas actuellement couplée à des données d'inventaire du cycle de vie. En termes d'opérationnalisation à large échelle,

le JRC (Brown *et al.*, 2025) a de fait expérimenté la difficulté de la modélisation de l'une ou l'autre approche dans un logiciel commercial d'ACV, en raison de la nécessité de créer de nombreux flux élémentaires très spécifiques sur le plan géographique dans des zones qui ne sont pas couramment utilisées dans d'autres catégories d'impact et qui ne sont propres qu'à l'impact sur les fonds marins. Ceci les a amenés à conclure que la méthode de Woods et Verones (2019) n'est pas encore pleinement adaptée à l'heure actuelle, et que des efforts supplémentaires sont encore nécessaires notamment pour améliorer la couverture géographique du modèle.

4.4.3. Indicateurs d’impacts développés par le CSTEP

En bref : Sur commande de la Commission Européenne, le comité scientifique CSTEP a développé une approche de scoring par lettre (de A à E), opérationnelle sur tous les produits de la pêche, pour 3 indicateurs d’impact sur la biodiversité : l’état des ressources halieutiques, les fonds marins et les captures accidentelles d’espèces sensibles ou protégées.

Une grande partie de cette section, dont les fondements ont déjà été introduits au chapitre 3, est tirée du travail réalisé par le CSTEP, ainsi que de la publication afférente par Grati *et al.* (2025). Le thème des indicateurs de durabilité des produits de la mer a en effet fait l'objet d'une série de groupes de travail d'experts (EWG) mandatés par la Commission européenne auprès du CSTEP (STECF EWG 20-05 (STECF *et al.*, 2021), EWG 22-12 (STECF *et al.*, 2023a), EWG 22-13 (STECF *et al.*, 2023b) et EWG 23-18 (STECF *et al.*, 2024b)) dans le cadre du règlement OCM (Reg UE No 1379/2013). L'objectif était de développer un cadre opérationnel permettant d'attribuer une note ou une évaluation (par exemple, de A à E) à tout produit de la pêche et de l'aquaculture en fonction de ses performances en matière d'impact et de durabilité, sur la base de critères et d'indicateurs scientifiquement fondés, simples et vérifiables.

Le CSTEP a suggéré d'élaborer un système de notation adapté à la diversité des données disponibles, en commençant par un système 1 basé sur des indicateurs simples pour les produits de la pêche et de l'aquaculture pour lesquels les données sont limitées, tandis que les produits bénéficiant de données supplémentaires permettraient une évaluation plus fiable des impacts dans le cadre d'un système 2 (Tableau 4-59).

Tableau 4-59. Définitions des systèmes 1 et 2 pour déterminer les aspects de durabilité des produits de la pêche et de l'aquaculture le long des chaînes d'approvisionnement en produits de la mer (STECF *et al.*, 2021).

Système 1	Basé uniquement sur les données obligatoires (art. 35 du règlement OCM) dans le cadre de la disposition relative à l'information des consommateurs du règlement OCM (c'est-à-dire l'espèce, la zone de capture, la catégorie d'engin).
Système 2	Basé sur des informations volontaires supplémentaires (article 30 du règlement OCM) fournies par les producteurs (par exemple, des informations plus détaillées sur le type d'engin de pêche, qui a capturé ces produits, etc.)

Pour les produits de la pêche, le STECF 20-05 (2021) a d’abord proposé 8 indicateurs de durabilité environnementale. Après cette première proposition, la Commission en a retenu trois comme indicateurs prioritaires : (1) l'état des stocks/espèces ciblées, (2) l'impact de l'activité de pêche sur les fonds marins et (3) l'impact sur les espèces sensibles. Comme on l'a explicité au chapitre 3, ce choix de priorisation est cohérent avec la perception aujourd'hui consensuelle des impacts directs sur la biodiversité les plus importants, ou en tous cas les plus mesurables, et est cohérent également avec les grands principes portés par les labels MSC et EPD.

Etat des ressources halieutiques exploitées (stocks / espèces ciblées ou co-capturées)

Comme pour les approches ACV, le JRC (Brown *et al.*, 2025 ; et ses documents préparatoires) propose une revue et une discussion sur les approches halieutiques opérationnelles telles qu'utilisées par la FAO (2024) ou la PCP (STECF *et al.*, 2024b), mais également sur l'approche par scoring du MSC principe 1 (chapitres 2 et 3). Elles s'appuient toutes sur le

concept du RMD, classifiant les stocks halieutiques en fonction de la surpêche et de l'état de dégradation de la biomasse des stocks. Certaines de ces approches échouent cependant à satisfaire le critère majeur de l'exhaustivité du champ d'application, en ce sens qu'elles ne peuvent s'appliquer qu'aux produits de la pêche pour lesquels une évaluation des stocks est disponible auprès d'une ORGP spécifique. Pour rappel, bien qu'il soit difficile d'avoir une estimation précise du volume des captures mondiales non suivies scientifiquement, Costello *et al.* (2016) et The Minderoo Foundation (2021) les situent entre 20 et 50% des captures totales, notamment du fait de l'importance de la pêche illégale (dite INN) dans certaines régions du monde. Cette pêche INN a été estimée en 2009 autour de 25% des captures totales (Agnew *et al.*, 2009), mais pourrait avoir fortement augmenté depuis, comme par exemple en Guyane française (Leforestier, 2024). Ce fort taux de captures non suivies scientifiquement empêche de fournir une évaluation environnementale pour un nombre potentiellement important de produits de la mer, dont certains entrent sur le marché de l'UE, qu'ils soient importés ou nationaux.

Le JRC (Brown *et al.*, 2025) met donc en avant la proposition faite par le CSTEP comme étant la méthode la plus large et la plus générique – ce qui est intuitivement logique puisque cette approche a été précisément développée, à la demande de la Commission de l'UE, pour pallier les limites des approches existantes notamment en ce qui concerne les produits importés entrant sur le marché de l'UE.

Le CSTEP a ainsi développé un système de notation suivant un arbre de décision basé sur la meilleure information disponible, allant, dans les meilleurs des cas (Roads 1 et 2, Figure 4-15) d'un score combinant état (niveau de biomasse, B/Bref) et pression de pêche (F/F_{MSY}) applicable aux stocks ayant fait l'objet d'évaluations quantitatives par les ORGP (système 2), à des indicateurs plus simplifiés pour les stocks non couverts par cette approche (système 1 ; Figure 4-15). Ce système s'efforce ainsi de maximiser l'utilisation de toutes les connaissances disponibles, tout en respectant la diversité de méthodes et d'approches utilisées par les ORGP. Lorsqu'il n'existe pas d'évaluation officielle des stocks et que le système 2 n'est pas possible, d'autres sources d'informations publiques doivent être utilisées, c'est-à-dire principalement l'IUCN et les évaluations de la vulnérabilité de type PSA (« *Productivity-Susceptibility Analysis* »). Ainsi, l'approche du système 1 pour le système de classement n'est pas basée sur la pression de pêche ou les données relatives aux stocks, mais sur le statut biologique global des espèces, ce qui permet d'élargir considérablement la couverture.

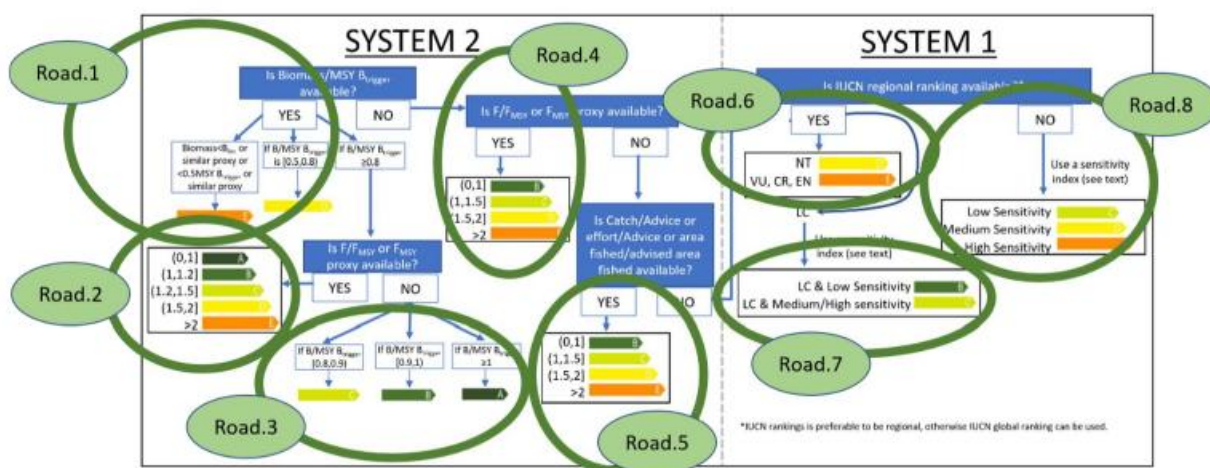


Figure 4-15. Arbre de décision pour évaluer le niveau de durabilité en fonction de la pression de pêche. Classification de l'IUCN : LC = moins préoccupant ; NT : quasi menacé ; VU : vulnérable ; EN : en danger ; CR : en danger critique d'extinction. Source : STECF(2023a), p.34.

Une grande partie des données nécessaires étant publiquement disponible en ligne et par des web services, il est en principe possible de réaliser des mises à jour annuelles de l'information avec un investissement de travail limité (Tableau 4-60).

Tableau 4-60. Critères développés pour l'arbre de décision afin d'évaluer les niveaux de durabilité des produits de la pêche en fonction de l'état des stocks.

NT = quasi menacé ; VU = vulnérable ; CR = en danger critique d'extinction ; EN = en danger.

Le tableau est décrit ici avec le MSYBtrigger comme point de référence de base pour la biomasse, conformément à l'approche du CIEM, mais il existe d'autres points de référence pour la biomasse (tiré de Grati et al. (2025)).

Road	System	Criteria	Thresholds	Score
1	2 (Advanced)	B/MSYBtrigger (or other B ref point)	<0.5 or B<Blim	E
			>0.5 and <0.8	D
		if ≥ 0.8 and F/Fmsy available - road 2		
2	2	F/Fmsy	<1.0	A
			≥ 1.0 and <1.2	B
			≥ 2.0 and <1.5	C
			≥ 1.5 and ≤ 2.0	D
			>2.0	E
		if F/Fmsy not available - road 3		
3	2	B/MSYBtrigger (or other B ref point)	≥ 0.8 and <0.9	C
			≥ 0.9 and <1.0	B
			≥ 1.0	A
		if B/MSYBtrigger not available - road 4		
4	2	F/Fmsy	<1.0	B
			≥ 1.0 and <1.5	C
			≥ 1.5 and <2.0	D
			>2.0	E
		if F/Fmsy not available - road 5		
5	2	Catch/Advice	<1.0	B
			≥ 1.0 and <1.5	C
			≥ 1.5 and <2.0	D
			>2.0	E
		if Catch/Advice not available - road 6		
6	1 (Basic)	IUCN status	NT	D
			VU, CR, EN	E
		if LC - road 7		
7	1	Sensitivity	Low	B
			Medium and High	C
		if IUCN status not available - road 8		
8	1	Sensitivity	Low	C
			Medium	D
			High	E

Un test de grande ampleur de cette approche a été réalisé par le Groupe de travail 23-18 (STECF *et al.*, 2024b), analysant la note de 9 652 combinaisons espèce-zone débarquées par les flottilles européennes et enregistrées dans la base de données du rapport économique annuel AER pour l'année 2021 (STECF *et al.*, 2023). Après quelques ajustements, il a été possible de fournir un score de durabilité pour 96,1% des combinaisons, représentant 97,7% des débarquements européens (Figure 4-16). Ces valeurs ont ensuite été finalisées dans Grati *et al.* (2025).

Un exercice similaire a été conduit sur les produits concernant des espèces importées, sur la base des informations disponibles dans la base de données EUMOFA. Pour les 20 espèces les plus importantes à l'import (différentes espèces de thonidés, de gadidés, mais aussi du poulpe, du flétan et du hareng), un score a pu être estimé pour 95,7% des 91 combinaisons espèce-zone (Figure 4-17).

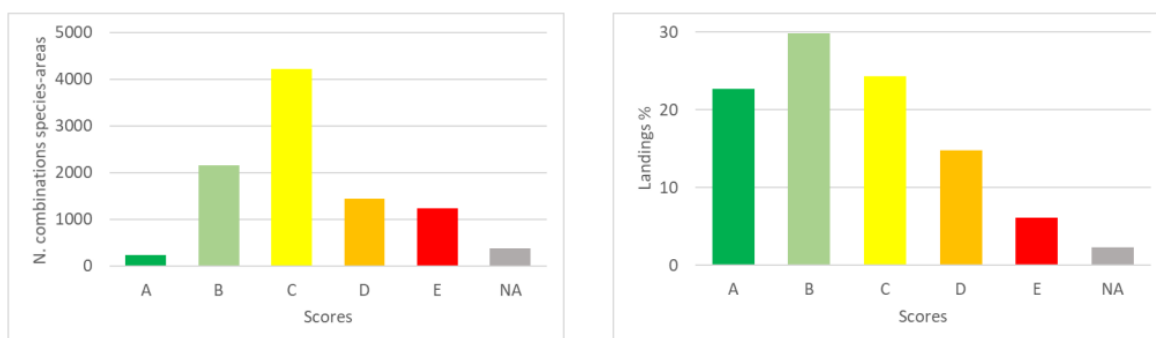


Figure 4-16. Distribution finale des scores de l'indicateur de l'état des stocks calculés pour les 9 652 combinaisons espèce-zone débarquées par les flottilles européennes recensées en 2021 dans le Rapport économique annuel (AER) du STECF. **Gauche** : en nombre de combinaisons. **Droite** : en pourcentage des débarquements. Source : STECF (2024b).

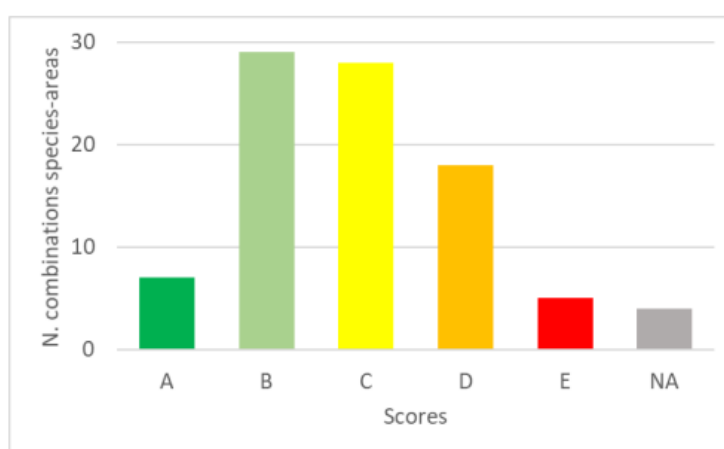


Figure 4-17. Distribution finale des scores de l'indicateur de l'état des stocks calculés pour les 91 combinaisons espèce-zone tirées de la base de données EUMOFA pour les 20 espèces importées les plus importantes. Source : STECF (2024b).

Impacts sur les fonds marins

Le JRC (Brown *et al.*, 2025) a conduit une revue de littérature rigoureuse, pour identifier les méthodes décrivant l'impact de diverses pratiques de pêche sur les fonds marins et qui seraient compatibles avec une approche produit « vue de la terre ». Cependant, la très grande majorité des méthodes identifiées correspondent à une approche spatialisée ; à l'instar de la Directive Cadre pour la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) et du CIEM WGBFIT (Working Group On Fisheries Benthic Impact And Trade-Offs)²³ : ce sont donc typiquement les approches « vues de la mer » pour la surveillance, l'évaluation et les indicateurs de l'état de l'environnement décrites au chapitre 3. Les analyses de pression restent limitées, utilisant essentiellement l'approche par SAR (*Swept Area Ratio*), nécessitant des données spatialisées fines et ne s'appliquant qu'aux engins traînants.

Ainsi, en restreignant aux méthodes génériques applicables à l'échelle du produit, le JRC (Brown *et al.*, 2025) a identifié seulement deux méthodes qui sont actuellement mises en œuvre : les indicateurs de durabilité du CSTEP pour les produits de la pêche et l'outil d'évaluation de l'impact sur le milieu benthique (*Benthic Impact Tool*) du MSC²⁴. L'approche du CSTEP est qualitative, tandis que l'outil du MSC incorpore certaines données quantitatives dans une méthode qui reste par ailleurs assez largement qualitative. L'approche du CSTEP est plus complète dans son applicabilité, tandis que l'outil du MSC ne fonctionne actuellement que pour des engins et des types d'habitats

²³ <https://www.ices.dk/community/groups/Pages/WGFBIT.aspx>

²⁴ <https://shiny.bangor.ac.uk/benthic/>

spécifiques pour lesquels des données sont déjà disponibles. Ci-dessous, nous évaluons qualitativement la pertinence de la méthode CSTEP en fonction de nos critères d'évaluation prédéfinis.

Comme décrit au chapitre 3, bien que les engins actifs et passifs puissent avoir un impact sur les habitats benthiques, il existe un consensus scientifique important concernant les impacts substantiels des engins mobiles de contact avec le fond sur le fond marin, principalement les engins chalutés (Eigaard *et al.*, 2017) par rapport aux engins passifs (Eno *et al.*, 2001). Par conséquent, les impacts relatifs sur le fond marin sont fortement liés à l'engin de pêche et à sa technologie spécifique, les chaluts de fond et les dragues étant généralement considérés comme les engins de pêche ayant le plus grand impact par unité d'effort. Il est communément admis que les engins de pêche passifs ont un impact plus faible. Cependant, ces engins peuvent représenter une menace importante pour certaines communautés sessiles fragiles, tels que les fonds coralligènes, le maërl ou les herbiers d'algues, notamment dans les zones côtières. Par conséquent, la notation de l'impact sur les fonds marins doit tenir compte à la fois du type d'engin et de l'habitat sur lequel il s'exerce.

La méthode de scoring proposée par le CSTEP s'appuie donc sur une double catégorisation des engins et des habitats. Pour la catégorisation des engins, conformément à Morgan et Chuenpagdee (2003), et aux différents groupes de travail d'experts (STECF, 2021, 2023a), les notes dépendent des spécifications de chaque engin de pêche, et s'établissent comme suit dans le Système 1 :

- Score 0 : le fond marin n'est jamais touché par l'engin (aucun impact) ; réservé au système 2 (par exemple : filets dérivants, palangres)
- Score 1 : le fond marin est touché par un engin passif (faible impact) ; filets droits, filets encerclants, lignes et casiers
- Score 2 : le fond marin est touché par un engin actif (impact moyen) ; réservé au système 2
- Score 3 : le fond marin est touché avec un impact grave (impact élevé) ; sennes démersales, chaluts et dragues

Cette notation s'appuie sur la liste officielle des sept catégories d'engins que les producteurs sont tenus de déclarer (d'après l'annexe 3 du règlement de l'Organisation Commune des Marchés). Cependant, certaines catégories d'engins englobent des techniques de pêche très différentes. En particulier, la catégorie « Chaluts » regroupe à la fois les « Chaluts démersaux » et les « Chaluts pélagiques », qui ont des impacts très distincts sur les fonds marins. Les producteurs ont la possibilité de déclarer volontairement leur engin de pêche selon une nomenclature plus détaillée, comprenant 28 engins de pêche distincts. Par conséquent, dès lors qu'ils fournissent cette information, la note est établie selon le Système 2 plus avantageux pour les engins peu impactants (le chalut pélagique reçoit par exemple un score de 1).

La deuxième étape de notation consiste à prendre en compte la sensibilité des habitats marins spécifiques à chaque engin de pêche, en gardant à l'esprit que la localisation détaillée des pêches n'est pas disponible au regard de chaque produit. Le CSTEP propose, dès lors, de relier chaque espèce à son « habitat typique », en s'appuyant sur la classification établie par le Service européen d'information sur la nature (EUNIS²⁵). La sensibilité de chaque habitat à l'action des engins de pêche est classée en trois niveaux (1 = faible ; 2 = moyen ; 3 = élevé). Étant donné que les engins pélagiques touchent rarement le fond marin, un score de 1 a été attribué aux espèces pélagiques. Un score de 3 a été attribué aux espèces résidant dans les habitats rocheux et biogéniques, la zone littorale et les eaux profondes (> 1 000 m de profondeur), car ces habitats abritent les espèces les plus fragiles et les habitats associés (Hiddink *et al.*, 2023). De plus, des termes liés à la profondeur de l'eau ont été attribués à chaque habitat. Ainsi, un score de sensibilité de l'habitat est attribué à 1 850 espèces.

Pour obtenir le score final d'impact sur le fond marin (codé de 1 à 6), la note d'impact des engins de pêche (de 0 à 3) est additionnée comme illustré dans le Tableau 4-61 à la note de chaque espèce qui est un proxy de la sensibilité de son habitat (de 1 à 3). L'échelle en 6 niveaux peut ensuite être convertie en arrondissant en une échelle en 5 grades (A-E ou 1-5) pour aligner avec la demande initiale, Grati *et al.* (2025).

²⁵ <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification>

Tableau 4-61. Calcul du score final (somme de l'impact des engins de pêche et de la sensibilité de l'habitat) pour l'indicateur d'impact sur le fond marin.

		Impact de l'engin de pêche			
		0	1	2	3
Sensibilité de l'habitat	1	Très faible	Très faible	Faible	Medium
	2	Très faible	Faible	Medium	Elevé
	3	Faible	Medium	Elevé	Très élevé

Ce système permet donc de proposer une note pour tous les produits de la mer, dès lors que sont connus : l'engin de pêche (ou la catégorie d'engin dans le système 1) et l'espèce (dont on déduit l'habitat).

Impact sur les captures accidentelles d'espèces sensibles

La mise en œuvre opérationnelle de cet indicateur a été proposée pendant le GT STECF EWG 23-18 (STECF *et al.*, 2024a), puis complétée par Grati *et al.* (2025), mais il faut rappeler qu'un manque important de données subsiste pour de nombreuses pêcheries ; ainsi la qualité de l'information disponible a été directement intégrée dans la méthodologie d'estimation du risque. (STECF *et al.*, 2024a) a d'ailleurs convenu d'une appellation plus précise : il a été jugé plus approprié de définir l'indicateur comme faisant référence au « *risque d'interactions négatives d'un engin de pêche ciblant une espèce spécifique sur un groupe d'espèces sensibles* » (en bref, « *risque potentiel de prises accessoires d'espèces sensibles* »), plutôt que « *indicateur de l'impact des activités de pêche sur les espèces sensibles* ». En effet, pour pleinement évaluer l'impact d'une pêcherie sur une espèce (ou un groupe d'espèces), il ne suffit pas de connaître les estimations des prises accessoires totales. En réalité, il reste également nécessaire de disposer d'informations détaillées sur la vulnérabilité de la population à cet impact, via des connaissances sur l'état démographique de la population de cette espèce, sur la mortalité naturelle et anthropique, ainsi que sur d'autres caractéristiques du cycle de vie. Tandis que les données de capture s'améliorent dans plusieurs pêcheries, bien qu'encore trop souvent lacunaires, les informations biologiques et démographiques sur l'état des populations sensibles restent encore très insuffisantes pour la grande majorité des espèces impactées, informations qui ne sont pas toujours disponibles ou facilement accessibles dans les différentes régions du monde.

L'indicateur ne pourra ainsi attribuer une note de risque qu'à l'exposition potentielle de certains groupes d'espèces sensibles aux prises accessoires. Cette exposition est définie, comme on l'a décrit au chapitre 3, comme le chevauchement d'un groupe d'espèces sensibles et d'une pêcherie dans différentes zones de pêche (approche ARP, Analyse Risque Pêche ; OFB (2023). Le chevauchement potentiel est lui-même établi sur la base de la littérature disponible sur les taux de prises accessoires et de différentes formes d'évaluation des risques, ou d'informations générales sur la sélectivité des engins de pêche et la mortalité post-capture de différentes espèces sensibles. Cette définition diffère ainsi, conceptuellement parlant, du risque posé par l'exploitation d'une espèce sensible induisant un possible déclin de la population dans son ensemble, car ce risque est dans la plupart des cas inconnu.

L'indicateur proposé par le CSTEP couvre pour l'instant des groupes d'espèces sensibles limités aux mammifères, aux oiseaux de mer, aux tortues marines et aux élasmobranches protégés ou menacés, en utilisant autant que possible une évaluation à échelle des bassins maritimes régionaux. Le principe du scoring, calculé à une échelle de 1 à 6 puis rapporté à une échelle 1 à 5, en cohérence avec la demande d'une gradation A-E comme pour l'indicateur sur les fonds marins, est de prendre en compte à la fois : (i) le risque qualitatif d'impact estimé moyen de la pêcherie (espèce cible et engin) par groupe d'espèces [faible, moyen, fort], (ii) l'importance cumulée de ce risque, selon si la pêcherie affecte un ou plusieurs groupes d'espèces sensibles, et (iii) la qualité et la précision de l'information disponible, une information

manquante ou peu précise étant, comme pour l'indicateur sur les espèces cibles, un facteur de dégradation du score. L'information est extraite de la littérature scientifique et grise et des bases de données publiques, comme nous l'avons déjà décrit au chapitre 3.

L'utilitaire Excel disponible dans les Annexes du GT (STECF *et al.*, 2024b), a ensuite été complété par Grati *et al.* (2025), qui a pu ainsi analyser la distribution des grades sur l'ensemble des situations rencontrées dans les pêcheries européennes (43 810 combinaisons possibles d'espèce, zone et engin de pêche dans l'Atlantique Nord-Est (FAO 27) et 8 862 en Méditerranée (FAO 37)). L'indicateur du risque de prises accessoires d'espèces sensibles présente une tendance différente entre les deux zones de la FAO. Dans la zone FAO 27, 34% des scores sont de 2 (faible impact), tandis que les scores de 4 (impact élevé) et de 5 (impact très élevé) représentent chacun environ 30% du total. Dans la zone FAO 37, cet indicateur suit une distribution normale avec une prédominance de notes 3 (impact moyen) et aucune combinaison de notes 5 (impact très élevé ; Figure 4-18).



Figure 4-18. Distribution des fréquences des indicateurs de durabilité des pêches pour les combinaisons engin-espèce-sous-zone dans les zones FAO 27 (océan Atlantique Nord-Est) et FAO 37 (Méditerranée et mer Noire). Issues de la base de données FDI de l'UE 2022. Source : Figure 2 de Grati *et al.* (2025).

Pour compléter ce panorama, la Figure 4-19 reprend ces données de Grati *et al.* (2025) dans une approche multi-impact pour une partie des principaux engins de pêche rencontrés en France. Ce graphe illustre la diversité de niveaux de risque d'impacts estimés pour un même engin, en fonction de l'espèce exploitée. Cette figure est exprimée en nombre de triplets indistinctement de leur importance économique réelle. Cette représentation peut tout de même poser

quelques questions d'interprétation (par exemple, la majorité des triplets au chalut de fond qui obtiennent un score 2 (vert clair) en impact sur les fonds marins correspondent à des triplets d'espèces de pleine eau (pélagiques) capturées en faible quantité par un engin déployé sur le fond). Il restera à croiser cette base de données avec les captures correspondantes pour affiner la représentation de ces deux types d'impacts. Voir aussi la discussion sur ce même sujet à la fin du chapitre 3.

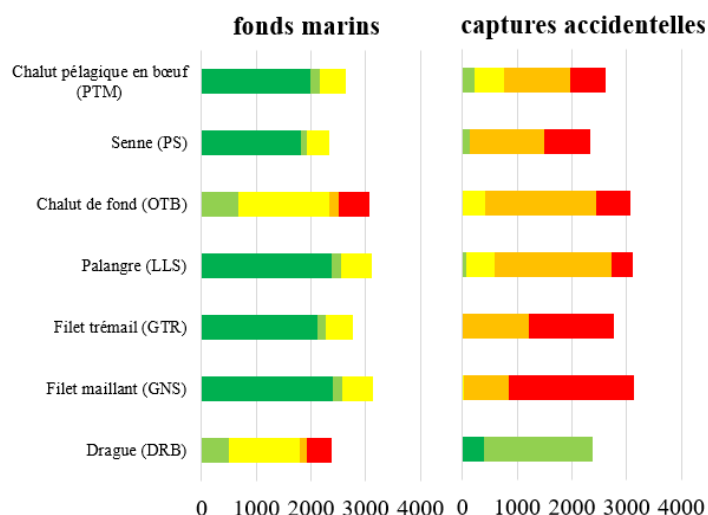


Figure 4-19. Scores de risque d'impact sur les fonds marins et sur les captures accidentelles d'espèces sensibles pour une sélection de 7 types d'engins fréquents en France (parmi les 27 possibles), en nombre de triplets (espèce-engin-zone) par score de risque, de vert foncé = 1 (risque d'impact très faible) à rouge = 5 (risque d'impact très élevé), à partir des données sur 52 672 triplets de Grati et al. (2025).

4.4.4. Discussion sur les indicateurs

En bref : Les travaux de Gaillet et al. 2023 et du JRC (Brown et al., 2025) ont mis en évidence des différences de résultats assez fondamentales entre un scoring environnemental basé sur les méthodes issues du monde de l'ACV, et un basé sur les méthodes issues des sciences halieutiques, notamment sur la question de l'impact lié à la surexploitation.

La revue préparatoire à JRC (Brown et al., 2025) a discuté en détails les différences conceptuelles majeures entre les approches issues du monde de l'ACV présentées dans la section 4.4.2 et celles issues du monde des sciences halieutiques et de l'écologie marine présentées dans la section 4.4.3. Ces différences découlent du mode de conceptualisation de l'impact sur les ressources vivantes. L'ACV se décrit comme une « approche intrinsèque » (telle qu'elle est décrite dans le GLAM phase 1 [2013-2016])²⁶ consistant à considérer que les ressources et les écosystèmes ont une valeur en soi et que toute perturbation de l'état de la nature « sans l'homme » a un impact. Elle a été historiquement utilisée dans l'évaluation LCIA (*Life Cycle Impact Assessment*) de la biodiversité par le biais de la zone de protection « qualité de l'écosystème » avec une unité exprimée en « PDF » (Fraction potentiellement disparue d'une espèce). Tout prélèvement de poissons par l'homme dans l'océan est considéré comme ayant un impact, même dans le cadre d'une pêche durable respectant les critères du Rendement Maximum Durable (RMD).

A l'inverse, l'approche venant des sciences halieutiques est dite, selon ce même prisme ACV, « approche instrumentale », basée sur le concept de services écosystémiques décrivant la manière dont les ressources vivantes sont utiles aux humains. De ce point de vue, les océans et les mers fournissent une ressource (le poisson) à l'homme et l'objectif de réduction des impacts environnementaux est de garantir une production (rendement) maximale et durable dans le

²⁶ LCI (2023). Global Guidance for Life Cycle Assessment Indicators and Methods (GLAM). Life Cycle Initiative. <https://www.lifecycleinitiative.org/>

temps (RMD ; MSY en anglais). Cette approche est utilisée dans la gestion de la pêche dans le monde entier et à travers les concepts de pression de pêche correspondant au RMD F_{MSY} , de biomasse au RMD B_{MSY} et de diagrammes de Kobe. Cette approche considère que si les critères du RMD sont satisfaits, le stock est dit « en bon état » (Vermard et Ulrich, 2024), les extractions par la pêche sont équilibrées avec la productivité de la ressource et le stock peut supporter l'impact de la pêche sur le long terme sans se détériorer. Comme on l'a discuté dans le chapitre 3, cette notion de RMD est certes imparfaite et réductrice car elle implique tout de même un niveau de biomasse largement inférieur à la biomasse à l'état vierge, et ne prend pas assez en compte l'importance de la structuration en taille des captures, mais elle reste *de facto* la référence mondiale encore aujourd'hui, y compris comme Objectif de Développement Durable (ODD 14.4)

Cette différence conceptuelle apparaît comme un obstacle pour définir une méthode qui satisfasse les deux approches pour le cadre EF. La raison en est que le fait de considérer les ressources ciblées soit du point de vue de la production, soit du point de vue de l'impact, affecte la forme de la relation entre l'indicateur analysé et le niveau d'activité humaine. La courbe de capture présente une forme typique en cloche plus ou moins symétrique avec un maximum (le RMD) se situant à un niveau d'activité humaine non nul (ligne rouge sur la Figure 4-20), alors que la courbe d'impact est typiquement unidirectionnelle (plus d'activité humaine signifie plus d'impact et moins de ressources restantes – ligne bleue sur la Figure 4-20) ; ce qui serait également le cas pour les impacts sur les fonds marins ou sur les captures accessoires, pour lesquels les sciences halieutiques suivront aussi une approche « intrinsèque » dans laquelle l'impact est mesuré en comparaison à un état de la nature « libre de toute activité humaine ».

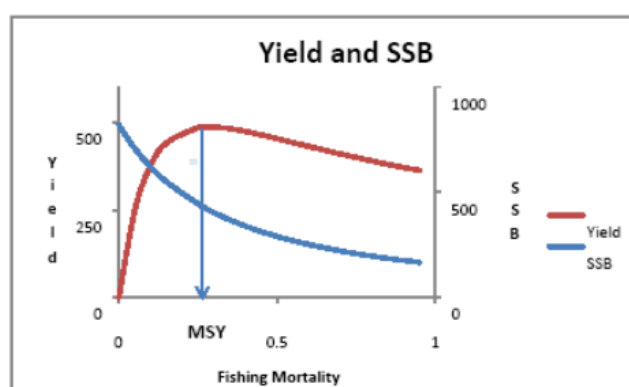


Figure 4-20. Figure schématisant le rendement (yield) et biomasse féconde (SSB) pour un stock en fonction de la pression de pêche F . Source : ICES, 2010.

4.4.5. Comparaison de scoring pour différents produits

En bref : Une comparaison est conduite entre les indicateurs de pêcheries françaises labellisées MSC ou EPD avec les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec le score CSTEP. Concernant les impacts sur les écosystèmes, la cohérence entre MSC, EPD et CSTEP peut être hétérogène, avec des pêcheries labellisées MSC et/ou EPD qui recevraient un score CSTEP de risque d'impact moyen à élevé, renvoyant des informations possiblement contradictoires au consommateur.

Partant de la proposition de scoring CSTEP, dont les données et utilitaires pilotes de calcul sont publiquement disponibles ou référencées dans Grati *et al.* (2025), l'étude BiodivLabel s'est ainsi intéressée à comprendre les différences d'information sur les impacts sur la biodiversité qui sont véhiculées par les deux options de marquage du produit : label (MSC, EPD) et scoring. Ces deux options représentent en effet des démarches fondamentalement différentes : le label s'inscrit dans une démarche volontaire des producteurs, qui fournissent ainsi eux-mêmes des informations détaillées sur leurs propres pratiques et avec les chemins de traçabilité et de contrôle assurés par le label lui-même, tandis que le scoring vise à être facilement applicable à tout produit sur la base de données publiques.

Nous avons donc comparé les indicateurs de pêcheries françaises labellisées MSC ou EPD avec les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec les approches CSTEP décrites ci-dessus. Nous avons également inclus des pêcheries récemment « délabellisées », telle que la sardine du Golfe de Gascogne, pour lesquelles l'historique de suivi et d'audit renseigne sur la réactivité du label à dégrader la notation suite à des changements dans les indicateurs environnementaux, et donc de la fiabilité de sa garantie de non-surexploitation des ressources.

Pour rappel, comme décrit ci-dessus et plus en détail dans le chapitre 3, le MSC note de 0 à 100 trois grands principes (P1 stocks exploités durablement - P2 impact sur les écosystèmes - P3 gestion efficace). Le label MSC travaille à partir d'un système de score, les scores SG60 (performance minimale acceptable), 80 (meilleure pratique mondiale) et 100 (performance de pointe) correspondant, pour de nombreux indicateurs, au degré de certitude avec lequel on peut dire que l'objectif est rempli²⁷. L'EPD ne fournit pas de notation mais seulement une acceptation de conformité (valide / pas valide), et même si les analyses et données de certification ne sont pas disponibles publiquement, une pêcherie labellisée implique qu'elle a été évaluée positivement sur tous les critères majeurs, notamment environnementaux. Enfin le scoring CSTEP renvoie une lettre (A-E) ou un chiffre (1-5) sur trois indicateurs d'impact majeurs (état des stocks exploités - impact sur les fonds marins - risques de capture d'espèces sensibles).

Le MSC déclare que 20% environ des captures françaises annuelles de poisson sont issues de pêcheries françaises certifiées MSC, correspondant à environ 2 300 produits²⁸. Tous les audits et scores de certification de toutes les pêcheries sont disponibles publiquement²⁹. A l'inverse, l'information disponible pour les pêcheries labellisées « écolabel Pêche Durable » est très limitée³⁰, avec seulement la liste des navires labellisés mais sans accès public aux rapports de certification.

Le Tableau 4-62 présente les principales espèces et populations débarquées en France hexagonale (données issues de Vermard et Ulrich, 2024), ainsi que l'information rassemblée sur les pêcheries certifiées françaises. Les pêcheries de thon tropical ne sont pas incluses dans la présente analyse, car les utilitaires CSTEP n'ont pour l'instant été paramétrés que pour les zones Atlantique Nord-Est et Méditerranée (zones FAO 27 et 37).

4.4.5.1. Etat des stocks

Comme attendu, et comme également largement analysé dans la littérature scientifique du chapitre 2, la cohésion est forte entre les différentes approches ayant trait au statut des populations exploitées, toutes se basant sur les résultats d'évaluations de stocks fournies. On pourra cependant noter des différences pour les stocks d'importance locale mais pas évalués par les ORGP, et dont les résultats sont plus difficilement mobilisables par des tierces personnes. Par exemple, les évaluations des stocks de coquilles Saint-Jacques, réalisées par l'Ifremer, sont disponibles dans le bilan de Vermard et Ulrich (2024) et sont également fournies par les pêcheries concernées pour les audits MSC, mais l'information n'est pas directement disponible dans la base de données du CSTEP, qui utilise alors le Système 1 moins précis que le Système 2. Cette difficulté est bien identifiée dans STEFC (2024b) ; le besoin de mise à jour manuelle nécessitant d'établir des procédures de partage d'information qui restent à définir.

On voit également que le MSC assure rigueur et réactivité de sa certification. Les audits annuels permettent d'être toujours à jour de l'information disponible sur l'état du stock, et la certification est rapidement suspendue, puis retirée si le stock se dégrade. C'est ce qu'on a par exemple observé pour les pêcheries de sardine et de merlan bleu, qui recevraient aujourd'hui un score CSTEP moyen (C). Ces pêcheries ont effectivement perdu leur certification avant la fin

²⁷ Pour obtenir la certification, une pêcherie doit obtenir au moins 60 points pour chacun des indicateurs de performance. Elle doit aussi obtenir une note moyenne d'au moins 80 sur l'ensemble des indicateurs de performance de chacun des trois principes (si la pêcherie obtient un score entre 60 et 70 pour un indicateur de performance, les mesures appropriées (listées dans le référentiel) doivent être prises sous 5 ans dans le but de faire progresser le score à 80 ou plus).

²⁸ <https://www.msc.org/fr/comment-agir/choisir-des-produits-durables/les-produits-de-la-mer-durables>

²⁹ <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/>

³⁰ <https://www.franceagrimer.fr/Accompagner/Dispositifs-par-filiere/Ecolabel-Pêche-Durable>

Tableau 4-62. États de certification et scores issus de l'approche CSTEP (données pilotes) pour des stocks d'importance pour les pêcheries françaises hexagonales, à fort volume de débarquement ou stocks certifiés par le programme MSC ou EPD. Indicateurs CSTEP de 1 risque d'impact très faible (ou A, bon état du stock) à 5 risque d'impact très fort (ou E, état très dégradé).

Population / stock	Tonnage 2022 (a)	État des stocks 2022 (b)	Score CSTEP État des stocks (c)	Pêcheries MSC (d)	Pêcheries EPD (e)	Scores MSC (f)	Score CSTEP Fonds marins (g)	Score CSTEP Captures accidentelles (h)
Merlu Golfe de Gascogne (hke.27.3a46-8abd)	28 729	Bon état	A	aucune				
Hareng Mer du Nord her.27.3a47d)	28 497	Bon état	A	North Sea and Eastern Channel pelagic trawl herring	France pélagique	P1 83.3 P2 87.3 P3 89.4 (audit 2023) ³¹	1 (chalut pélagique -OTM)	4 ou 5
Coquille St Jacques Manche Est	26 901	Bon état	C (i)	aucune				
Sardine Golfe de Gascogne (pil.27.8abd)	12 949	Surpêché et dégradé	C	South Brittany purse seine sardine fishery (suspendue en 2019, retirée du label en 2022)		P1 77.7 (FAIL) P2 90.7 P3 93.4 (audit 2019) ³²	1 (senne -PS)	4 ou 5
Lotte Mer Celtique (ank.27.78abd et mon.27.78abd)	17 872	Bon état	A	aucune				
Maquereau Atlantique NE (mac.27.nea)	17 373	Surpêché	A	aucune				
Coquille St Jacques Manche ouest	16 971	Bon état	C (i)	Baie de Saint-Brieuc scallop dredge fishery (depuis 2022).		P1 84 P2 83.7 P3 91.7 (audit 2022) ³³	3 (drague DRB)	2 (drague DRB)
Merlan bleu (whb.27.1-91214)	14 201	Surpêché	C	PFA, DPPO, KFO, SPSP & Compagnie des Pêches Saint-Malo Northeast Atlantic blue whiting Pelagic Trawl (plus certifiée depuis 2021)		P1 FAIL P2 87.7 P3 FAIL (audit 2020) ³⁴	1 (chalut pélagique OTM)	5 (chalut pélagique OTM)
Lieu noir Mer du Nord (pok.27.3a46)	10 719	Bon état	B	Scapeche, Euronor and Compagnie des Pêches de Saint-Malo saithe (certifiée depuis 2010)		P1 80 P2 81.3 P3 83.5 (audit 2023) ³⁵	3 (chalut de fond OTB)	4 ou 5 (chalut de fond OTB)
Araignée Manche Ouest	7039	Bon état	C (i)	aucune				
Thon rouge Atlantique		Reconstituable / en reconstitution	D (j)	aucune	OP Vendée palangre		1 (palangre LLD)	4 (palangre LLD)
Thon rouge Méditerranée		Reconstituable / en reconstitution	E (j)	SATHOAN French Mediterranean Bluefin tuna artisanal longline and handline fishery (certifiée depuis 2020)	SATHOAN Palangre et/ou canne	P1 84.2 P2 80.7 P3 84.2 (audit 2024) ³⁶	1 (lignes et palangres LLD, LHP, LHM)	4 (palangre LLD), N/A (lignes LHM)
Bar Golfe de Gascogne (bss.27.8ab)	1 868	Reconstituable	A		OP Vendée, OPPAN palangre		Manquant	Manquant

(a) Tonnage français débarqué en 2022 (en tonnes) ; (b) d'après Vermard et Ulrich (2024) ; (c) moyenne 2018-2023³⁷ ; (d) Pêcheries françaises certifiées MSC, ou anciennement certifiées, ciblant le stock en question ; (e) Pêcheries françaises certifiées EPD ciblant le stock en question ; (f) Scores MSC P1 P2 P3³⁸ (dernier audit en date) ; (g) Score CSTEP risque d'impact sur les fonds marins des engins utilisés par les pêcheries labellisées (données de Grati et al., 2025) ; (h) Score CSTEP risque d'impact captures accidentelles des engins utilisés par les pêcheries labellisées (données de Grati et al., 2025) ; (i) Système 1³⁹, évaluations nationales pas intégrées ; (j) Système 1, données IUCN

³¹ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=+q20D1f1x/NZwkCrVzsoLCnmMFG3xA/b145E7oqStaTJfd6A+TPAtN3cTUIZReh>

³² <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=75Kz582tf/PfFeREBSqhhdVjRqv3ZQUvej2e8fwalZEt6l5JfUpZ5GTxb0w0VtRk>

³³ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=lcAyamB9wA1kM8pM9Y1jLh0ptOOHRyYA3lQqsqrVhprYXQLFqBKFfJaTkQ7vdjj>

³⁴ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=ecHpIPvYTSGLp5AVcJ15glr7/nLhtzG0/LJ+Tak+ko8XlIp6ByGDZ0fcHckjle>

³⁵ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=bBmFzMgFOH7c71doHVYf5XE80xhxqTp0fLPzlj3oH44qt/RpJaaShmUJ6KBL9c>

³⁶ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=DtmQikWROfw11b90gTE6TftMa5SEFa6klvCyiaR+Bjdlgll/5NI8FBHOUSrfHOZ>

³⁷ Version utilitaire STECF (2024), https://halieut.agrocampus-ouest.fr/discardless_app/fishing_pressure2023/. (consulté 28/01/2025)

³⁸ P1 stocks exploités durablement - P2 impact sur les écosystèmes - P3 gestion efficace

³⁹ Voir Tableau 4-59 et Figure 4-15. Le système indique qu'une évaluation de stock n'est pas disponible publiquement, et que le scoring est basé sur de l'information moins précise, évaluation IUCN ou analyse de sensibilité à l'échelle d'une espèce mais pas d'une population / d'un stock

de la durée de validation initiale (5 ans). Le fait que tout l'historique de l'information et des audits reste disponible sur le site du label assure la transparence et la ponctualité de la décision.

Le thon rouge constitue ici un cas particulier. Il est indiqué en jaune dans Vermard et Ulrich (2024), non pas parce qu'il est en dessous du seuil de biomasse, mais parce que ce seuil n'est pas défini et ne permet pas de classer ce stock comme étant « en bon état ». Cependant toutes les analyses scientifiques montrent un stock dont l'abondance est en augmentation. Il est ainsi appelé « en reconstitution » dans Vermard et Ulrich (2024), et également considéré comme exploité durablement par le MSC et l'EPD. Cependant, comme pour les coquilles Saint-Jacques, on note le besoin d'ajustement de la base de données du CSTEP pour intégrer des données d'évaluation pas forcément publiquement disponibles auprès d'ORGP mais parfois plus localement, au lieu d'utiliser le Système 1 (statut IUCN).

4.4.5.2. Impact sur les fonds marins

Le Tableau 4-62 illustre que des pêcheries peuvent être certifiées MSC avec tous types d'engin, y compris des engins traînants sur le fond. Par rapport aux grades CSTEP, c'est le cas pour la pêche de coquilles Saint-Jacques et la pêche de lieu noir, qui reçoivent toutes deux un score médium de 3 d'après Grati *et al.* (2025). Il n'y a pas de pêcheries chalutières de fond certifiées EPD, bien que, comme on l'a vu au chapitre 3, il n'y a rien dans le cahier des charges qui exclue cet engin d'une possible certification.

Les rapports d'audit du MSC expliquent en détail les choix des évaluateurs, avec des informations spatialisées beaucoup plus précises et spécifiques que l'approche générique et non spatialisée du CSTEP. Ainsi, pour le lieu noir, de nombreuses cartes de distribution sont fournies, cherchant à démontrer que la pêche se conforme au cahier des charges MSC, c'est-à-dire qu'elle n'a ni des impacts considérés comme irréversibles sur les habitats communément rencontrés, ni n'a lieu sur les zones d'habitats sensibles tels que les EMV (Ecosystèmes Marins Vulnérables). Par rapport aux exigences du cahier des charges, le rapport d'audit stipule ainsi que « *Dans l'ensemble, il existe clairement une série de mesures en place pour les habitats communément rencontrés et les habitats EMV, basées sur le contrôle de l'effort, la surveillance de l'activité, la cartographie des habitats, la recherche sur les incidences et la reconstitution, et la désignation de zones protégées, qui constituent ensemble une stratégie partielle de gestion des incidences sur les habitats – toutes les flottilles concernées satisfont donc aux normes SG60 et SG80. On ne peut toutefois pas dire qu'il existe une stratégie de gestion de l'impact sur les habitats pour toutes les Uda du MSC et les pêcheries hors MSC. La norme SG100 n'est pas respectée.* »⁴⁰.

De même, le rapport d'audit pour la coquille Saint-Jacques fournit de nombreux détails sur les habitats et EMV potentiellement impactés par la drague. Concernant les habitats communément rencontrés, le rapport d'audit considère que « *des dommages graves ou irréversibles sont très peu probables* » mais qu'il manque d'informations spécifiques pour démontrer pleinement cette évaluation. Concernant les EMV, le rapport d'audit émet ainsi une condition (score 60) sur le risque potentiel d'impact sur les zones de maërl, et requiert de la documentation supplémentaire qui démontrerait pleinement que cet impact ne risque pas de provoquer des dommages sérieux ou irréversibles.

Ces exemples montrent que bien que l'impact potentiel moyen des engins utilisés par les pêcheries MSC soit en cohérence avec le score générique du CSTEP, l'impact physique de la drague est ainsi parfaitement identifié. Cependant l'approche spatialisée du MSC permet une analyse beaucoup plus fine de la pêche concernée, considérant tous les habitats réellement rencontrés et tentant de qualifier la mesure de l'impact réel à partir de toute l'information disponible.

⁴⁰ <https://cert.msc.org/FileLoader/FileLinkDownload.aspx/GetFile?encryptedKey=bBmFZMgFOH7c71doHVyf5XE8OxhxqIp0fLVPzzlj3oH44qt/RpJaaShmUJ6KBL9c>

La lecture de ces deux rapports d'audit souligne cependant bien la difficulté de qualifier un risque sur l'habitat comme étant « peu probable », « très peu probable » ou « hautement improbable » de provoquer des dommages sérieux ou irréversibles, tant ces notions restent difficiles à évaluer. Comme on l'a vu au chapitre 3, malgré les progrès scientifiques majeurs réalisés au cours des années récentes, les indicateurs pour mesurer ces notions sont encore aujourd'hui en phase de consolidation, et les seuils permettant de définir le bon état ou non des habitats impactés sont largement manquants (Hiddink *et al.*, 2023). A ce titre, on peut ici rappeler et souligner les changements importants apportés par le MSC dans le cadre du nouveau référentiel 3.0 (2022) pour établir ses propres normes de manière plus standardisée et objective, notamment via la mise à disposition du *Benthic Impact Tool*⁴¹. Cependant ce nouveau référentiel ne sera effectif au mieux qu'à partir de 2026, ce qui ne nous permet pas ici d'en mesurer les améliorations attendues.

4.4.5.3. Captures accidentelles d'espèces sensibles

Les indicateurs liés aux captures accidentelles d'espèces sensibles ont été révisés par Grati *et al.* (2025) par rapport aux données disponibles dans STECF (2024b). Parmi les pêcheries MSC, seule la pêcherie de thon rouge à la palangre (LLD) pourrait être confrontée à un indicateur CSTEP négatif en termes de risque d'interactions avec des espèces sensibles. L'outil CSTEP recense ainsi un risque élevé de captures pour les tortues, les oiseaux et les mammifères, sur la base du rapport de la FAO (Carpentieri *et al.*, 2021).

Concernant la certification MSC, le dernier rapport d'audit rappelle que, en ce qui concerne les espèces sensibles, plusieurs indicateurs du Principe 2 ont reçu des scores entre 60 et 80 lors de la première certification en 2020, ce qui induit une certification conditionnelle pendant les 5 premières années. La pêcherie doit ainsi démontrer un certain nombre d'améliorations avant 2026, en premier lieu sur la collecte d'information quantitative robuste sur les taux réels de captures d'espèces sensibles, mais également sur l'établissement d'un plan de gestion et de remédiation. Le rapport d'audit souligne effectivement les progrès significatifs réalisés dans la collecte d'information, et dans l'exploration de méthodes de réduction des captures dans différents projets de recherche, mais ne lève pas les conditions tant que des résultats tangibles ne sont pas démontrés.

4.4.6. Conclusion

Cette section a décrit différentes approches pour évaluer la durabilité d'un produit de la pêche, soit à partir de la proposition d'affichage environnemental en développement au niveau européen (indicateurs CSTEP, cadre PEF), soit à partir des labels MSC et EPD. Ces deux approches sont très différentes, et leurs implications également ; les quelques exemples détaillés ici pour le cas des pêcheries françaises illustre la probabilité non nulle qu'elles véhiculent des messages différents, voire presque contradictoires, concernant les impacts, réels ou potentiels, des produits concernés sur la biodiversité. Ces différences concernent aussi le niveau de risque écologique associé à ces impacts, et notamment le risque d'infliger des dommages graves et irréversibles à l'écosystème. Ainsi, les pêcheries labellisées de thon rouge à la palangre recevraient un mauvais affichage sur les questions de captures accidentelles, et les pêcheries labellisées de coquilles Saint-Jacques et de lieu noir recevraient un affichage moyen sur les questions d'impact sur les fonds marins.

Les indicateurs de durabilité proposés par le CSTEP, développés depuis 2020 et désormais opérationnels, ont l'avantage de la générique et de la facilité d'utilisation. L'approche peut ainsi fournir un score pour la quasi-intégralité des produits présents sur le marché européen, aussi bien ceux produits par les flottilles européennes que ceux importés — même si les utilitaires dont nous disposons dans le cadre de BiodivLabel étaient encore les versions pilotes, sans doute amenées à être complétées à l'avenir. Les arbres de décision sont transparents et relativement simples à communiquer, discriminants pour permettre une distribution des scores sur l'ensemble des valeurs. Basés uniquement sur des données publiques et de l'information scientifique, ils sont compatibles avec les données réglementaires minimales

⁴¹ <https://shiny.bangor.ac.uk/benthic/>

(Système 1) ou optionnelles (Système 2), avec un arbre de décision qui incite les producteurs et les importateurs à fournir des informations plus détaillées afin de bénéficier du Système 2. En revanche, cette approche à l'échelle du triplet Espèce – Zone de pêche – Engin de pêche décrit des risques d'impact potentiel moyen, mais ne permet pas d'apprécier les différences d'impact réel entre pêcheries. Une conséquence de cette approche par le risque potentiel moyen est qu'une pêcherie donnée n'a quasiment pas de marge de manœuvre pour améliorer son score par l'amélioration de ses propres pratiques, par rapport à une autre pêcherie au sein du même triplet.

A l'inverse, le label MSC (et, dans une moindre mesure, le label EPD mais avec moins de transparence sous-jacente sur les données fournies et les évaluations), développé et révisé régulièrement depuis plus de 25 ans, procède d'une analyse à l'échelle de la pêcherie, sur la base de ses pratiques propres et de ses impacts réels. C'est une approche par le résultat, requérant que la pêcherie démontre que ses impacts n'impliquent pas de dommages graves et irréversibles à l'écosystème selon les termes définis dans le cahier des charges (voir chapitre 3). La mise à disposition publique des informations utilisées permet de documenter et analyser les impacts à l'échelle la plus fine, au niveau de chaque bateau et opération de pêche ; et le système est pensé pour inciter les producteurs à améliorer leurs pratiques individuelles pour réduire ces impacts, selon la théorie du changement formalisée par le label. En revanche, cette précision des évaluations requiert un système de contrôle et d'auditing complexe et chronophage, et donc coûteux, avec également un risque identifié d'une part de subjectivité dans l'évaluation, comme on l'a vu dans les analyses critiques du chapitre 3 (et en voie d'être rectifié dans la version 3 du cahier des charges, sous réserve qu'il entre en vigueur).

La comparaison des deux systèmes montre également que le processus de labellisation volontaire ne concerne actuellement qu'une petite partie des produits de la pêche, avec de possibles effets trompeurs pour le consommateur. Il se retrouve en effet incapable d'arbitrer en connaissance de cause entre un produit labellisé et un produit potentiellement plus vertueux pour l'environnement, mais qui n'a pas demandé la labellisation. C'est d'autant plus vrai que nous avons discuté au chapitre 2 qu'il existe une dissonance entre les attentes de consommateurs, en matière de durabilité des pêches, et le cahier des charges des labels MSC et EPD. Les critiques des ONG ont ainsi porté sur le fait que le label peut orienter le consommateur vers des produits issus de la pêche chalutière industrielle, alors même qu'il entend privilégier la petite pêche côtière aux arts dormants. Ceci pourrait le conduire à privilégier d'autres signes de durabilité que le label, ce qui n'est évidemment pas l'objectif recherché.

Par comparaison, l'étiquetage environnemental a vocation à couvrir l'ensemble des produits, introduisant ainsi, entre eux tous, une base équitable en matière d'évaluation des impacts. En outre, le système promu par le CSTEP, et qui est en cours de développement à l'échelle de l'Union européenne, prend en compte de manière explicite et avec des méthodes de quantification transparentes, les critères d'impact sur les fonds marins et de risque d'impact sur les espèces sensibles. Il se rapproche ainsi des attentes d'un nombre croissant de consommateurs, qui peuvent être sensibles à la question des impacts du chalut ou aux risques de captures d'espèces sensibles. On notera en revanche que ni le label MSC ni le système de notation CSTEP ne prennent en compte le critère de taille des navires, souvent mis en avant par les consommateurs ou les ONG. Il faut dire qu'il n'existe pas de consensus entre scientifiques pour juger ce critère pertinent en matière d'impact environnemental, même si certains d'entre eux soulignent le caractère vertueux des petites pêches côtières en matière de performances économiques et sociales.

In fine, les avantages et inconvénients des deux approches sont donc différents. Ainsi, concernant les impacts environnementaux autres que la surpêche, l'approche CSTEP évalue le risque potentiel (approche « moyens »), tandis que les labellisations MSC et EPD s'attachent majoritairement, comme on l'a déjà décrit ci-dessus, aux pratiques individuelles des producteurs (approche « résultat »). Le CSTEP valorise donc les pratiques les moins impactantes en moyenne, tandis que le MSC accepte des pratiques globalement impactantes mais entend contribuer, via des incitations individuelles, à les rendre moins impactantes. En ce sens, les deux affichages possibles (label ou score environnemental) peuvent fournir des informations cohérentes, mais différentes, sur les impacts du produit sur la biodiversité. Les labels garantissent au consommateur plus d'incitations positives des producteurs labellisés vers la réduction de leurs impacts, tandis que l'affichage générique permet au consommateur des choix plus radicaux en termes d'engins, contribuant

ainsi à de possibles évolutions structurelles au sein du système pêche. En outre, à l'inverse des labels, l'affichage environnemental a l'avantage d'être déployable par les pouvoirs publics sur tous les produits. L'avènement de l'affichage environnemental par triplet va forcément faire émerger ces questions de discrimination entre pêcheries et d'incitations au changement. Il reste à voir si et comment le travail de labellisation peut contribuer à améliorer le score par défaut, sur le principe d'un « Système 3 » basé sur les données individuelles des pêcheries. Cette question sort cependant du champ de cette étude BiodivLabel, et devra donc être poursuivie en fonction des évolutions futures des choix de politiques publiques.

4.5. Limites des méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle

4.5.1. Introduction

En bref : Les impacts de l'agriculture sur la biodiversité peuvent être directs (par ex. destruction locale d'habitat) ou indirects (par ex. pollution des milieux semi-naturels adjacents). Ils sont également non additifs dès lors que l'on considère des échelles supérieures à la parcelle. Les méthodes existantes de quantification des impacts des pratiques agricoles sur la biodiversité à la parcelle prennent insuffisamment en compte ces impacts indirects et non additifs.

Les méthodes actuellement mobilisées dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires sont principalement basées sur une version simplifiée de l'Analyse de cycle de vie (ACV) définie au niveau européen (Andreasi Bassi *et al.*, 2023). L'ACV permet théoriquement de quantifier les impacts de l'agriculture sur la biodiversité au travers de divers déterminants, dont le changement d'usage des sols, le changement climatique, la consommation d'eau ou encore les pollutions (Section 1.4.1). Néanmoins, ces déterminants ne sont que partiellement comptabilisés dans la version actuelle simplifiée de l'ACV. Le déterminant « pollution » est pris en compte via l'eutrophisation et l'écotoxicité, mais la méthode quantifie les éléments polluants et non leurs impacts finaux sur la biodiversité. Le déterminant « changement d'usage des sols à l'échelle de la parcelle » n'est pour l'instant pas pris en compte. Les autres méthodes existantes dans la littérature ne pallient que partiellement ces manques (Section 4.1).

Dans le cadre de BiodivLabel, nous avons développé deux pistes méthodologiques complémentaires : CONTRA-BiodivLabel (Section 4.2) et BVIAS (Section 4.3). Le travail sur ces deux pistes prometteuses a cependant mis en lumière plusieurs limites des méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle. Premièrement, en permettant de comparer les impacts par hectare et par tonne, BVIAS a confirmé l'impact considérable du choix de l'unité fonctionnelle sur les résultats de ce type de quantification. Deuxièmement, le travail de calibration de ces deux méthodes a mis en évidence le manque de connaissances scientifiques consolidées sur certains types d'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité. La calibration repose donc actuellement sur de nombreuses hypothèses basées sur une seule publication, ou à dire d'expert. Enfin, ce travail a mis en évidence les limites d'une quantification basée uniquement sur les impacts directs (au sein des parcelles) et les impacts sur la diversité alpha (au niveau du patch d'habitat). En effet, la biodiversité a la particularité d'être impactée par les pratiques agricoles dans les parcelles mais aussi en dehors. Elle a également la particularité d'être impactée de façon non additive, puisque la diversité gamma (au niveau du paysage) n'est ni la moyenne, ni la somme des diversités alpha (voir section 4.5.4, Figure 4-29).

Il convient ici de rappeler la différence entre : 1) la prise en compte de l'effet des variables paysagères sur la biodiversité au niveau des parcelles agricoles, et 2) la prise en compte de l'effet de l'agriculture sur la biodiversité au niveau des paysages. La méthode CONTRA-BiodivLabel prend en compte l'effet des variables paysagères et des pratiques à la fois sur la biodiversité au niveau des parcelles agricoles et sur la biodiversité au niveau des éléments semi-naturels adjacents. Elle fait ensuite l'hypothèse que les pools d'espèces dans les parcelles et les éléments semi-naturels sont distincts, ce

qui revient à faire une hypothèse d'additivité entre les deux habitats pour estimer la biodiversité au niveau du paysage. La méthode BVIAS prend en compte l'effet des variables paysagères sur la biodiversité au niveau des parcelles agricoles. Cependant, elle ne prend pas en compte l'effet des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les milieux semi-naturels et donc sur la biodiversité au niveau du paysage. BVIAS prend également en compte les effets non linéaires des pratiques agricoles sur la biodiversité, mais ces effets concernent uniquement la biodiversité au niveau des parcelles agricoles, et non la biodiversité au niveau du paysage.

Les questionnements soulevés par CONTRA-BiodivLabel et BVIAS nous ont amenés à analyser les limites des méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle. En effet, tandis que ces méthodes se concentrent principalement sur les impacts sur la biodiversité au niveau de la parcelle, la compréhension et la prise en compte des impacts de l'agriculture sur la biodiversité nécessite de se positionner à des niveaux d'organisation supérieurs à celui de la parcelle (le niveau du territoire). L'articulation entre les niveaux d'organisation est un enjeu central dans les approches systémiques. Par exemple, l'écologie des paysages montre que la biodiversité d'un paysage n'est pas la somme de la biodiversité des habitats qui le composent. L'agronomie système met en avant le fait que l'activité de production agricole n'est pas une somme de pratiques. La macroéconomie montre que le fonctionnement de l'économie dépasse la somme des comportements individuels. La différence entre le fonctionnement d'un système et le fonctionnement de ses composantes s'explique par l'existence d'interdépendances entre les composantes et de processus spécifiques (ou propriétés émergentes) associés à chaque niveau d'organisation écologique ou social. La difficulté à gérer les changements de niveaux d'organisation est notoirement aiguë lorsque l'on s'intéresse à la biodiversité (Figure 4-20).



Figure 4-20. Illustration des changements de niveaux d'organisation à prendre en compte pour passer de l'impact de l'agriculture sur la biodiversité au niveau de la parcelle à l'impact de l'agriculture au niveau du paysage, du territoire national puis au niveau global.

Nous avons bien conscience qu'il n'existe pas de méthode parfaite. Il nous semble néanmoins crucial d'explorer dans quelles mesures les limites des méthodes existantes, ainsi que celles des méthodes CONTRA-BiodivLabel et BVIAS, pourraient conduire à des résultats biaisés, soit du fait de la prise en compte incomplète des impacts, soit du fait de la non-additivité des impacts. Dans cette section, nous présentons donc une synthèse des débats sur le choix de l'unité fonctionnelle dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires (section 4.5.2). Nous montrons ensuite comment le débat « *land sparing – land sharing* » a tenté de relever les défis associés au changement de niveau d'organisation sans toutefois y parvenir de façon satisfaisante (section 4.5.3). Enfin, nous présentons les principaux processus écologiques (section 4.5.4) et socio-économiques (section 4.5.5) qui ne sont pour l'instant pas ou mal pris en compte dans les méthodes existantes alors qu'ils jouent pourtant un rôle majeur dans la durabilité des systèmes alimentaires.

4.5.2. Absence de consensus sur l'unité fonctionnelle

En bref : Le choix de l'unité fonctionnelle fait l'objet de nombreux débats dans la littérature. Les experts de BiodivLabel n'ont pas réussi à atteindre un consensus concernant l'unité fonctionnelle la plus satisfaisante dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires.

4.5.2.1. Unité fonctionnelle et affichage environnemental des produits alimentaires

Le choix de l'unité fonctionnelle (UF) fait l'objet de nombreux débats, notamment dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires (Helias *et al.*, 2022). En principe, l'UF représente le principal service attendu du produit ou système évalué. Ainsi, si on évalue différents systèmes de chauffage, l'UF sera naturellement une unité d'énergie comme proxy de la production de chaleur (e.g. kWh). Dans le cas d'un produit alimentaire, la large gamme des fonctions associées à l'alimentation rend le choix de l'UF extrêmement compliqué.

Plusieurs choix d'UF sont défendables pour mesurer le service « alimentation ». L'UF peut par exemple être le poids ou le poids sec de produits alimentaires consommés ou vendus dans les magasins. Si l'objectif de l'affichage environnemental est de fournir une information sur la performance environnementale d'un régime alimentaire, l'UF devrait être la fourniture de repas, la portion ou la valeur nutritionnelle du produit (Hallström *et al.*, 2018 ; McAuliffe *et al.*, 2020). D'autres UF sont parfois avancées comme la valeur économique, le caddie ou encore la surface cultivée (Figure 4-21).

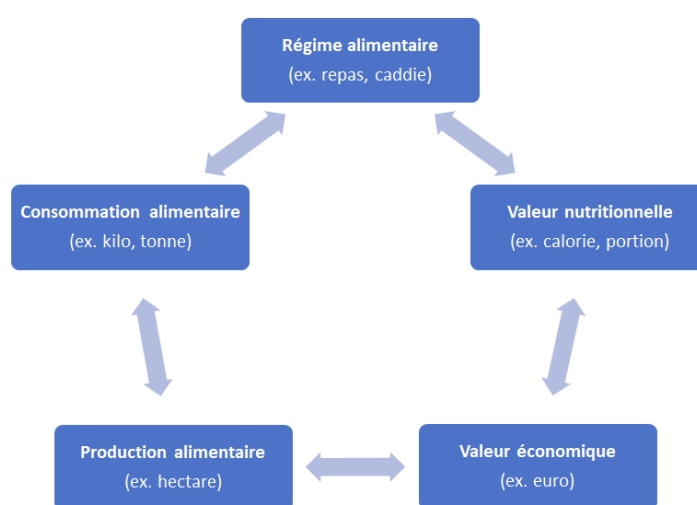


Figure 4-21. Illustration des différentes façons d'appréhender l'alimentation et les options d'UF associées et des interdépendances entre toutes ces UF (toutes les interdépendances n'étant pas représentées). Source : étude BiodivLabel.

Certains choix d'UF posent cependant des problèmes techniques (par ex., comment afficher le score d'un caddie avant de passer en caisse ?) ou conceptuels (par ex., comment gérer les tensions entre les services « se nourrir aujourd'hui » et « se nourrir demain »). Les choix d'UF basés sur la valeur nutritionnelle présentent également un risque de redondance avec l'affichage de la valeur nutritionnelle (Nutri-score). Le choix d'UF basé sur la portion nécessite des UF variables en fonction des catégories de produits alimentaires. Or si l'affichage environnemental vise à favoriser la substitution des produits alimentaires à la fois au sein d'une catégorie de produits et entre les catégories de produits alimentaires, il peut être plus facile de se référer à la même UF pour toutes les catégories de produits (Helias *et al.*, 2022).

La diversité des UF choisies par les différents systèmes d'affichage environnemental des produits alimentaires développés en Europe illustre bien la complexité de ce choix (Cicek *et al.*, 2024). Les systèmes basés sur le *Product Environmental Footprint* appliquent généralement l'unité fonctionnelle de « 1 kg de produit alimentaire consommé » (par ex. Eco-score en France). Les systèmes basés sur les protocoles ISO et GES utilisent généralement l'unité fonctionnelle « 1 kg de produit alimentaire vendu dans les magasins » (par ex. Inoqo en Autriche). D'autres systèmes utilisent des UF liées à « l'apport calorique quotidien en kcal » (par ex. Beelong en Suisse), ou à l'unité alimentaire quotidienne (par ex. Eternity en Suisse). Enfin, certains systèmes d'affichage utilisent l'échelle du système de production (par ex. Planet-score® en France) ou les limites planétaires quotidiennes (par ex. IGD au Royaume-Uni).

4.5.2.2. Unité fonctionnelle et multifonctionnalité de l'agriculture

Par ailleurs, certains auteurs ont mis en avant le fait qu'il est trop réducteur de se limiter au service « alimentation » dans les systèmes multifonctionnels tels que les systèmes agricoles (van der Werf *et al.*, 2020). En effet, les systèmes agricoles peuvent rendre d'autres services à la société, dont le niveau varie en fonction des types de production et des pratiques. C'est par exemple le cas de la régulation des flux d'eau ou de la valeur esthétique des paysages (Figure 4-22). Par conséquent, certains auteurs considèrent que le choix de la quantité de produit alimentaire comme UF revient à donner un poids trop fort à la fonction de production des systèmes agricoles et à négliger leurs autres fonctions ou services écosystémiques (Chaplin-Kramer *et al.*, 2023). Les résultats de la section 4.4 confirment en effet que le rendement a un poids extrêmement fort dans la quantification des impacts à la tonne des produits alimentaires sur la biodiversité, ce qui tend à favoriser les systèmes à très haut rendement. Ceci est également visible dans l'étude de Lindner *et al.* (2022), qui montre que l'effet de l'agriculture biologique sur la biodiversité varie fortement en fonction des types de produits alimentaires et des rendements associés.

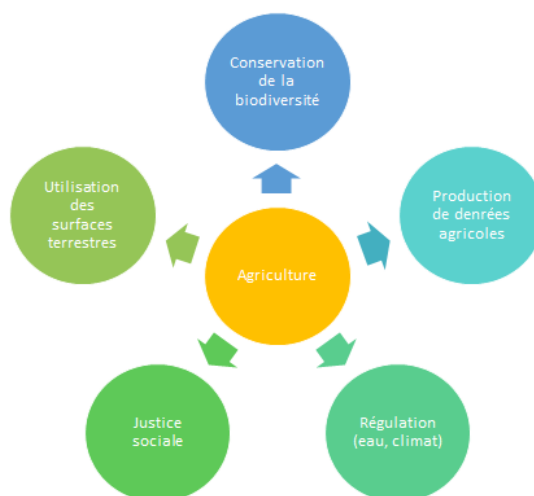


Figure 4-22. Représentation schématique de la multifonctionnalité de l'agriculture. Source : étude BiodivLabel.

Pour prendre en compte la multifonctionnalité des systèmes agricoles, certains auteurs proposent d'allouer une partie des impacts de l'agriculture à chacun de ses services (ex. Boone *et al.*, 2019). D'autres auteurs recommandent d'utiliser à la fois une UF basée sur le poids et une UF basée sur la surface pour prendre en compte la multifonctionnalité des systèmes agricoles et le fait que la surface disponible pour l'agriculture est le facteur limitant (Salou *et al.*, 2017). Les modalités d'affichage associées à ce choix de deux UF restent cependant à préciser. Enfin, une autre piste consisterait à adopter une posture non compensatoire entre l'impact de l'agriculture sur la biodiversité par unité de surface et la surface totale impactée par l'agriculture (voir agrégation partielle dans la section 4.2.2.3). La posture non compensatoire part du constat qu'un choix multicritère repose sur des critères qui ne sont pas commensurables. A titre d'exemple, si on considère que le choix d'une voiture se base sur deux critères (la consommation en litres par 100 km et la fiabilité en nombre de pannes par 100 km), le calcul d'un nombre de panne par litre consommé n'a pas de sens. Cette approche est très pertinente lorsque l'on est dans le cadre du service « gestion de l'espace » puisqu'on cherche à identifier la meilleure façon de gérer un hectare en prenant en compte les critères rendement, conservation de la biodiversité, régulation de la qualité de l'eau... (Figure 4-23.a). Elle pourrait également être appliquée dans le cadre du service « alimentation », en évaluant l'impact de la production agricole sur la biodiversité et sur l'utilisation des terres, puis en appliquant une méthode d'agrégation de ces deux critères qui resterait à définir (Figure 4-23.b).

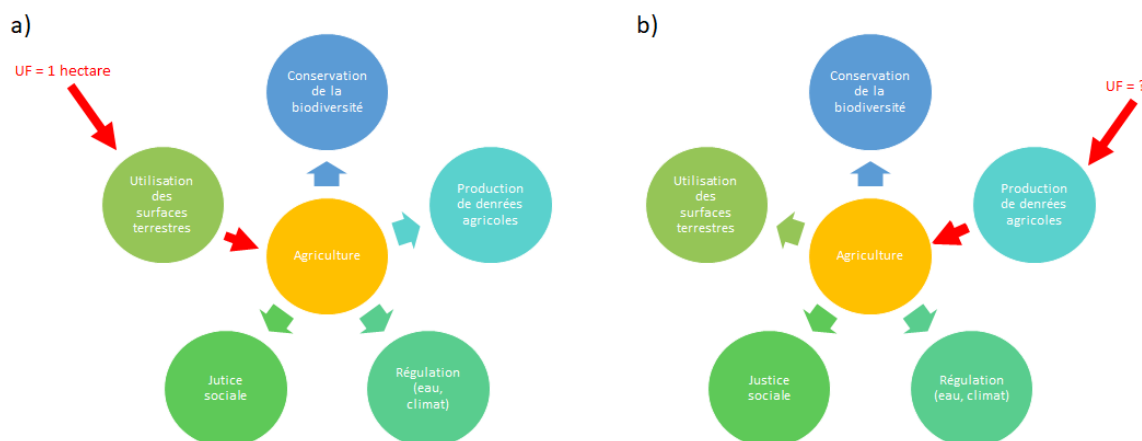


Figure 4-23. Représentation des approches multicritères et du choix de l'unité fonctionnelle en fonction du service considéré : gestion de l'espace (a) et alimentation (b). Source : étude BiodivLabel.

4.5.2.3. Absence de consensus sur l'unité fonctionnelle et éclairage sur les limites de la quantification des impacts à la parcelle

Comme dans la littérature, le choix de l'UF a fait l'objet d'intenses débats au sein du comité d'experts de BiodivLabel. Les experts n'ont cependant pas réussi à atteindre un consensus concernant l'unité fonctionnelle la plus satisfaisante dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires. Ces débats ont néanmoins permis d'apporter un éclairage important sur les limites des méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité à la parcelle.

Premièrement, les méthodes existantes de quantification des impacts sur la biodiversité à la parcelle ne prennent pas en compte de nombreux processus écologiques clés. Par exemple, pour extrapoler l'impact d'1 hectare à l'impact d'une quantité de produit qui nécessite 0,5 hectare ou l'impact de 10 hectares, il est nécessaire de connaître la vitesse d'accumulation des espèces avec la surface (pour plus de détails, voir section 5.6.3). Par ailleurs, la biodiversité d'un paysage, défini comme un ensemble de patchs d'habitats (parcelles cultivées, prairies, milieux semi-naturels), n'est pas la somme de la biodiversité des différents patchs d'habitats qui le composent (Whittaker, 1960). La quantification des impacts sur la biodiversité à la parcelle ne suffit donc pas pour informer convenablement sur l'impact de l'agriculture sur la biodiversité aux niveaux écologiques inférieurs ou supérieurs à la parcelle.

Deuxièmement, les méthodes existantes de quantification des impacts sur la biodiversité à la parcelle ne prennent pas en compte les processus socio-économiques associés à la production agricole au niveau supérieur à l'exploitation, ainsi qu'aux régimes alimentaires. Par exemple, la diversité des cultures au niveau d'une région n'est pas la somme de la diversité des cultures de chaque exploitation (Machefer *et al.*, 2024). La surface totale de production agricole n'est pas la somme des surfaces nécessaires pour nourrir la population humaine (Tomlinson, 2013). Les régimes alimentaires ne sont pas la somme de produits alimentaires consommés indépendamment les uns des autres (Baudry *et al.*, 2019). C'est bien entendu un défi pour toute politique publique, et pour l'affichage environnemental en particulier, de prendre quantitativement en compte le fait que les systèmes, notamment alimentaires, ne sont pas la somme des décisions des individus qui le composent.

Enfin, les méthodes existantes de quantification des impacts sur la biodiversité à la parcelle, que ce soit par unité de surface ou de produit, ne permettent pas d'assurer la cohérence entre l'affichage environnemental et les autres politiques publiques (voir section 5.4.3). En effet, les méthodes basées sur le choix de la quantité de produit comme UF, telles que BVIAS par tonne ou par kcal, génèreraient un affichage environnemental en termes de biodiversité plus favorable pour les produits issus de modes de production intensifs. Or, ceci irait à l'encontre des politiques publiques de soutien au déploiement de l'agroécologie. Quant aux méthodes existantes basées sur le choix de la surface de

production comme UF, elles généreraient un affichage environnemental en termes de biodiversité plus favorable pour les produits animaux issus des systèmes herbagers que pour les produits végétaux. Or, ceci irait à l'encontre des politiques publiques de soutien à la végétalisation de l'alimentation.

Dans les sections suivantes, nous analysons plus en détail les controverses associées à la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité, ainsi que les limites des méthodes existantes. Nous repositionnons ainsi le débat sur l'unité fonctionnelle dans le cadre de la controverse académique du « *land sparing* – *land sharing* », qui est présentée dans la section suivante.

4.5.3. Enseignements de la controverse « *land sparing* - *land sharing* »

En bref : Le débat « *land sparing*-*land sharing* » vise à identifier la meilleure stratégie pour simultanément protéger la biodiversité et nourrir la population humaine mondiale. L'analyse critique de ce débat apporte un éclairage utile sur l'importance du cadrage et des choix méthodologiques pour l'affichage environnemental des produits alimentaires.

Le débat « *land sparing* - *land sharing* » est un débat académique qui a émergé dans les années 2000, face aux constats du déclin de la biodiversité et de l'augmentation de la population humaine, et donc de la nécessité d'identifier le mode de gestion de l'espace le plus efficace pour simultanément protéger la biodiversité et nourrir la population humaine mondiale.

4.5.3.1. Un cadre conceptuel basé sur trois postulats

Le premier postulat identifié par les auteurs qui ont analysé ce débat (ex : Kremen, 2015 ; Salles *et al.*, 2017) est l'existence de deux stratégies alternatives, décrites par Green *et al.* (2005). La première consiste à intensifier la production agricole afin de libérer des surfaces pour préserver ou restaurer des habitats dédiés à la conservation de la biodiversité, c'est le « *land sparing* » (gestion séparée en français). La seconde mise sur une moindre intensité des pratiques agricoles, notamment une réduction de l'usage des pesticides, pour concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles, c'est le « *land sharing* » (gestion partagée en français ; Figure 4-24).

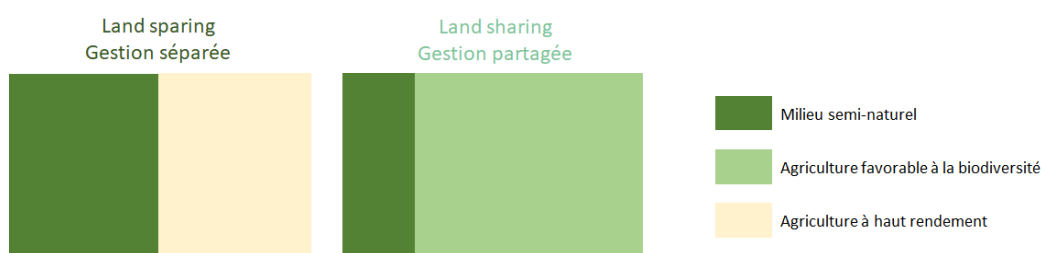


Figure 4-24. Représentations schématiques de la gestion séparée et de la gestion partagée (Green *et al.*, 2005).

Le second postulat identifié dans la littérature concerne la faisabilité d'identifier un indicateur de biodiversité unique pour quantifier l'impact des systèmes agricoles sur la biodiversité, par exemple la densité des populations de différentes espèces (Phalan *et al.*, 2011). Cet indicateur doit être calculé le long d'un gradient d'intensification de l'agriculture, ainsi que dans des tâches de milieux semi-naturels qui peuvent être considérés comme l'état de référence.

Enfin, les auteurs qui ont analysé ce débat considèrent qu'il repose sur l'hypothèse que la forme de la relation entre rendement et biodiversité par surface de production suffit pour identifier la stratégie optimale (Phalan *et al.*, 2011). Ainsi, une relation convexe entre ces deux paramètres indique que la gestion séparée est plus efficace, tandis qu'une relation concave indique que la gestion partagée est plus efficace (Figure 4-25).

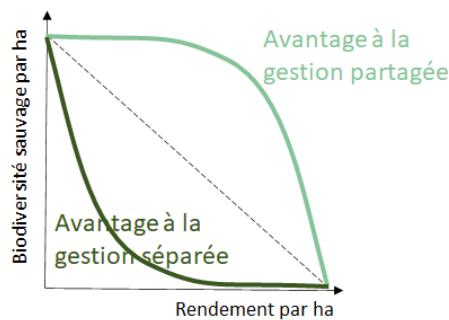


Figure 4-25. Représentation schématique du rôle de la relation entre biodiversité sauvage par hectare et rendement par hectare pour identifier l'avantage de la gestion séparée par rapport à la gestion partagée (d'après Phalan et al. (2011).

Certains auteurs, notamment ceux à l'origine de ce débat, sont arrivés à la conclusion que le « *land sparing* » est la stratégie la plus efficace pour protéger la biodiversité tout en continuant à produire la même quantité de nourriture, que ce soit dans les milieux agricoles (Bateman et Balmford, 2023) ou dans les milieux marins (Erm et al., 2023). A l'inverse, d'autres auteurs ont démontré l'intérêt de concilier production agricole et conservation de la biodiversité au sein des parcelles (e.g. Ricciardi et al., 2021 ; Wurz et al., 2022). Ce débat très polarisé a ainsi généré, et continue de générer, une intense controverse académique.

Cette controverse a des répercussions très concrètes en matière de politiques publiques. Ainsi, la stratégie du « *land sparing* » se traduit par des politiques publiques combinant une augmentation de la productivité agricole à des mesures de conservation de la biodiversité telles que les aires protégées. A l'inverse, la stratégie du « *land sharing* » se traduit par des politiques publiques en faveur de pratiques agroécologiques, telles que le soutien à l'agriculture biologique ou à l'agroforesterie. La controverse « *land sparing - land sharing* » trouve aussi une très forte résonance dans le choix de l'unité fonctionnelle pour l'affichage environnemental des produits alimentaires, puisque le choix de la quantité produite comme unité fonctionnelle est considéré par certains auteurs comme favorisant le « *land sparing* » (van der Werf et al., 2020). A l'inverse, les propositions de certains scientifiques ou acteurs de baser l'affichage environnemental sur l'évaluation des impacts de l'agriculture à l'hectare sont considérées comme favorisant le « *land sharing* ».

4.5.3.2. Malgré les nombreuses critiques, une controverse qui perdure

Dès l'émergence de ce débat, de nombreux auteurs ont mis en avant les difficultés d'application de ce cadre conceptuel (e.g. Fischer et al., 2014 ; Grau et al., 2013 ; Kremen, 2015). Ces difficultés révèlent des angles morts concernant autant les dimensions écologiques et agronomiques, qu'économiques et sociales. Trois de ces angles morts nous semblent particulièrement pertinents dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires.

Un premier angle mort concerne le rôle des choix méthodologiques pour mesurer la biodiversité. La relation entre rendement et biodiversité varie notamment en fonction des espèces (rares ou communes, spécialistes ou généralistes, mobiles ou non) et des variables de biodiversité considérées (densité de population, richesse spécifique). La revue réalisée par Sidemo-Holm et al. (2021) met ainsi en évidence que la plupart des études sur le débat « *land sparing - land sharing* » se concentrent sur des groupes taxonomiques mobiles tels que les oiseaux, les arthropodes ou les mammifères, dont l'abondance ou la richesse spécifique dans un écosystème reflètent davantage la qualité du paysage que la qualité de l'écosystème en question (Esler, 2000). Par ailleurs, la plupart des études se focalisent sur la richesse spécifique, variable qui dépend fortement de l'échelle spatiale à laquelle elle est mesurée (von Wehrden et al., 2014).

Or, et c'est son deuxième angle mort, le cadre conceptuel du « *land sparing - land sharing* » occulte totalement les questions d'échelles spatiales et temporelles (Fischer et al., 2014). De ce fait, les études menées dans des paysages mixant parcelles cultivées et infrastructures agroécologiques sont considérées comme du « *land sharing* » par certains auteurs, et du « *land sparing* » par d'autres (Kremen, 2015). Par ailleurs, la relation entre rendement et biodiversité est

principalement mesurée au niveau de la parcelle ou du patch de milieu semi-naturel, ce qui ne permet pas de prendre en compte l'effet des parcelles agricoles sur les milieux semi-naturels adjacents ou connectés (Driscoll *et al.*, 2013 ; Phalan, 2018). Ce débat repose également sur une vision statique de la biodiversité et du rendement, ce qui ne permet pas de prendre en compte les dynamiques de populations ou de communautés ou les dynamiques de rotations. Pour toutes ces raisons, il n'est pas possible d'extrapoler les résultats de ces études à des niveaux d'organisation écologiques supérieurs, et donc d'identifier la meilleure stratégie pour simultanément protéger la biodiversité et nourrir la population humaine mondiale.

Enfin, le troisième angle mort concerne le lien entre augmentation du rendement, diminution des surfaces agricoles et augmentation des surfaces dédiées à la conservation de la biodiversité. En effet, le cadre conceptuel du « *land sparing - land sharing* » occulte le fait qu'il n'y a pas de relation mécanique entre ces paramètres. De ce fait, de nombreuses études font l'hypothèse simpliste que les politiques publiques et/ou les marchés seront en mesure de limiter la quantité totale de surfaces agricoles et de préserver la biodiversité dans les espaces « libérés » grâce à l'augmentation des rendements. Or les travaux en économie montrent que le niveau de production agricole n'est généralement pas fixe suite à une augmentation de rendement (Salles *et al.*, 2017). Les travaux en télédétection montrent également que les aires protégées ne sont que partiellement efficaces (Li *et al.*, 2024).

Malgré les nombreuses limites identifiées dès 2005 et les nombreux appels à abandonner la controverse « *land sparing - land sharing* », elle perdure. Une analyse de la littérature scientifique, des discours des agro-industries et des porteurs de labels durables privés a permis de mettre en évidence plusieurs facteurs expliquant la longévité de cette controverse (Loconto *et al.*, 2020). Premièrement, les stratégies « *land sparing* » et « *land sharing* » reposent sur des visions contrastées des relations entre humains et nature : tandis que les tenants du « *land sparing* » considèrent que la protection de la nature ne peut se faire qu'en excluant les humains, les tenants du « *land sharing* » considèrent que les humains sont une partie intégrante des écosystèmes (Figure 4-26). Deuxièmement, les réseaux de chercheurs qui travaillent sur le *land sparing* et ceux qui travaillent sur le *land sharing* sont très peu connectés. Troisièmement, les réseaux de chercheurs qui travaillent sur le *land sparing* tendent à être mieux structurés et davantage financés. Enfin, les termes associés au *land sparing* sont davantage présents dans le discours des agro-industries, et dans les labels de durabilité que ceux associés au *land sharing*. Ce résultat est cohérent avec le fait que les articles récemment publiés sur le « *land sparing* » (Bateman et Balmford, 2023) mettent principalement en avant des pratiques agro-industrielles, telles que l'agriculture de précision, l'agriculture verticale ou les nouvelles techniques d'édition du génome, comme solutions pour augmenter les rendements.

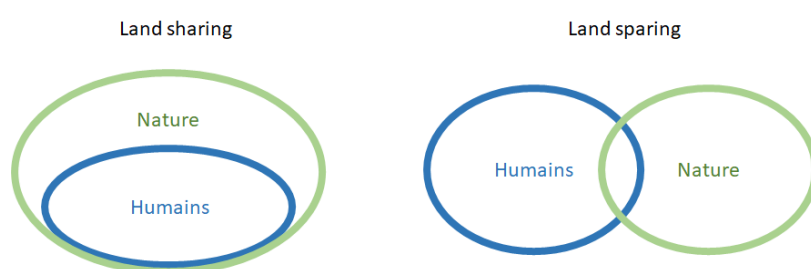


Figure 4-26. Représentation de la relation entre humains et nature dans le cas du « *land sharing* » (à droite) et du « *land sparing* » (à gauche). Source : étude BiodivLabel.

Dans les sections suivantes, nous analysons plus en détail les angles morts du cadre conceptuel du « *land sparing - land sharing* » et dans quelles mesures ils s'appliquent également aux méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. La section 4.5.4 concerne les processus écologiques spatio-temporels, en lien avec les deux premiers angles morts. La section 4.5.5 concerne les processus socio-économiques indirects en lien avec le troisième angle mort et le fait que la sécurité alimentaire et le déclin de la biodiversité sont des problèmes pernicieux. Enfin, nous concluons sur les implications des limites des méthodes existantes pour l'affichage environnemental des produits alimentaires dans la section 4.5.6.

4.5.4. Processus écologiques spatio-temporels

En bref : Les méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité occultent au moins quatre processus écologiques spatio-temporels, qui ont pourtant des rôles majeurs.

Les méthodes existantes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité se concentrent sur la biodiversité mesurée au sein d'une parcelle ou d'un habitat et à un instant donné. Elles sont basées sur la richesse spécifique, i.e. le niveau d'organisation des communautés (Figure 4-27). Or c'est une variable qui dépend fortement de l'échelle spatiale à laquelle elle est mesurée. Ainsi, la richesse spécifique au niveau de l'habitat ne permet pas de prédire la richesse spécifique au niveau du paysage ou de la région. On peut également noter que le niveau des communautés est associé à des échelles de temps plus longues que le niveau des populations ou des organismes. Les mesures de richesse spécifique à un instant donné ne reflètent donc pas les dynamiques des communautés et métacommunautés (i.e. un ensemble de communautés qui sont en interaction). Ceci est particulièrement vrai dans des paysages fréquemment perturbés où les espèces ne sont pas en équilibre avec leur milieu.

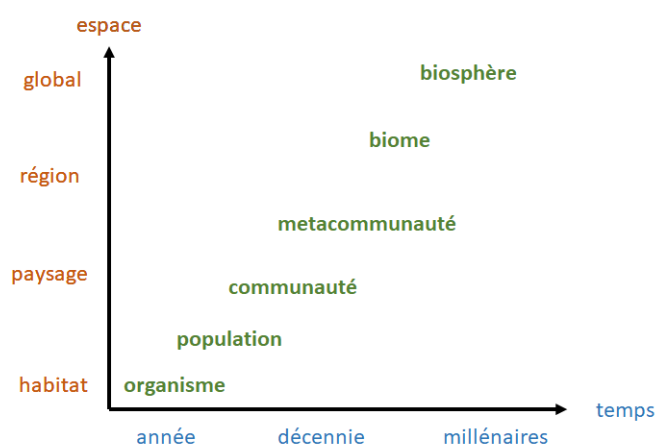


Figure 4-27. Schéma conceptuel sur les liens entre échelles spatiales, échelles temporelles et les principaux niveaux d'organisation en écologie. Source : étude BiodivLabel.

4.5.4.1. Augmentation du nombre d'espèces avec la surface

Les patches d'habitats de grande surface ont tendance à contenir un plus grand nombre d'espèces (Watson, 1835). Cette relation, appelée relation aire-espèce (SAR en anglais), peut s'expliquer par les phénomènes de perturbation et d'extinction locales au sein des tâches d'habitat, de colonisation entre les tâches d'habitats ou de phénomènes aléatoires (Tjørve *et al.*, 2020). Cette relation implique que les nombres d'espèces que l'on observe dans 1 m² et 10 m² d'un même type d'habitat ne sont pas les mêmes. Étant donné que la plupart des études sur l'effet des pratiques agricoles ou des labels sur la biodiversité se basent sur des échelles spatiales très fines, i.e. des placettes ou des transects de quelques m², il n'est pas possible d'en déduire quel serait le nombre d'espèces si on échantillonnait l'ensemble des parcelles dans une région donnée. Plusieurs méthodes existent pour estimer le nombre d'espèces à large échelle à partir de données observées à petites échelles, mais leur efficacité reste très hétérogène (Kunin *et al.*, 2018).

La relation aire-espèce est prise en compte dans certaines approches en Analyse de cycle de vie (ACV), par exemple par Chaudary et Brooks (2018) et Kuipers *et al.* (2019), qui considèrent que plus la surface de milieux naturels diminue plus le nombre d'espèces perdues augmente. Ils considèrent que la relation aire-espèce varie en fonction des types de milieux et de l'intensité des pratiques dans ce milieu (Figure 4-28). Pour définir les combinaisons de types de milieu et d'intensité des pratiques, Chaudary et Brooks (2018) se basent sur les cartes mondiales d'intensité d'occupation du sol et la classification des habitats de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature. Ils utilisent ensuite le ratio entre la richesse spécifique observée dans un type de milieu et d'intensité particulier par rapport à celle d'un milieu semi-naturel non perturbé.

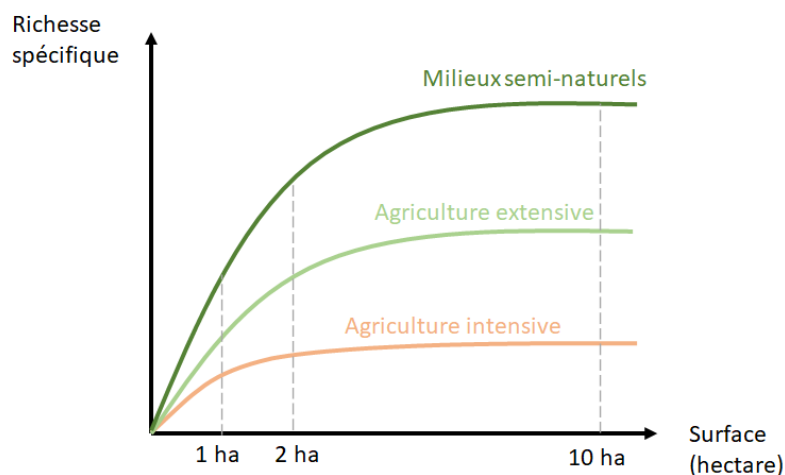


Figure 4-28. Représentation de la relation aire-espèce, i.e. l'augmentation du nombre d'espèce lorsque la surface augmente, et des potentielles variations entre habitats de la vitesse d'accumulation des espèces. Source : étude BiodivLabel.

Plusieurs études suggèrent que l'augmentation du nombre d'espèces avec la surface est plus importante dans les parcelles en agriculture biologique que dans les parcelles en agriculture conventionnelle (Carrié *et al.*, 2022). Il y a cependant de fortes incertitudes sur les différences de vitesse d'accumulation entre milieux. De Schryver *et al.* (2010) ont exploré les effets potentiels de ces incertitudes en comparant deux scénarios contrastés, avec des vitesses d'accumulation fixes ou variables en fonction des types de milieu et d'intensité des pratiques. Ils concluent que ces incertitudes ne semblent pas de nature à modifier le classement des différents modes de production. D'autres approches en ACV prennent également en compte les effets de la fragmentation, qui vont moduler la vitesse d'accumulation des espèces avec la surface de milieux semi-naturels (Kuipers *et al.*, 2019). Mais ces études ne reposent pas sur les données de la littérature en écologie.

4.5.4.2. Spécialisation et complémentarité au niveau du paysage

Une étude à large échelle menée au niveau européen a estimé que 49% des espèces présentes dans les paysages agricoles sont présentes uniquement dans les milieux semi-naturels, 25% sont présentes à la fois dans les milieux semi-naturels et les milieux agricoles (cultures et prairies) et 26% sont présentes uniquement dans les milieux agricoles (Jeanneret *et al.*, 2021). Ce résultat peut s'expliquer par la co-évolution entre les espèces sauvages et les activités humaines, et le fait que les habitats ancestraux de certaines espèces ont disparu et ont été remplacés par des habitats anthropisés. C'est notamment le cas des prairies extensives, qui hébergent des espèces à fort enjeu de conservation (Petermann et Buzhdygan, 2021). Or la majorité des méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité partent du principe que les espèces des milieux agricoles sont un sous-échantillon des espèces des milieux semi-naturels ou que seule la biodiversité « naturelle » est un enjeu de préservation, ce qui est loin de faire consensus. C'est particulièrement frappant dans la méthode BVI basée sur le concept d'hémérobie (Lindner *et al.*, 2019), mais c'est également le cas des approches citées dans la section précédente (Chaudhary et Brooks, 2018 ; Kuipers *et al.*, 2019).

Par ailleurs, la plupart des groupes taxonomiques sont mobiles, notamment les groupes taxonomiques les plus étudiés (oiseaux, arthropodes, mammifères) et utilisent des ressources qui se trouvent dans plusieurs habitats. Par exemple, les espèces d'abeilles sauvages dépendent de ressources florales qui se trouvent dans différents habitats complémentaires (Martins *et al.*, 2018) jusqu'à 600 mètres autour de leur site de nidification (Gathmann et Tscharrnke, 2002). Ce processus de complémentarité au niveau du paysage (Dunning *et al.*, 1992) implique que certaines espèces ne sont présentes que dans les paysages qui comprennent une combinaison de différentes cultures et de milieux semi-naturels. La configuration du paysage peut également favoriser ce processus, par exemple si les parcelles ou les patches de milieux semi-naturels sont suffisamment petits pour être accessibles facilement par les organismes (Fahrig *et al.*,

2011). Une augmentation de l'hétérogénéité des paysages a un effet positif sur la biodiversité jusqu'à un certain point, puisque lorsque la taille des patches d'habitat devient trop petite, l'effet négatif de la fragmentation des habitats devient alors dominant.

Du fait de ces deux processus, de spécialisation et de complémentation, la richesse spécifique d'un paysage ou d'une région (appelée diversité gamma) n'est ni la somme des richesses spécifiques des écosystèmes qui le composent (i.e. la somme des diversités alpha), ni la moyenne de ces richesses spécifiques (i.e. la diversité alpha moyenne). Le processus de complémentation est partiellement pris en compte dans les méthodes CONTRA-BiodivLabel et BVIAS via l'effet des variables « diversité des cultures », « taille moyenne des parcelles » et « densité de milieux semi-naturels » sur la biodiversité au niveau de la parcelle. Cependant, BVIAS ne mesure pas la biodiversité au niveau du paysage, et CONTRA-BiodivLabel le fait en faisant l'hypothèse d'additivité entre les pools d'espèces des parcelles et des éléments semi-naturels (Figure 4-29). Klein *et al.* (2023) ont récemment tenté d'intégrer l'effet des variables paysagères sur la biodiversité de la parcelle dans la méthode SALCA-BD (voir description dans la section 4.3.3.2), mais avec un succès limité. Ce résultat illustre la difficulté à développer des approches prédictives à des niveaux d'organisation supérieurs, d'autant plus lorsque l'on considère des variables explicatives à un niveau donné, sans prendre en compte également la variable réponse à ce même niveau. De façon plus générale, cela illustre les défis de l'attribution des impacts de l'agriculture sur la biodiversité au niveau des paysages à une parcelle donnée.

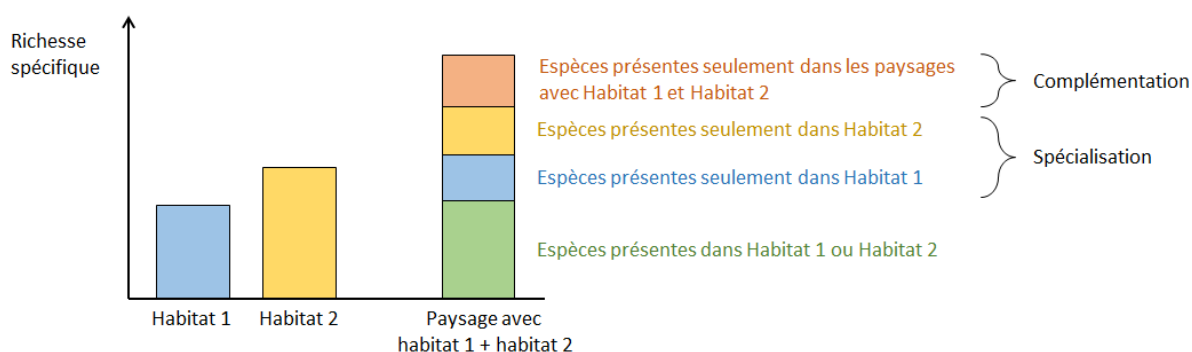


Figure 4-29. Représentation des processus de spécialisation et de complémentation au niveau du paysage (adapté de Fahrig *et al.*, (2011).

4.5.4.3. Impacts indirects de l'agriculture sur les milieux semi-naturels adjacents ou connectés

L'approche ACV du PEF 3.1 appliquée à l'évaluation des impacts de l'agriculture sur la biodiversité sépare les impacts directs au niveau de la parcelle agricole des impacts indirects dans les autres écosystèmes. Les impacts indirects sont traités au travers de l'écotoxicité d'eau douce et de l'eutrophisation marine, d'eau douce et terrestre. D'autres impacts indirects sont traités en ACV (e.g. RECIPE 2016) mais n'ont pas été retenus par le JRC dans le PEF 3.1.

L'expertise scientifique collective « PestiEcotox » a montré que les pesticides contaminent toutes les matrices environnementales (sol, air, eau, biote ; Figure 4-30), que ce soit dans les zones agricoles ou en dehors, et ce, jusque dans les zones polaires (Mamy *et al.*, 2022). Néanmoins, le degré de contamination de l'environnement par les pesticides est difficile à quantifier du fait du manque de données à large échelle. D'un point de vue spatial, la contamination est plus marquée à proximité des zones de traitements mais touche également les aires protégées (Brühl *et al.*, 2021). D'un point de vue temporel, des résidus d'environ 80% des pesticides appliqués persistent plus d'une décennie dans les sols agricoles, dont la moitié sous forme de produits de transformation (Chiaia-Hernandez *et al.*, 2017). La modélisation des impacts indirects dans l'ACV (*midpoints* et *endpoints*) prend en compte le devenir des substances dans tous les compartiments de l'écosphère et l'exposition des espèces sensibles. De même, ces modèles prennent en compte les pesticides mais également les métaux lourds. Néanmoins, les modèles actuels de devenir et

d'exposition utilisés en ACV sont encore incomplets. Par exemple, les sous-compartiments de l'écosphère ne sont pas structurés de manière à paramétrer des connectivités ou autres effets paysagers.



Figure 4-30. Schéma général de la contamination de l'environnement par les pesticides (Mamy et al., 2022).

Un nombre croissant d'études démontre l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité des milieux semi-naturels adjacents. Par exemple, le nombre d'espèces de plantes par placette de 4 m² passe de 20 espèces dans une prairie permanente adjacente à une parcelle en conventionnel, à plus de 30 espèces dans une prairie permanente adjacente à une parcelle en agriculture biologique, soit une augmentation de 50%, et cet effet persiste au moins jusqu'à 50 mètres à l'intérieur de la prairie permanente (Schopke et al., 2023). D'autres études ont montré un effet négatif de l'agriculture conventionnelle et/ou des pesticides sur la biodiversité dans les haies, les bandes enherbées et les forêts adjacents aux cultures (Rundlof et al., 2008 ; Batary et al., 2010 ; Caprio et al., 2015 ; Fried et al., 2018). Les pratiques agricoles n'ont pas seulement des effets sur les milieux semi-naturels du fait des transferts de pesticides. Elles ont également un impact sur la connectivité, i.e. les déplacements des organismes entre les tâches de milieux semi-naturels (Driscoll et al., 2013). Cela perturbe le fonctionnement des métacommunautés et peut aboutir à des extinctions locales de certaines espèces dans les tâches de milieux semi-naturels (Figure 4-31).

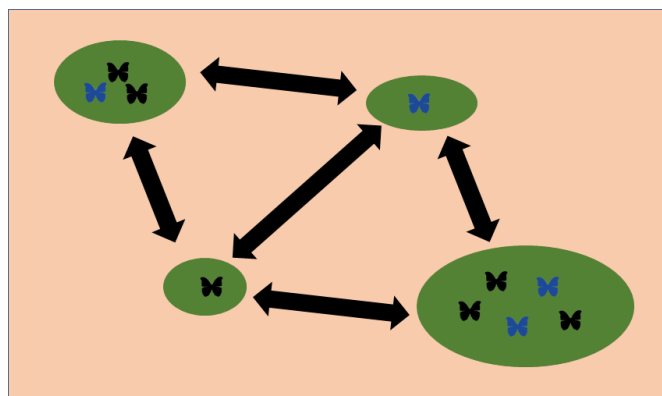


Figure 4-31. Représentation schématique du fonctionnement des métacommunautés au sein des tâches de milieu semi-naturel (en vert) entourés d'une « matrice » agricole plus ou moins hostile. Source : étude BiodivLabel.

Les études quantifiant les effets de l'intensité des pratiques agricoles au niveau du paysage sur la biodiversité des milieux semi-naturels sont peu nombreuses. Elles suggèrent cependant que ces effets sont significatifs. Par exemple, une étude menée en Allemagne a montré qu'une augmentation de la part d'agriculture biologique de 5% à 20% dans le paysage (dans un rayon de 500 m) est associée à une augmentation de la richesse spécifique d'abeilles de 50% dans les bandes en jachère (Holzschuh *et al.*, 2008). L'intensité des pratiques agricoles au sein du paysage a également un effet sur la biodiversité au sein de chaque parcelle agricole. Par exemple, la richesse spécifique des plantes sauvages dans les parcelles en agriculture biologique est 20% plus élevée dans un paysage dominé par l'agriculture biologique que dans un paysage dominé par l'agriculture conventionnelle (Henckel *et al.*, 2015). Le pourcentage d'agriculture biologique étant encore faible dans la plupart des paysages agricoles, il est possible que la méta-analyse de Tuck *et al.* (2014) sous-estime l'impact de l'agriculture biologique sur la biodiversité à la parcelle. Il semble donc crucial de consolider les connaissances sur ces impacts indirects de l'agriculture afin de pouvoir les prendre en compte dans les politiques publiques.

4.5.4.4. Délai de réponse des espèces

Enfin, la plupart des études sur l'impact de l'agriculture sur la biodiversité reposent sur le principe de substitution du temps par l'espace, i.e. elles comparent la biodiversité de parcelles ou de paysages avec des pratiques différentes mais ne comparent pas la biodiversité d'une parcelle avant et après la mise en place d'une pratique. Or la biodiversité répond aux modifications de l'environnement avec un délai, et ce délai dépend des groupes taxonomiques et des variables considérées (Figure 4-27), ainsi que du contexte paysager (Foster *et al.*, 2003). Par exemple, une étude récemment conduite en Suède montre que la richesse spécifique des plantes sauvages au sein des parcelles en agriculture biologique augmente avec la durée depuis l'année de conversion, avec un nombre d'espèces deux fois plus élevé après 30 ans que dans les parcelles récemment converties (Figure 4-32 ; Carrié *et al.*, (2024)). Ces auteurs montrent que le délai de réponse est dû à l'augmentation graduelle de la qualité de l'habitat, qui peut notamment résulter de la rémanence des pesticides et de l'augmentation progressive des pollinisateurs dont dépendent certaines espèces de plantes, ainsi qu'à la faible capacité de dispersion de certaines espèces. Le fait que la plupart des parcelles aient été converties en agriculture biologique relativement récemment peut donc conduire à une sous-estimation des effets de l'agriculture biologique sur la biodiversité dans les études utilisées par Tuck *et al.* (2014).

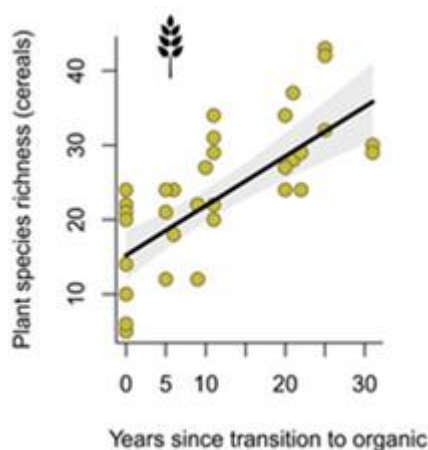


Figure 4-32. Effets du temps écoulé depuis la conversion vers l'agriculture biologique sur la richesse en espèces végétales dans les champs de céréales. Les zones ombrées indiquent des intervalles de confiance à 95%. (d'après Carrié *et al.*, 2024).

Le délai de réponse des espèces aux changements de l'environnement est particulièrement complexe dans des environnements associés à une forte hétérogénéité temporelle, comme c'est le cas des milieux agricoles. En effet, les parcelles agricoles sont fréquemment perturbées par le travail du sol, l'application de fertilisants et de pesticides, la récolte... Elles sont également soumises à des rotations plus ou moins complexes et des couverts intermédiaires. La méta-analyse conduite par Beillouin *et al.* (2021) a montré que la rotation des cultures et les couverts intermédiaires

font partie des mesures de diversification qui ont les effets les plus bénéfiques pour la biodiversité, avec une augmentation de 37% pour la diversification et 21% pour les couverts intermédiaires. Les études comparant la biodiversité dans les parcelles en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle ne prennent pas en compte l'histoire des parcelles et peuvent par conséquent sous-estimer les différences liées aux rotations plus longues observées en agriculture biologique (Barbieri *et al.*, 2017).

En conclusion, les méthodes actuellement disponibles pour quantifier l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité sous-estiment au moins 4 processus écologiques : 1) l'augmentation du nombre d'espèces avec la surface est probablement plus importante dans les milieux agricoles extensifs que dans les milieux agricoles intensifs ; 2) certaines espèces sont spécialistes des milieux agricoles extensifs ou de la présence simultanée de milieux semi-naturels et agricoles extensifs ; 3) les impacts négatifs des pratiques agricoles intensives sur les milieux semi-naturels terrestres adjacents ou connectés sont largement sous-estimés ; 4) la biodiversité continue d'augmenter 30 ans après la conversion d'un système agricole intensif à un système extensif. Aucune méthode existante ne prend actuellement en compte l'ensemble de ces processus. Or la littérature en écologie montre que l'ampleur de ces processus est loin d'être négligeable.

4.5.5. Le déclin de la biodiversité, un problème pernicieux

***En bref :** Le déclin de la biodiversité fait partie des « wicked problems » qui nécessitent des solutions transversales. Si l'affichage environnemental des produits alimentaires n'a évidemment pas vocation à prendre en compte l'ensemble des processus impliqués dans ces problèmes pernicieux, il est néanmoins nécessaire qu'il soit conçu en cohérence avec les politiques qui visent à les résoudre.*

Le déclin de la biodiversité fait partie des « *wicked problems* », ou « problèmes pernicieux » en français (Rittel et Webber, 1973). Ces problèmes sont définis comme des situations pour lesquelles on manque des connaissances nécessaires pour les aborder, dans lesquelles de multiples acteurs sont concernés et ont des visions divergentes sur la nature du problème, et qui obligent à un traitement « transversal » bousculant les domaines réservés et divisions institutionnelles qui organisent traditionnellement l'action publique. Le déclin de la biodiversité se trouve en effet à l'interface entre plusieurs systèmes complexes, notamment les systèmes d'utilisation des terres, systèmes agricoles et systèmes alimentaires (Figure 4.33). Les systèmes d'utilisation des terres (« *land systems* » en anglais) impliquent de nombreux acteurs et présentent des changements brusques et difficiles à prévoir (Meyfroidt *et al.*, 2022). Ces changements sont d'autant plus difficiles à prévoir que les systèmes d'utilisation des terres sont interconnectés à l'échelle mondiale et les conséquences peuvent se propager à des endroits éloignés. Les systèmes alimentaires et les systèmes agricoles sont également complexes et interdépendants (Garnett, 2013). En effet, les facteurs qui influencent les choix des consommateurs en termes de régimes alimentaires et de modes de production ne sont pas indépendants (Baudry *et al.*, 2019).

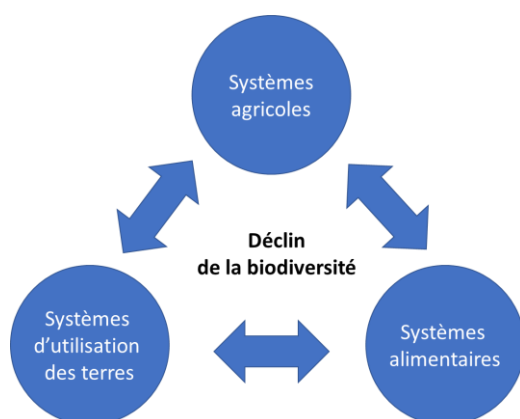


Figure 4-33. Représentation schématique de la place de la sécurité alimentaire et du déclin de la biodiversité à l'interface entre systèmes agricoles, systèmes d'utilisation des terres et systèmes alimentaires. Source : étude BiodivLabel.

DeFries et Nagendra (2017) considèrent que les approches permettant de résoudre ces problèmes pernicioux incluent notamment la prise de décision multisectorielle, les institutions qui permettent une gestion transversale et les processus collaboratifs qui mobilisent les différentes parties prenantes. Ils alertent également sur la nécessité pour la gestion des écosystèmes d'éviter deux pièges : l'hypothèse fausse d'une solution simple et l'inaction face à une complexité déroutante. Leurs conclusions sont particulièrement pertinentes dans le cas de la gestion de l'impact de l'alimentation sur la biodiversité. Dans cette section, nous nous concentrons sur trois processus socio-économiques qui sont sources de complexité et font de la gestion des impacts de l'alimentation sur la biodiversité un problème pernicioux : 1) les effets rebond potentiels des modes de production agricole sur l'utilisation des terres ; 2) les effets des modes de production sur l'efficacité des aires protégées ; et 3) les effets des motivations des consommateurs sur les régimes alimentaires et les modes de production agricoles privilégiés.

4.5.5.1. Effets rebond des modes de production agricole sur l'utilisation des terres

Comme le débat « *land sparing - land sharing* », l'affichage environnemental des produits alimentaires considère la demande de produits alimentaires comme fixe. En effet, l'affichage environnemental attribue au consommateur l'impact direct de sa consommation, sans prendre en compte la réaction des autres consommateurs, ce qui revient à considérer la demande totale comme fixe en quantité. Cependant, le niveau de production ne dépend pas uniquement du niveau de demande mais également du prix de vente des cultures, de la productivité du travail, etc., et le niveau de demande d'un grand nombre de produits alimentaires varie en fonction du revenu, des prix des produits alimentaires, des préférences, de la culture, etc. (Salles *et al.*, 2017). Plusieurs des facteurs qui influencent le niveau de production et de demande dépendent des modes de production. Il n'est donc pas réaliste de faire l'hypothèse que les niveaux de production et de demande en produits alimentaires sont indépendants des modes de production.

Par exemple, Desquilbet *et al.* (2017) ont évalué les conséquences d'une élasticité de la demande en fonction du prix sur la surface totale de production agricole. Ils ont ainsi montré que, dès que la demande en produits alimentaires répond aux prix (même faiblement, ce qui est le cas pour la majorité des produits agricoles) et que l'agriculture intensive entraîne des coûts de production et donc des prix inférieurs, ceci entraîne une augmentation de la demande et donc de la production. Ceci se traduit par un effet rebond de l'agriculture intensive, avec une augmentation de la taille du marché, et donc des impacts négatifs sur la biodiversité qui sont plus importants que ceux de l'agriculture extensive (Figure 4-34). Ces auteurs montrent également que cet effet rebond potentiel est particulièrement élevé pour les produits animaux puisque leur consommation augmente plus rapidement que celle des autres produits lorsque les prix diminuent. Le fait qu'un gain en efficacité sous forme d'augmentation de rendement puisse conduire à une consommation croissante de ressources (en terres agricoles), au lieu d'entraîner une diminution, est un phénomène bien connu dans d'autres domaines (par exemple l'énergie), qu'on appelle le paradoxe de Jevons (Alcott, 2005).

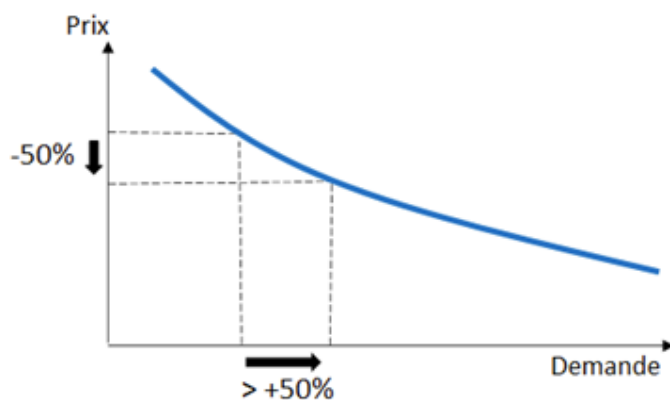


Figure 4-34. Dans le cas où la demande varie en fonction des prix, une baisse de prix d'un produit entraîne une augmentation de la demande pour ce produit. C'est le paradoxe de l'efficacité ou paradoxe de Jevons. Source : étude BiodivLabel.

L'ampleur de ces effets rebond fait néanmoins l'objet de débats dans la littérature académique. Après avoir pris en compte les effets de rétroactions, notamment entre l'utilisation des terres et le marché, Stevenson *et al.* (2013) ont constaté que les augmentations de rendement permises grâce à la Révolution verte ont entraîné une contraction agricole de seulement 18 à 27 Mha, soit deux ordres de grandeur de moins que la prédiction initiale de Norman Borlaug, l'architecte de la Révolution verte. Ces effets rebond sont très variables en fonction des régions du monde, des types de productions agricoles et des échelles spatiales et temporelles considérées. Les pays à revenus faibles et intermédiaires sont particulièrement soumis à ces effets rebond, et peinent à augmenter les superficies attribuées à la protection de la biodiversité au sein de milieux considérés naturels ou largement exempts de l'empreinte humaine (García *et al.*, 2020). Cependant, une étude récente montre que l'augmentation des rendements au niveau national peut réduire la déforestation dans les zones où la gestion des terres par les peuples autochtones est répandue (Pratzer *et al.*, 2023).

La critique faite au cadre conceptuel du « *land sparing - land sharing* » concernant les risques d'effets rebond s'applique également aux méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité par quantité de produit. En effet, parce que ces méthodes ne prennent pas ou peu en compte les impacts des pratiques agricoles en dehors des parcelles, elles concluent souvent que les modes de production agricole associés aux rendements les plus élevés sont ceux qui ont le moins d'impacts sur la biodiversité. C'est notamment ce que conclut la méthode BVIAS à la tonne (section 4.4). Dans le cadre de l'approche attributionnelle, on évalue uniquement l'impact d'un produit donné, toutes choses égales par ailleurs. Cela revient à faire l'hypothèse que l'usage des terres dans une surface donnée est indépendant de l'usage des terres dans une surface voisine. Cette hypothèse est évidemment fautive (Meyfroidt *et al.*, 2022), mais l'approche attributionnelle n'a pas vocation à prendre en compte ces impacts indirects. Au contraire, l'approche conséquentielle a vocation à prendre en compte ces effets rebond. Elle se heurte cependant à une grande complexité de mise en œuvre, car elle nécessite des modèles de changements d'usages des terres au niveau global et repose sur un grand nombre d'hypothèses (voir section 1.4.1).

4.5.5.2. Effets des modes de production sur l'efficacité des aires protégées

L'efficacité des aires protégées dépend de leur surface totale et de leur niveau de protection, mais également de nombreux autres facteurs (Figure 4-35), en particulier leur localisation, leur taille, leur isolement (Rodrigues et Cazalis, 2020). Or les aires protégées sont souvent localisées dans les régions à faible potentiel économique plutôt que dans les zones les plus pertinentes pour protéger la biodiversité. L'efficacité des aires protégées dépend aussi de leur capacité à limiter les menaces pour la biodiversité, notamment l'expansion ou l'intensification des activités agricoles. Or les espaces cultivés représentent 6% des aires protégées au niveau mondial, et ce pourcentage augmente lorsque le potentiel agricole des aires protégées est plus élevé (Vijay et Armsworth, 2021). Enfin, cette efficacité varie en fonction de l'intensité des activités agricoles dans leur contexte régional (Nowakowski *et al.*, 2023).

Des travaux récents ont mis en évidence que, si la plupart des aires protégées au niveau mondial ont effectivement réussi à stopper l'expansion de l'urbanisation, elles ont cependant été moins efficaces pour empêcher la déforestation et l'expansion de l'agriculture. Les aires protégées ont ainsi été seulement 33% plus efficaces pour réduire la perte d'habitat que les aires non protégées au niveau mondial entre 2003 and 2019 (Li *et al.*, 2024). Il y a cependant de fortes variabilités entre régions, avec une efficacité plus forte en Amérique du sud et en Asie (ex. : den Braber *et al.*, 2024) que dans les autres régions du monde. Un *working paper* publié en 2024 a notamment conclu que la mise en place d'aires protégées en Europe entre 1985 et 2020 n'avait eu aucun effet significatif sur la végétation, quel que soit le pays, la cohorte de protection, la densité de population, le type de sol ou les conditions climatiques (Grupp *et al.*, 2024). Les États membres semblent en effet avoir protégé des zones qui étaient peu menacées par le développement économique, notamment des zones récemment abandonnées par l'agriculture. Tous ces auteurs concluent donc qu'il est important d'intégrer les mécanismes économiques qui guident les comportements individuels et collectifs dans la conception des politiques publiques.

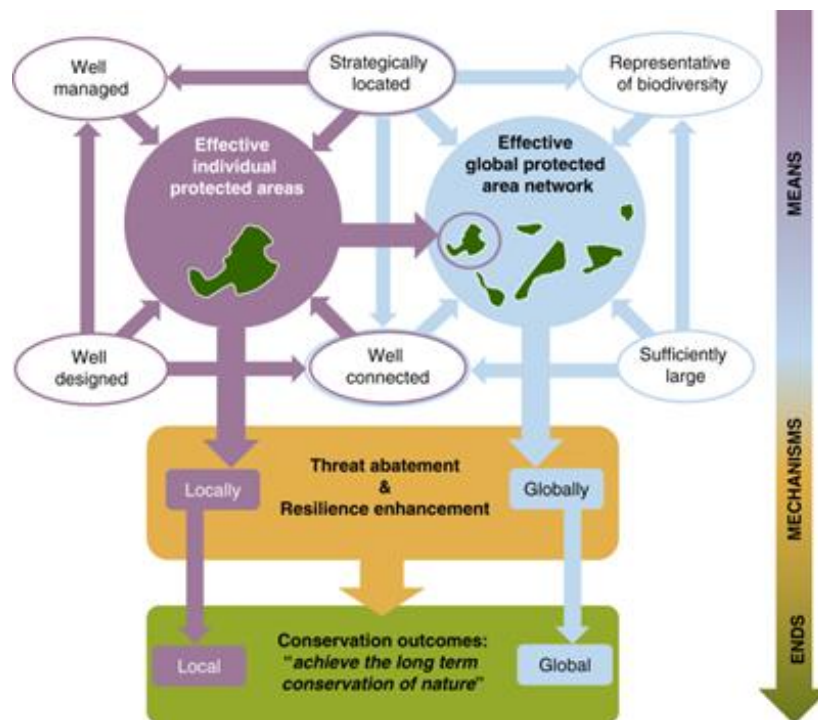


Figure 4-35. Facteurs qui contribuent à l'efficacité des aires protégées (Rodrigues et Cazalis, 2020 ; licence CC BY 4.0).

Tout comme le cadre conceptuel du « *land sparing - land sharing* », les méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité ne prennent pas en compte les enjeux de localisation ou de configuration des aires protégées. Or contrairement aux émissions de gaz à effets de serre, dont la localisation a peu d'impact sur le climat, la distribution spatiale des impacts sur la biodiversité et des aires protégées est un enjeu crucial. Ces méthodes occultent également le fait que les modes de production agricole peuvent avoir un effet sur la capacité des politiques publiques et/ou des marchés à limiter la quantité totale de produits alimentaires produits et donc de surfaces agricoles. Or les simulations et les analyses économétriques montrent que l'intensification de l'agriculture peut générer localement une incitation plus forte à étendre les zones agricoles au sein des aires protégées (Desquilbet *et al.*, 2017 ; Rogna, 2024). Ces phénomènes complexifient considérablement le problème de l'impact de l'alimentation sur la biodiversité et, conformément à la théorie des problèmes pernicioeux, nécessitent d'être pris en compte de façon transversale par les politiques publiques.

4.5.5.3. Régimes alimentaires

Le choix des consommateurs pour certains types de produits et certains modes de production de ces produits sont influencés par les mêmes facteurs. Bien que le goût, les bénéfices pour la santé et le prix restent les principaux facteurs influençant les choix de consommation, les considérations environnementales sont aujourd'hui devenues des déterminants importants (Grunert, 2011). Ainsi, les données empiriques du projet BioNutriNet ont montré que les grands consommateurs de bio (>50% de bio) ont des habitudes alimentaires particulières, caractérisées par une part plus importante de végétaux dans leur alimentation : le rapport protéines végétales/animales est de 14,29 (*versus* 0,46 pour les consommateurs qui ne mangent pas de produits bio). Ils ont également des apports plus faibles de viande rouge (-51%) et de produits laitiers (-38%) par rapport aux consommateurs qui ne mangent pas de produits bio (Kesse-Guyot *et al.*, 2022). Du fait de leurs régimes alimentaires, l'impact des consommateurs bio en termes de terres agricoles nécessaires est plus faible que celui des consommateurs moyens, 9,51 m² par jour *versus* 12,35 m² par jour (Figure 4-36 ; Baudry *et al.*, 2019).

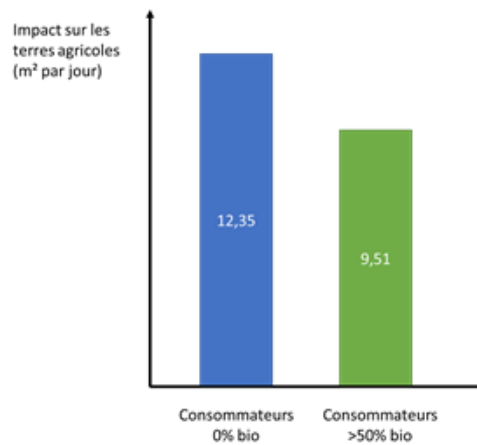


Figure 4-36. Impact de la consommation de produits bio sur les terres agricoles nécessaires (d'après Baudry et al., 2019).

Par ailleurs, les choix de consommation ne sont pas indépendants car ils s'intègrent dans le cadre d'un régime alimentaire et dans le cadre d'une stratégie économique visant à maintenir le budget alimentaire. Ainsi, les régimes alimentaires plus végétalisés des consommateurs de produits bio compensent partiellement les prix plus élevés des produits bio (Boizot-Szantai *et al.*, 2017). Il ne s'agit sans doute pas d'un lien de causalité direct entre consommation de produits bio et régimes alimentaires plus végétalisés, mais seulement d'un lien de causalité indirect via des déterminants communs. Il semble cependant important de prendre en compte ce type d'impacts indirects des modes de production agricole dans les politiques publiques, par exemple en appliquant les principes de l'approche conséquentielle.

4.5.6. Questionnements parallèles sur la quantification des impacts de la pêche sur la biodiversité

Sans rentrer dans une discussion aussi détaillée dans le domaine de la pêche, on peut tout de même tracer plusieurs parallèles entre les questionnements et discussions évoqués ci-dessus pour l'agriculture, et nombre d'enjeux discutés en halieutique.

4.5.6.1. Choix de l'unité fonctionnelle

Contrairement à l'agriculture, cette question avait jusqu'à présent fait l'objet de peu de débats scientifiques en halieutique, du fait du développement limité des études ACV pour les produits issus de la pêche, comme cela a été décrit dans le chapitre 1. Cependant, elle émerge aujourd'hui comme un point saillant, en particulier au cours des deux travaux scientifiques décrits précédemment à la section 4.4, visant à intégrer des nouveaux indicateurs d'impact halieutique dans le cadre ACV pour l'affichage environnemental en France (GT Mer ; Gaillet *et al.*, 2023) et pour le PEF européen (Brown *et al.*, 2025). Il ne s'agit pas ici de comparer l'UF tonne *versus* hectare, mais de discuter l'UF tonne *versus* unité de population exploitée (« stock ») ; pourtant les enjeux sont sensiblement les mêmes.

Comme on l'a décrit plusieurs fois dans ce rapport, la gestion des pêches est en premier lieu basée sur les notions de surpêche et de bon état écologique, définies sur la base du critère RMD, qui sont calculées pour chaque population exploitée, en fonction de ses traits biologiques propres (croissance, mortalité, maturité, reproduction). L'unité fonctionnelle est ainsi « le stock ». Ce cadre standardisé est décliné mondialement, et également défini dans l'Objectif de développement durable 14.4. Comme ces indicateurs d'état et de pression sont définis comme des ratios (F/F_{RMD} et B/B_{REF}), et calculés sur la base de proportions entre le volume de capture et le volume de biomasse dans la mer, ils n'expriment pas l'importance de la population en valeur absolue. Ainsi la majorité des documents internationaux

dédiés au suivi de l'état des stocks de pêche sont d'abord exprimés en nombre de stocks exploités. A titre d'exemple, la synthèse annuelle pour les pêcheries hexagonales (Vermard et Ulrich, 2024) fait le suivi de l'état de surpêche de 170 populations (69 espèces différentes), dont la contribution française à l'alimentation humaine varie de plus de 25 000 t par an (merlu, hareng, coquille St Jacques) à quelques kilos par an (aiguillat, brosse, grenadier...).

A l'inverse, la méthode développée par Hélias *et al.* (2018 ; 2023) adopte le kilo (ou, par analogie avec la discussion ci-dessus, la tonne) pour quantifier l'épuisement des ressources halieutiques dans une approche compatible avec l'ACV et le PEF (i.e. respectant notamment le principe d'additivité : « deux kg consommés ont deux fois plus d'impacts qu'un kilo consommé », central au concept ACV), bien qu'elle intègre également des considérations sur l'état des stocks. Le choix de cette UF conduit mathématiquement à un impact proportionnellement plus faible pour un stock avec des gros volumes de capture. Les rapports précités (Gaillet *et al.*, 2023 ; JRC, 2025) proposent diverses comparaisons de résultats sur des cas d'études variés. Des différences quantitatives importantes apparaissent entre ces deux méthodes quant à la quantification relative de l'impact de la surpêche d'une population par rapport à une autre, et les auteurs concluent que ces différences découlent en partie de cette différence d'unité fonctionnelle, selon le poids relatif que la méthode accorde à la taille du stock par rapport au niveau de surpêche. Pour résumer, les résultats issus de Hélias *et al.* (2023) impliqueraient que : (i) pour deux stocks exploités de manière similaire, il est considéré comme préférable de consommer un kg de poisson d'un stock plus grand que d'un stock plus petit, et (ii) en fonction du stock et du statut, il peut être préférable de consommer un kg d'un grand stock surpêché que un kg d'un petit stock moins surpêché. En ce sens, cette approche n'est pas pleinement alignée avec les politiques mondiales de gestion de la pêche. Inversement, l'approche du scoring CSTEP décrite section 4.4 favorisera toujours l'absence de surpêche, quelle que soit la taille du stock.

Considérant le problème de l'additivité qui empêcherait l'intégration du scoring CSTEP dans la démarche PEF, JRC (Brown *et al.*, 2025) se sont interrogés sur son interprétation dans le contexte d'une pêche régulée en continu par les pouvoirs publics, par exemple à l'aide de Totaux Autorisés de Captures (TAC) et quotas de pêche calculés annuellement. Ainsi, certes, la notation basée sur le RMD n'est pas additive *stricto sensu*. Toutefois, les auteurs estiment qu'une forme d'additivité est implicitement intégrée dans cette autorégulation du système de gestion de la pêche, où la quantité de poisson disponible pour le consommateur n'est pas librement déterminée par la demande, mais par l'offre qui est limitée par les réglementations. Les TAC sont basés sur l'état des stocks, estimé annuellement grâce au suivi scientifique en continu (cf. par exemple Vermard et Ulrich, 2024). Ainsi, une consommation de poisson trop importante une année, qui induirait de la surpêche, sera pénalisée par des TAC plus faibles l'année suivante car la biomasse du stock aura baissé plus fortement ; et ainsi une disponibilité moindre du produit pour les consommateurs. Il y a donc une relation d'impact, quoique non linéaire, entre le fait de consommer un ou deux kilos d'une ressource au temps t , qui peut être capturée indirectement dans l'indicateur CSTEP.

4.5.6.2. Echelles spatiales et temporelles des études d'impact

Ceci amène à discuter le deuxième parallèle avec les discussions agricoles ci-dessus, qui est la mesure des impacts à des échelles spatiales mais surtout temporelles plus larges que l'état de la population au temps t . Le chapitre 3 a largement abordé le concept de durabilité, central quand il s'agit d'exploiter des ressources sauvages, renouvelables et partagées. L'idée d'une pêche durable, au sens écologique du terme, implique que l'écosystème puisse rester sain, fonctionnel et productif, et que le niveau de pêche reste ainsi suffisamment modéré pour ne pas dégrader de manière significative, voire irréversible, l'écosystème dont elle dépend. La temporalité est très importante dans ce contexte, car la surpêche chronique d'un stock, même de gros volume, entraîne un cercle vicieux où le « capital naturel » de la population se dégrade progressivement alors même que les captures peuvent augmenter un temps.

Poux (2023) en donne un exemple parlant à partir du cas emblématique et dramatique de la morue de Terre-Neuve, qui a assuré des captures stables, autour de 150-200 000 t par an, pendant plus de 500 ans. Puis, à partir des années

1950, l'essor industriel a permis une augmentation phénoménale de la puissance de pêche et des captures pendant plus de 20 ans, suivi par un effondrement quasi irréversible au début des années 1990.

En appliquant un raisonnement simplifié de l'ACV par kilo, Poux (2023) explique comment le score ACV, principalement basé sur l'utilisation de fuel, aurait été le plus faible (moins d'impact) au moment du pic de capture, juste avant l'effondrement de la population. Ainsi, ne mesurer les impacts qu'à travers les indicateurs ACV usuels (donc sans indicateurs de l'état du stock) et dans une analyse temporelle « ici et maintenant » n'intégrerait pas les impacts cumulatifs sur le long terme, ce qui pourrait conduire à des estimations d'impact erronées sur le bon fonctionnement de l'écosystème en général.

Des parallèles avec les questions spatiales et le débat « *land sparing* - *land sharing* » pourraient également être dressés dans le cadre des débats actuels sur interdire ou non les activités de pêche les plus impactantes dans les aires marines protégées (AMP). Interdire revient à un partage de l'espace cloisonné entre zones exploitées et zones protégées, ce qui s'apparente à l'idée du *land sparing* ; réduire la pression de pêche à des niveaux « acceptablement modérés » sur l'ensemble des zones exploitées s'apparente à celle du *land sharing*. Un enjeu important de l'estimation du bénéfice attendu d'une telle mesure pour la biodiversité globale (i.e. à l'échelle des populations biologiques, et pas seulement à l'échelle des seules AMP) réside, comme pour l'agriculture, dans les hypothèses de productivité et de connectivité entre les zones, mais surtout dans les hypothèses sur le report de l'effort de pêche en dehors des zones protégées (souvent à la périphérie), au lieu de sa diminution ; un tel report pouvant entraîner des impacts négatifs accrus sur la biodiversité dans les aires non protégées, du fait d'une congestion spatiale plus forte. Ce phénomène a été largement observé dans de nombreux cas réels d'aires marines protégées, et ses mécanismes sont intégrés dans les modèles halieutiques de simulation de scénarios de gestion (cf. références dans Ulrich *et al.*, 2025).

En conclusion, il apparaît ainsi que ces enjeux liés à l'unité fonctionnelle et aux échelles d'analyse sont également pertinents à discuter pour la quantification des impacts de la pêche, bien que les conditions de production soient très différentes ; ils le sont sans doute tout autant pour les impacts de l'aquaculture, bien que ce sujet n'ait pas pu être abordé dans BiodivLabel.

4.5.7. Conclusion

Dans cette section, nous avons analysé les principaux enjeux méthodologiques et conceptuels associés à la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. Nous avons tout d'abord analysé les enjeux autour du choix de l'unité fonctionnelle. Cette question fait l'objet de nombreux débats dans la littérature, notamment du fait des multiples services rendus par l'agriculture (van der Werf *et al.*, 2020). Les experts de BiodivLabel n'ont cependant pas réussi à atteindre un consensus concernant l'unité fonctionnelle la plus satisfaisante dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires.

Nous avons ensuite exploré les limites de la quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité au niveau de la parcelle. Ceci nous a tout d'abord amenés à faire une analyse critique de la controverse « *land sparing* - *land sharing* ». Ce débat académique a émergé dans les années 2000 afin d'identifier la meilleure stratégie pour simultanément protéger la biodiversité et nourrir la population humaine mondiale (Green *et al.*, 2005). L'analyse critique de ce débat met en évidence plusieurs angles morts qui peuvent également s'appliquer aux méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité. Nous avons donc exploré les implications de ces différents angles morts dans le cadre de l'affichage environnemental.

Nous avons ainsi montré que les méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité au niveau de la parcelle sous-estiment au moins quatre processus écologiques spatio-temporels qui ont des impacts indirects majeurs sur la dynamique de la biodiversité au niveau des paysages : 1) l'augmentation du nombre d'espèces avec la surface est probablement plus importante dans les milieux agricoles extensifs que dans les milieux agricoles intensifs

(Carrié *et al.*, 2022) ; 2) certaines espèces sont spécialistes des milieux agricoles extensifs ou de la présence simultanée de milieux semi-naturels et agricoles extensifs (Fahrig *et al.*, 2011) ; 3) les impacts négatifs des pratiques agricoles intensives sur les milieux semi-naturels terrestres adjacents ou connectés sont largement sous-estimés (Mamy *et al.*, 2022) ; 4) la biodiversité continue d'augmenter 30 ans après la conversion d'un système agricole intensif à un système extensif (Carrié *et al.*, 2024).

Nous avons par ailleurs rappelé que le déclin de la biodiversité fait partie des « *wicked problems* » du fait de la complexité des processus socio-économiques impliqués. Ces processus incluent les effets rebond potentiels des modes de production agricole sur l'utilisation des terres, les effets des modes de production sur l'efficacité des aires protégées et les effets des motivations des consommateurs sur les régimes alimentaires et les modes de production agricole privilégiés. La littérature sur les problèmes pernicioux suggère que leur résolution nécessite des solutions transversales. Si une seule politique n'a évidemment pas vocation à prendre en compte l'ensemble des processus impliqués dans ces problèmes pernicioux, il nous semble néanmoins nécessaire que l'affichage environnemental des produits alimentaires soit conçu en cohérence avec l'ensemble des politiques qui visent à résoudre le déclin de la biodiversité.

Ces angles morts des méthodes existantes ne doivent en aucun cas remettre en question la pertinence de prendre en compte l'impact de l'agriculture sur la biodiversité dans les politiques publiques telles que l'affichage environnemental. Elles appellent cependant à la prudence dans le cas où ces politiques publiques reposeraient uniquement sur les méthodes de quantification existantes, certes opérationnelles mais réductionnistes. L'affichage environnemental doit en effet éviter deux pièges : l'hypothèse fausse qu'il existe une solution simple, et l'inaction face à une complexité déroutante.

4.6. Synthèse du chapitre 4

Dans ce chapitre 4, nous avons exploré les pistes méthodologiques de quantification de l'impact des produits labellisés sur la biodiversité à partir de l'agrégation de l'effet sur la biodiversité des pratiques à laquelle les labels conduisent. Nous avons tout d'abord réalisé une revue des avantages et inconvénients des méthodes d'agrégation existantes, ainsi que de leurs applications à l'évaluation de la biodiversité (section 4.2). Celle-ci montre qu'il n'existe actuellement pas de méthode adéquate disponible. Elle a également permis d'identifier deux types de méthodes prometteuses : les arbres de décision flous et la méthode BVI. Nous avons donc exploré ces deux pistes méthodologiques dans les sections suivantes.

Ces deux pistes méthodologiques sont toutes les deux transparentes et basées sur la revue de la littérature du chapitre 3. La première méthode, CONTRA-BiodivLabel (section 4.3), repose sur les pratiques mentionnées dans les cahiers des charges, auxquelles on applique des arbres de décision flou calibrés à partir de la littérature sur l'effet des pratiques sur la biodiversité. Cette méthode aboutit à une note de biodiversité. Elle a l'avantage d'être applicable à tous les labels, mais son inconvénient est qu'elle se base sur les pratiques théoriques mentionnées dans les cahiers des charges. La seconde méthode, BVIAS (section 4.4), repose sur les données comptables et cartographiques françaises, auxquelles on applique le modèle BVI adapté et calibré à partir de la littérature sur l'effet des pratiques sur la biodiversité ainsi que l'effet de la bio sur la biodiversité. Cette méthode aboutit à un impact sur la biodiversité. Elle a l'avantage de reposer sur la méthode BVI développée par Lindner *et al.* (2019), qui a été utilisée dans le cadre de l'expérimentation par l'ADEME, et de se baser sur les pratiques effectives. Elle a par contre l'inconvénient de n'être applicable qu'aux labels pour lesquels nous disposons de données pour un nombre suffisamment grand d'exploitations, que nous avons fixé à 30 dans cette étude (Figure 4-37).

CONTRA-BiodivLabel (CONstruction TRANsparente d'Arbre de décision – appliqué à BiodivLabel)



BVIAS (Biodiversity Increment Value from Agricultural Statistics)

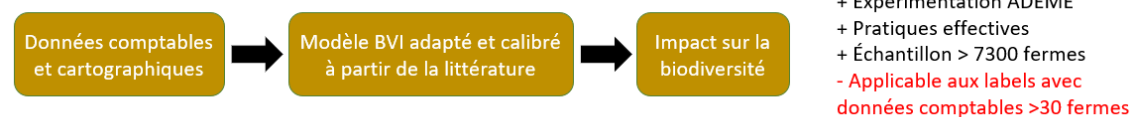


Figure 4-37. Comparaison schématique des deux pistes méthodologiques explorées dans ce chapitre. Source : étude BiodivLabel.

Le premier résultat issu de l'application de ces deux méthodes aux labels agricoles concerne la comparaison entre les pratiques mentionnées dans les cahiers des charges, qui est utilisée dans CONTRA-BiodivLabel, et les pratiques effectives, qui sont utilisées dans BVIAS. Cette comparaison montre en effet que seules les pratiques qui sont obligatoires et mieux-disantes dans les cahiers des charges (cellules en bleu foncé ; Tableau 4-63) se retrouvent comme pratiques effectives au sein des exploitations labellisées (cellules en bleu clair). Les pratiques qui sont seulement recommandées ou pas mieux-disantes (cellules en jaune foncé) sont similaires (cellules en jaune clair), ce qui suggère que, contrairement à notre hypothèse initiale, les pratiques induites sont peu fréquentes. La seule exception concerne le taux de chargement animal, pour lequel la pratique est plus favorable alors qu'elle n'est que recommandée et/ou pas mieux-disante dans les cahiers des charges. On note également que les variables paysagères sont très peu couvertes par les cahiers des charges (cellules blanches) et sont similaires au conventionnel lorsqu'on regarde les pratiques effectives.

Tableau 4-63. Comparaison des pratiques mentionnées dans les cahiers des charges et des pratiques effectives (telles qu'estimées dans la méthode BVIAS) pour trois labels pour lesquels nous disposons de données comptables et cartographiques suffisantes. Source : étude BiodivLabel

	AB		AOP Comté		Label Rouge	
	Pratiques cahiers des charges	Pratiques effectives	Pratiques cahiers des charges	Pratiques effectives	Pratiques cahiers des charges	Pratiques effectives
Implantation d'ESN						
Taille des parcelles						
Diversité culturale						
Travail du sol						
Couverture du sol						
Utilisation de pesticides						
Fertilisation azotée						
Taux de chargement						

Comparaison au conventionnel	
Pratiques cahiers des charges	Pratiques effectives
Obligation et mieux disant	Plus favorables
Recommandation et/ou pas mieux disant	Similaires
Absent	Moins favorables

Le second résultat issu de l'application de ces méthodes concerne l'effet des labels sur la biodiversité, soit au travers de la note de biodiversité dans CONTRA-BiodivLabel, soit au travers de l'impact sur la biodiversité dans BVIAS. Les deux méthodes arrivent aux mêmes conclusions lorsque l'on considère l'impact sur la biodiversité par unité de surface (hectare). Nous montrons tout d'abord qu'à l'hectare, les cultures ont plus d'impact sur la biodiversité que les prairies (Figure 4-38). Nous montrons également que les trois labels bio et l'AOP Comté ont moins d'impact par hectare que les autres labels et que le conventionnel.

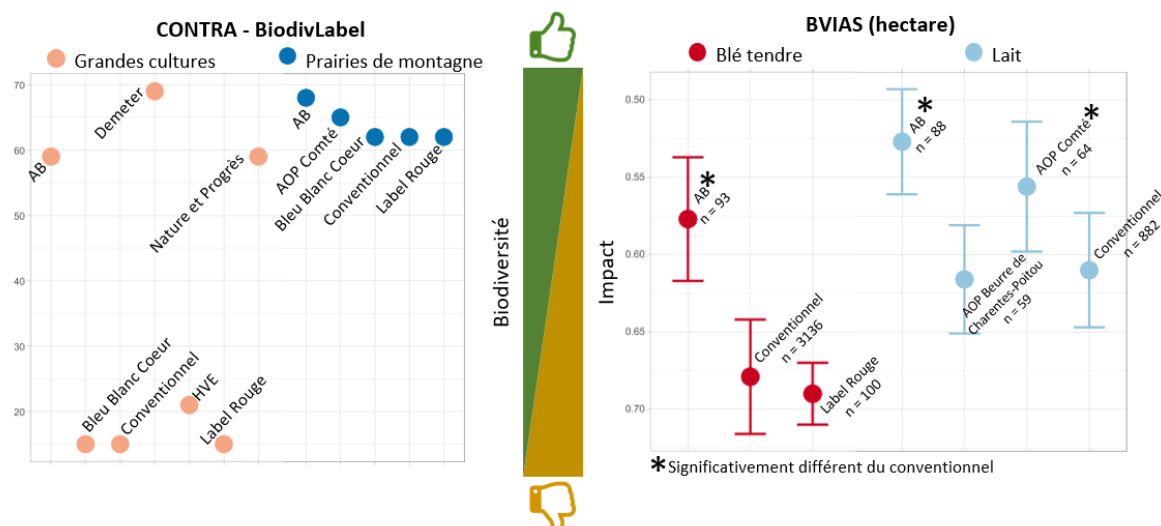


Figure 4-38. Comparaison schématique des résultats des deux pistes méthodologiques à l'hectare. Source : étude BiodivLabel.

La méthode BVIAS, qui permet de prendre en compte le rendement, montre que les résultats pour les impacts par unité de produit (kcal) sont très différents des résultats pour les impacts par unité de surface (hectare ; Figure 4-39). En effet, le lait a plus d'impact par kcal que le blé ou le maïs grain. La bio et l'AOP Comté ont également plus d'impact par unité de produit que les autres labels et le conventionnel. On note cependant que les impacts par unité de produit sont très variables, notamment pour le lait AB, du fait de la forte variabilité des rendements.

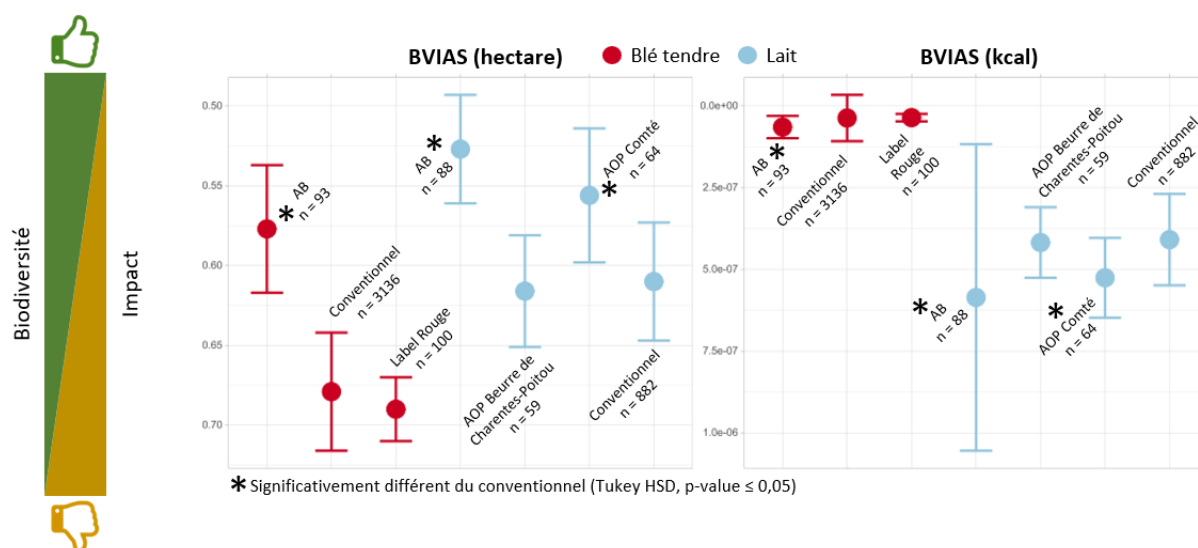


Figure 4-39. Comparaison schématique des résultats de BVIAS par unité de surface (hectare) et par unité de produit (kcal). Source : étude BiodivLabel.

La section 4.4 a ensuite décrit différentes approches pour évaluer la durabilité d'un produit de la pêche, soit à partir de la proposition d'affichage environnemental en développement au niveau européen (indicateurs CSTEP, cadre PEF), soit à partir des labels MSC et EPD. Les indicateurs de durabilité proposés par le CSTEP ont l'avantage de la généricité et de la facilité d'utilisation. L'approche peut ainsi fournir un score pour la quasi-intégralité des produits présents sur le marché européen. A l'inverse, le label MSC procède d'une analyse à l'échelle de la pêcherie, sur la base de ses pratiques propres et de ses impacts réels. Cette précision des évaluations requiert un système de contrôle et d'auditing complexe et chronophage, et donc coûteux, avec également un risque identifié d'une part de subjectivité dans l'évaluation, au moins dans la version du cahier des charges encore en vigueur aujourd'hui, la version révisée en 2022, mieux cadrée sur les critères d'évaluation, n'étant pas encore déployée à ce jour. Nous avons mis en évidence que ces deux approches

ont des implications très différentes. Les exemples détaillés dans cette section pour le cas des pêcheries françaises illustrent la probabilité non nulle que les deux méthodes véhiculent des messages différents, voire presque contradictoires, concernant les impacts, réels ou potentiels, des produits concernés sur la biodiversité. *In fine*, l'approche CSTEP évalue le risque potentiel (approche « moyens »), tandis que les labellisations MSC et EPD évaluent les pratiques individuelles des producteurs (approche « résultat »). En ce sens, ces deux méthodes peuvent fournir des informations cohérentes, mais différentes, sur les impacts du produit sur la biodiversité.

Le travail de développement des méthodes CONTRA-BiodivLabel et BVIAS a permis d'explorer deux pistes prometteuses, mais il nous a surtout amené à questionner les angles morts des méthodes existantes de quantification de l'impact de l'agriculture sur la biodiversité. Dans la dernière section de chapitre (section 4.5), nous avons tout d'abord analysé les enjeux autour du choix de l'unité fonctionnelle. Les experts de BiodivLabel n'ont pas réussi à atteindre un consensus concernant l'unité fonctionnelle la plus satisfaisante dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires. Nous avons ensuite montré que les méthodes de quantification des impacts de l'agriculture sur la biodiversité au niveau de la parcelle sous-estiment au moins quatre processus écologiques spatio-temporels. Nous avons par ailleurs mis en évidence que le déclin de la biodiversité fait partie des « *wicked problems* » du fait de la complexité des processus socio-économiques impliqués. Si une seule politique n'a évidemment pas vocation à prendre en compte l'ensemble des processus impliqués dans ces problèmes pernicieux, il nous semble néanmoins nécessaire que l'affichage environnemental des produits alimentaires soit conçu en cohérence avec l'ensemble des politiques qui visent à résoudre le déclin de la biodiversité. L'enjeu pour l'affichage environnemental est donc d'éviter deux pièges des problèmes pernicieux : l'hypothèse fausse qu'il existe une solution simple, et l'inaction face à une complexité déroutante.

Références bibliographiques

- Acosta-Alba, I.; van der Werf, H.M.G., 2011. The Use of Reference Values in Indicator-Based Methods for the Environmental Assessment of Agricultural Systems. *Sustainability*, 3 (2): 424-442. <http://dx.doi.org/10.3390/su3020424>
- Agnew, D.; Pearce, J.; Pramod, G.; Peatman, T.; Watson, R.; Beddington, J.; Pitcher, T., 2009. Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *Plos One*, 4 (2): 8. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0004570>
- Agreste, 2020. *Statistique agricole annuelle (SAA) - Cultures développées (hors fourrage, prairies, fruits, fleurs et vigne) - 2020 - Départements*.
- Alcott, B., 2005. Jevons' paradox. *Ecological Economics*, 54 (1): 9-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.020>
- Alejandre, E.M.; Scherer, L.; Guinée, J.B.; Aizen, M.A.; Albrecht, M.; Balzan, M.V.; Bartomeus, I.; Bevk, D.; Burkle, L.A.; Clough, Y.; Cole, L.J.; Delphia, C.M.; Dicks, L.V.; Garratt, M.P.D.; Kleijn, D.; Kovács-Hostyánszki, A.; Mandelik, Y.; Paxton, R.J.; Petanidou, T.; Potts, S.; Sárospataki, M.; Schulp, C.J.E.; Stavrínides, M.; Stein, K.; Stout, J.C.; Szentgyörgyi, H.; Varnava, A.I.; Woodcock, B.A.; van Bodegom, P.M., 2023. Characterization Factors to Assess Land Use Impacts on Pollinator Abundance in Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, 57 (8): 3445-3454. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.2c05311>
- Alignier, A.; Solé-Senan, X.O.; Robleño, I.; Baraibar, B.; Fahrig, L.; Giralt, D.; Gross, N.; Martin, J.L.; Recasens, J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miquet, P.; Badenhassner, I.; Baudry, J.; Bota, G.; Bretagnolle, V.; Brotons, L.; Burel, F.; Calatayud, F.; Clough, Y.; Georges, R.; Gibon, A.; Girard, J.; Lindsay, K.; Minano, J.; Mitchell, S.; Patry, N.; Poulin, B.; Tschardtke, T.; Vialatte, A.; Violle, C.; Yaverscovski, N.; Batáry, P., 2020. Configurational crop heterogeneity increases within-field plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 654-663. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13585>
- Alliot, C.; Feige-Muller, M.; Mc Adams-Marin, D.; Gissinger Alice, B.G.; Segré, H., 2021. *Étude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire. Rapport d'analyse transverse*. Paris: Basic/WWF/Greenpeace, 56 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE_WWF_BASIC_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf
- Andreasi Bassi, S.; Biganzoli, F.; Ferrara, N.; Amadei, A.; Valente, A.; Sala, S.; Ardente, F., 2023. *Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Technical report, (JRC130796), 51 p. <http://dx.doi.org/10.2760/798894>
- Angevin, F.; Fortino, G.; Bockstaller, C.; Pelzer, E.; Messéan, A., 2017. Assessing the sustainability of crop production systems: Toward a common framework? *Crop Protection*, 97: 18-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.11.018>
- Anonymous, 2011. *Un outil de diagnostic de l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité : Outil « IBEA » : Impact des pratiques agricoles sur la Biodiversité des Exploitations Agricoles*. Paris: FNE, INRA, MNHN.

- Arambourou, H.; Ferrière, S.; Oliu-Barton, M., 2024. Prélèvements et consommations d'eau : quels enjeux et usages ? *La note d'analyse de France Stratégie*, 136 (6): 1-16. <https://colidee.com/dataPlateformes/1/751/dossierPresentation/126.pdf>
- Araya, S.; Ostendorf, B.; Lyle, G.; Lewis, M., 2018. CropPhenology: An R package for extracting crop phenology from time series remotely sensed vegetation index imagery. *Ecological Informatics*, 46: 45-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoinf.2018.05.006>
- Aurousseau, P., 2004. Agrégation des paramètres et bases mathématiques de combinatoire de facteurs de risque. In: Barriuso, E.E., ed. *Estimation des risques environnementaux des pesticides*. Paris: INRA Editions, 58-74.
- Babin, C.; Espagnol, S.; Aubin, J., 2023. Effects of agricultural practices on biodiversity. A review. <https://hal.science/hal-04465927>
- Barbieri, P.; Pellerin, S.; Nesme, T., 2017. Comparing crop rotations between organic and conventional farming. *Scientific Reports*, 7: 10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-14271-6>
- Batáry, P.; Holzschuh, A.; Orci, K.M.; Samu, F.; Tschardtke, T., 2012. Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146 (1): 130-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.018>
- Batary, P.; Matthiesen, T.; Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143 (9): 2020-2027. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.05.005>
- Bateman, I.; Balmford, A., 2023. Current conservation policies risk accelerating biodiversity loss. *Nature*, 618 (7966): 671-674. <http://dx.doi.org/10.1038/d41586-023-01979-x>
- Battini, F.; Agostini, A.; Tabaglio, V.; Amaducci, S., 2016. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, 112: 91-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>
- Baudry, J.; Pointereau, P.; Seconda, L.; Vidal, R.; Taupier-Letage, B.; Langevin, B.; Allès, B.; Galan, P.; Hercberg, S.; Amiot, M.J.; Boizot-Szantai, C.; Hamza, O.; Cravedi, J.P.; Debrauwer, L.; Soler, L.G.; Lairon, D.; Kesse-Guyot, E., 2019. Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *American Journal of Clinical Nutrition*, 109 (4): 1173-1188. <http://dx.doi.org/10.1093/ajcn/nqy361>
- Beillouin, D.; Ben-Ari, T.; Malézieux, E.; Seufert, V.; Makowski, D., 2021. Positive but variable effects of crop diversification on biodiversity and ecosystem services. *Global Change Biology*, 27 (19): 4697-4710. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15747>
- Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schäfer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110>
- Bellassen, V.; Drut, M.; Antonoli, F.; Brečić, R.; Donati, M.; Ferrer-Pérez, H.; Gauvrit, L.; Hoang, V.; Knutsen Steinnes, K.; Lilavanichakul, A., 2021a. The carbon and land footprint of certified food products. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 113-126. <http://dx.doi.org/10.1515/jafio-2019-0037>
- Bellora, C.; Bureau, C., 2016. How green is organic? Indirect effects of making EU agriculture greener. *19th Annual Conference on Global Economic Analysis, Washington DC, USA*. *Global Trade Analysis Project (GTAP)*. Department of Agricultural Economics, Purdue University, West Lafayette, IN. https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/res_display.asp?RecordID=5003
- Besnard, A.G.; Secondi, J., 2014. Hedgerows diminish the value of meadows for grassland birds: Potential conflicts for agri-environment schemes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 189: 21-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.014>
- Birrer, S.; Zellweger-Fischer, J.; Stoeckli, S.; Korner-Nievergelt, F.; Balmer, O.; Jenny, M.; Pfiffner, L., 2014. Biodiversity at the farm scale: A novel credit point system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 197: 195-203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.008>
- Bockstaller, C.; Angevin, F.; Bergez, J.-E.; Therond, O.; van der Werf, H.M.G., 2019. L'évaluation multicritère des systèmes agricole : une révolution des méthodes. In: Richard, G.; Stengel, P.; Lemaire, G.; Cellier, P.; Valceschini, E. (Eds.), ed. *Une agronomie pour Le XXI^e Siècle*. Versailles: Editions Quae., 150-162.
- Bockstaller, C.; Beauchet, S.; Manneville, V.; Amiaud, B.; Botreau, R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 97: 130-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Bockstaller, C.; Feschet, P.; Angevin, F., 2015. Issues in evaluating sustainability of farming systems with indicators. *OCL*, 22 (1): D102. <http://dx.doi.org/10.1051/ocl/2014052>
- Bockstaller, C.; Girardin, P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76 (2): 639-653. [http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X\(02\)00053-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0308-521X(02)00053-7)
- Bockstaller, C.; Guichard, L.; Makowski, D.; Aveline, A.; Girardin, P.; Plantureux, S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 139-149. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007052>
- Bockstaller, C.; Sirami, C.; Sheeren, D.; Keichinger, O.; Arnaud, L.; Favreau, A.; Angevin, F.; Laurent, D.; Marchand, G.; De Laroche, E.; Ceschia, E., 2021. Apports de la télédétection au calcul d'indicateurs agri-environnementaux au service de la PAC, des agriculteurs et porteurs d'enjeu. *Innovations Agronomiques*, 83: 43-59.
- Bodini, A.; Chiussi, S.; Donati, M.; Bellassen, V.; Török, Á.; Dries, L.; Čorić, D.S.; Gauvrit, L.; Tsakiridou, E.; Majewski, E.; Ristic, B.; Stojanovic, Z.; Gil Roig, J.M.; Lilavanichakul, A.; An, N.Q.; Arfini, F., 2021. Water Footprint of Food Quality Schemes. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 145-160. <http://dx.doi.org/10.1515/jafio-2019-0045>
- Bohanec, M.; Messéan, A.; Scatasta, S.; Angevin, F.; Griffiths, B.; Krogh, P.H.; Znidarsic, M.; Dzeroski, S., 2008. A qualitative multi-attribute model for economic and ecological assessment of genetically modified crops. *Ecological Modelling*, 215 (1-3): 247-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.02.016>
- Boizot-Szantai, C.; Hamza, O.; Soler, L.G., 2017. Organic consumption and diet choice: An analysis based on food purchase data in France. *Appetite*, 117: 17-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2017.06.003>

- Bommarco, R.; Kleijn, D.; Potts, S.G., 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (4): 230-238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.012>
- Boone, L.; Roldán-Ruiz, I.; Van Linden, V.; Muylle, H.; Dewulf, J., 2019. Environmental sustainability of conventional and organic farming: Accounting for ecosystem services in life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 695: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133841>
- Brans, J.P.; Vincke, P.; Mareschal, B., 1986. How to select and how to rank projects - the Promethee method. *European Journal of Operational Research*, 24 (2): 228-238. [http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217\(86\)90044-5](http://dx.doi.org/10.1016/0377-2217(86)90044-5)
- Brown, E.; Vazquez-Rowe, I.; Ulrich, C.; Asselin, A.-C.; Casonato, C.; Ferrara, N.; Ardente, F.; Garcia Herrero, L., 2025. *Exploring environmental impact methodologies to quantify fish stock exploitation and seabed impacts of fishing - Evaluating LCA and Non-LCA Approaches*, . Luxembourg: Publications Office of the European Union, , (JRC 142085).
- Brühl, C.A.; Bakanov, N.; Köthe, S.; Eichler, L.; Sorg, M.; Hören, T.; Mühlethaler, R.; Meinel, G.; Lehmann, G.U.C., 2021. Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports*, 11 (1): 10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w>
- Buse, J.; Slachta, M.; Sladeczek, F.X.J.; Pung, M.; Wagner, T.; Entling, M.H., 2015. Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles. *Biological Conservation*, 187: 112-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.04.011>
- Calvet, R., 2005. *Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales*. Paris: Editions France Agricole (Référence scientifique), 637 p. <https://books.google.fr/books?id=YaSjZm4E0EwC>
- Caprio, E.; Nervo, B.; Isaia, M.; Allegro, G.; Rolando, A., 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems*, 136: 61-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.009>
- Carpani, M.; Bergez, J.E.; Monod, H., 2012. Sensitivity analysis of a hierarchical qualitative model for sustainability assessment of cropping systems. *Environmental Modelling & Software*, 27-28: 15-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.10.002>
- Carpentieri, P.; Nastasi, A.; Sessa, M.; Srouf, A., 2021. *Incidental catch of vulnerable species in Mediterranean and Black Sea fisheries – A review*. Roma: FAO; General Fisheries Commission for the Mediterranean, Studies and Reviews No. 101, 338 p. <http://www.fao.org/3/cb5405en/cb5405en.pdf>
- Carrié, R.; Ekroos, J.; Smith, H.G., 2022. Turnover and nestedness drive plant diversity benefits of organic farming from local to landscape scales. *Ecological Applications*, 32 (4): 15. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.2576>
- Carrié, R.; Smith, H.G.; Ekroos, J., 2024. Sensitivity to agricultural inputs and dispersal limitation determine the response of arable plants to time since transition to organic farming. *Journal of Applied Ecology*, 61 (6): 1227-1242. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.14650>
- CDC Biodiversité, 2023. *Agribest®, développement technique d'un module consacré aux services écosystémiques* Dossiers de la MEB n°45 mai, 36 p. <https://www.cdc-biodiversite.fr/download/publication-dossier-meb-n45-agribest/?wpdmml=7329&refresh=664ef0f721e221716449527>
- Chao, A.N.; Chiu, C.H.; Jost, L., 2014. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, Vol 45. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 297-324. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540>
- Chaplin-Kramer, R.; Chappell, M.J.; Bennett, E.M., 2023. Un-yielding: Evidence for the agriculture transformation we need. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1520 (1): 89-104. <http://dx.doi.org/10.1111/nyas.14950>
- Chaudhary, A.; Brooks, T.M., 2018. Land Use Intensity-Specific Global Characterization Factors to Assess Product Biodiversity Footprints. *Environmental Science & Technology*, 52 (9): 5094-5104. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b05570>
- Chaudhary, A.; Verones, F.; de Baan, L.; Hellweg, S., 2015. Quantifying Land Use Impacts on Biodiversity: Combining Species-Area Models and Vulnerability Indicators. *Environmental Science & Technology*, 49 (16): 9987-9995. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b02507>
- Chenu, C.; Butault, J.-P., 2015. Action 3 : Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans les sols. *Agriculture et gaz à effet de serre: dix actions pour réduire les émissions*. Versailles: Éditions Quae (Matière à débattre & décider).
- Chiaia-Hernandez, A.C.; Keller, A.; Wächter, D.; Steinlin, C.; Camenzuli, L.; Hollender, J.; Krausst'Il, M., 2017. Long-Term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environmental Science & Technology*, 51 (18): 10642-10651. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02529>
- Cicek, S.; Boone, K.; Broekema, R., 2024. *State of the art analysis of LCA-based ecolabelling schemes in Europe*. Wageningen: Wageningen Economic Research, (Report 2024), 54 p. <http://dx.doi.org/10.18174/680057>
- Cinelli, M.; Coles, S.R.; Kirwan, K., 2014. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. *Ecological Indicators*, 46: 138-148. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.011>
- Cinelli, M.; Kadzinski, M.; Gonzalez, M.; Slowinski, R., 2020. How to support the application of multiple criteria decision analysis? Let us start with a comprehensive taxonomy. *Omega-International Journal of Management Science*, 96: 22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.omega.2020.102261>
- Cloâtre, T., 2018. *Projet ICV pêche : Rapport méthodologique du projet ICV Pêche. Inventaires du Cycle de Vie de quelques produits de la pêche française*. Paris: Ademe, Expertises, 86 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation/les-donnees/documentation-complete#3.-les-rapports-methodologiques-specifiques-a-differents-produits-ou-etapes-du-cycle-de-vie>
- Coinon, M., 2022. *Essays on Spatial Externalities and Organic Farming*. Ph.D. Thesis. Université Bourgogne Franche-Comté, 180 p.

- Cordeau, S.; Wayman, S.; Ketterings, Q.M.; Pelzer, C.J.; Sadeghpour, A.; Ryan, M.R., 2021. Long-Term Soil Nutrient Management Affects Taxonomic and Functional Weed Community Composition and Structure. *Frontiers in Agronomy*, 3: 12. <http://dx.doi.org/10.3389/fagro.2021.636179>
- Corre, T.; Pomeon, T.; Regolo, J., 2023. *Méthode de sirétisation ODR*. Toulouse: INRAE, Observatoire du développement rural, 59 p. https://hal.inrae.fr/hal-04065823v1/file/methode_siretisation_2023.pdf
- Costello, C.; Ovando, D.; Clavelle, T.; Strauss, C.; Hilborn, R.; Melnychuk, M.; Branch, T.; Gaines, S.; Szuwalski, C.; Cabral, R.; Rader, D.; Leland, A., 2016. Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (18): 5125-5129. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1520420113>
- Craheix, D.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Doré, T., 2012. MASC 2.0, un outil d'évaluation multicritère pour estimer la contribution des systèmes de culture au développement durable. *Innovations Agronomiques*, 20: 35-48.
- Craheix, D.; Bergez, J.E.; Angevin, F.; Bockstaller, C.; Bohanec, M.; Colomb, B.; Doré, T.; Fortino, G.; Guichard, L.; Pelzer, E.; Méssean, A.; Reau, R.; Sadok, W., 2015. Guidelines to design models assessing agricultural sustainability, based upon feedbacks from the DEXi decision support system. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1431-1447. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0315-0>
- Crenna, E.; Sinkko, T.; Sala, S., 2019. Biodiversity impacts due to food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 227: 378-391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.054>
- Curran, M.A., 2014. Strengths and Limitations of Life Cycle Assessment. In: Klopffer, W., ed. *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Springer (LCA Compendium-The Complete World of Life Cycle Assessment), 189-206. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3_6
- Dallaporta, B.; Bonnot, S.; Bockstaller, C., 2023. *Présentation succincte d'un indicateur prédictif des impacts des systèmes agricoles sur la biodiversité locale (BioSyScan v.2.0)*.
- de Baan, L.; Alkemade, R.; Koellner, T., 2013. Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (6): 1216-1230. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0412-0>
- De Marchi, E.; Cavaliere, A.; Pucillo, F.; Banterle, A.; Nayga, R.M., Jr., 2023. Dynamics of demand-side and supply-side responses to front-of-pack nutrition labels: a narrative review. *European Review of Agricultural Economics*, 50 (2): 201-231. <http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbac031>
- De Schryver, A.M.; Goedkoop, M.J.; Leuven, R.; Huijbregts, M.A.J., 2010. Uncertainties in the application of the species area relationship for characterisation factors of land occupation in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (7): 682-691. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0205-2>
- de Snoo, G.R.; van der Poll, R.J., 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 73 (1): 1-6. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00008-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00008-0)
- DeFries, R.; Nagendra, H., 2017. Ecosystem management as a wicked problem. *Science*, 356 (6335): 265-+. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aal1950>
- den Braber, B.; Oldekop, J.; Devenish, K.; Godar, J.; Nolte, C.; Schmoeller, M.; Evans, K., 2024. Socio-economic and environmental trade-offs in Amazonian protected areas and Indigenous territories revealed by assessing competing land uses. *Nature Ecology & Evolution*: 23. <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-024-02458-w>
- Desquilbet, M.; Dorin, B.; Couvet, D., 2017. Land Sharing vs Land Sparing to Conserve Biodiversity: How Agricultural Markets Make the Difference. *Environmental Modeling & Assessment*, 22 (3): 185-200. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-016-9531-5>
- dos Reis, J.C.; Rodrigues, G.S.; de Barros, I.; Rodrigues, R.D.R.; Garrett, R.D.; Valentim, J.F.; Kamoi, M.Y.T.; Michetti, M.; Wruck, F.J.; Rodrigues, S., 2023. Fuzzy logic indicators for the assessment of farming sustainability strategies in a tropical agricultural frontier. *Agronomy for Sustainable Development*, 43 (1): 18. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-022-00858-5>
- Driscoll, D.A.; Banks, S.C.; Barton, P.S.; Lindenmayer, D.B.; Smith, A.L., 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (10): 605-613. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.010>
- Dubois, P.; Albuquerque, P.; Allais, O.; Bonnet, C.; Bertail, P.; Combris, P.; Lahlou, S.; Rigal, N.; Ruffieux, B.; Chandon, P., 2021. Effects of front-of-pack labels on the nutritional quality of supermarket food purchases: evidence from a large-scale randomized controlled trial. *Journal of the Academy of Marketing Science*, 49 (1): 119-138. <http://dx.doi.org/10.1007/s11747-020-00723-5>
- Dubosc, N.; Glandières, A.; Roubière, M., . , 2016. Agriculture bio. *Les Dossiers d'Agri'scope*: 12 p. https://region-occitanie.cerfrance.fr/upload/files/document/6310724f03bda0.86601482_58caa5d6b939d_dossier_special_agricopie_analyse_exploitations_gc_bio_cerfrance_mp_cra_occitanie_dec_2016_bd_v2.pdf
- Dumont, B.; Farruggia, A.; Garel, J.P.; Bachelard, P.; Boitier, E.; Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science*, 64 (1): 92-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>
- Dumont, B.; Rossignol, N.; Decuq, F.; Note, P.; Farruggia, A., 2020. How does pasture size alter plant-herbivore interactions among grazing cattle? *Grass and Forage Science*, 75 (4): 438-446. <http://dx.doi.org/10.1111/gfs.12503>
- Dumont, B.C.; Dupraz, P.C.; Aubin, J.; Benoit, M.; Bouamra-Mechemache, Z.; Chatellier, V.; Delaby, L.; Delfosse, C.; Dourmad, J.Y.; Duru, M.; Frappier, L.; Friant-Perrot, M.; Gaigné, C.; Girard, A.; Guichet, J.L.; Havlik, P.; Hostiou, N.; Huguenin-Elie, O.; Klumpp, K.; Langlais, A.; Lemauiel-Lavenant, S.; Le Perchec, S.; Lepiller, O.; Méda, B.; Ryschawy, J.; Sabatier, R.; Veissier, I.; Verrier, E.; Vollet, D.; Savini, I.; Hercule, J.; C., D., 2016. *Rôles impacts et services issus des élevages en Europe. Synthèse de l'expertise scientifique collective*. Paris: INRA.

- Dunning, J.B.; Danielson, B.J.; Pulliam, H.R., 1992. Ecological Processes That Affect Populations in Complex Landscapes. *Oikos*, 65 (1): 169-175. <http://dx.doi.org/10.2307/3544901>
- EEA, 2005. *Agriculture and environment in EU-15 - The IRENA indicator report*. Copenhagen (Denmark): European Environmental Agency (EEA), EEA Report No 6/2005, 128 p. https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2005_6/at_download/file
- Eigaard, O.; Bastardie, F.; Hintzen, N.; Buhl-Mortensen, L.; Buhl-Mortensen, P.; Catarino, R.; Dinesen, G.; Egekvist, J.; Fock, H.; Geitner, K.; Gerritsen, H.; González, M.; Jonsson, P.; Kavasdas, S.; Laffargue, P.; Lundy, M.; Gonzalez-Mirelis, G.; Nielsen, J.; Papadopoulou, N.; Posen, P.; Pulcinella, J.; Russo, T.; Sala, A.; Silva, C.; Smith, C.; Vanelslander, B.; Rijnsdorp, A., 2017. The footprint of bottom trawling in European waters: distribution, intensity, and seabed integrity. *Ices Journal of Marine Science*, 74 (3): 847-865. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsw194>
- Enea, M.; Salemi, G., 2001. Fuzzy approach to the environmental impact evaluation. *Ecological Modelling*, 136 (2-3): 131-147. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00380-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00380-X)
- Eno, N.; MacDonald, D.; Kinnear, J.; Amos, S.; Chapman, C.; Clark, R.; Bunker, F.; Munro, C., 2001. Effects of crustacean traps on benthic fauna. *Ices Journal of Marine Science*, 58 (1): 11-20. <http://dx.doi.org/10.1006/jmsc.2000.0984>
- Erm, P.; Balmford, A.; Holden, M.H., 2023. The biodiversity benefits of marine protected areas in well-regulated fisheries. *Biological Conservation*, 284: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110049>
- Esler, D., 2000. Applying metapopulation theory to conservation of migratory birds. *Conservation Biology*, 14 (2): 366-372. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98147.x>
- Estel, S.; Mader, S.; Levers, C.; Verburg, P.H.; Baumann, M.; Kuemmerle, T., 2018. Combining satellite data and agricultural statistics to map grassland management intensity in Europe. *Environmental Research Letters*, 13 (7): 10. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aacc7a>
- European Commission, 2013. Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations Text with EEA relevance. *JO UE 2013/179/EU* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013H0179>
- European Commission, 2021. Commission Recommendation on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. *C/2021/9332 final*. [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=PI_COM:C\(2021\)9332&qid=1689667489548](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=PI_COM:C(2021)9332&qid=1689667489548)
- European Commission; Joint Research Centre; Institute for Environment and Sustainability, 2010. *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union; International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook, (EUR 24708-JRC 48157), 394 p. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>
- Fahrig, L.; Baudry, J.; Brotons, L.; Burel, F.G.; Crist, T.O.; Fuller, R.J.; Sirami, C.; Siriwardena, G.M.; Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14 (2): 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- FAO, 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 - Blue Transformation in action*. Rome: FAO (*The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA)*, n°2024), 264 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cd0683en>
- Ferraro, D.O., 2009. Fuzzy knowledge-based model for soil condition assessment in Argentinean cropping systems. *Environmental Modelling & Software*, 24 (3): 359-370. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2008.07.006>
- Finch, D.; Schofield, H.; Floate, K.D.; Kubasiewicz, L.M.; Mathews, F., 2020. Implications of Endectocide Residues on the Survival of Aphodiine Dung Beetles: A Meta-Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (4): 863-872. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.4671>
- Fischer, J.; Abson, D.J.; Butsic, V.; Chappell, M.J.; Ekroos, J.; Hanspach, J.; Kuemmerle, T.; Smith, H.G.; von Wehrden, H., 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters*, 7 (3): 149-157. <http://dx.doi.org/10.1111/conl.12084>
- Foltz, J.C.; Lee, J.G.; Martin, M.A.; Preckel, P.V., 1995. Multiattribute assessment of alternative cropping systems. *American Journal of Agricultural Economics*, 77 (2): 408-420. <http://dx.doi.org/10.2307/1243550>
- Foster, D.; Swanson, F.; Aber, J.; Burke, I.; Brokaw, N.; Tilman, D.; Knapp, A., 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience*, 53 (1): 77-88. [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0077:Tiolul\]2.0.Co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0077:Tiolul]2.0.Co;2)
- Franzluebbers, A.J.; Gastal, F., 2019. *Building Agricultural Resilience With Conservation Pasture-Crop Rotations*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (*Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*). <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-811050-8.00007-8>
- Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261: 33-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021>
- Froese, R.; Demirel, N.; Coro, G.; Kleisner, K.M.; Winker, H., 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries*, 18 (3): 506-526. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12190>
- Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; Wermeille, A.; Sayari, 2023. *Affichage environnemental et produits de la mer*. Angers: Ademe, 64 p. <https://librairie.ademe.fr/consommer-autrement/6705-affichage-environnemental-gt-mer.html>
- Gallego-Zamorano, J.; Huijbregts, M.A.J.; Schipper, A.M., 2022. Changes in plant species richness due to land use and nitrogen deposition across the globe. *Diversity and Distributions*, 28 (4): 745-755. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.13476>
- García-Vega, D.; Dumas, P.; Prudhomme, R.; Kremen, C.; Aubert, P.M., 2024. A safe agricultural space for biodiversity. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 8: 19. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2024.1328800>
- García, V.; Gaspart, F.; Kastner, T.; Meyfroidt, P., 2020. Agricultural intensification and land use change: assessing country-level induced intensification, land sparing and rebound effect. *Environmental Research Letters*, 15 (8): 11. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/ab8b14>

- Garnett, T., 2013. Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proceedings of the Nutrition Society*, 72 (1): 29-39. <http://dx.doi.org/10.1017/s0029665112002947>
- Gasparatos, A.; Scolobig, A., 2012. Choosing the most appropriate sustainability assessment tool. *Ecological Economics*, 80: 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.05.005>
- Gathmann, A.; Tschantke, T., 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71 (5): 757-764. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>
- Gaujour, E.; Amiaud, B.; Mignolet, C.; Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 133-160. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0015-3>
- Gésan-Guiziou, G.; Alaphilippe, A.; Aubin, J.; Bockstaller, C.; Boutrou, R.; Buche, P.; Collet, C.; Girard, A.; Martinet, V.; Membré, J.M.; Sabbadin, R.; Thiollot-Scholtus, M.; van der Werf, H.M.G., 2020. Diversity and potentiality of multi-criteria decision analysis methods for agri-food research. *Agronomy for Sustainable Development*, 40 (6): 11. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-020-00650-3>
- Gibert, C.; Gimaret, M.; Coulon, F.; Pointereau, P.; Domingo, J.; Sanchez, V.; Garcia Pierna, L.; Del Rio, A.; Lludes, T.; Hörmann, S.; Gattenlöhner, U.; Teixeira, C.M.C.; Sarmiento, N.; Fröhle, K.; Wolf, S.; Hammerl, M.; Weitzmann, A.; Ollie, M.; Schneider, H.; Frank, N., 2018. *Biodiversity Performance Tool A tool to assess the functional biodiversity potential at farm level Version 1.0 Life Food & Biodiversity Principles & User manual*. Toulouse, France.
- Girardin, P.; Guichard, L.; Bockstaller, C., 2005. *Indicateurs et tableaux de bord. Guide pratique pour l'évaluation*. Londres, Paris, New-York: Tec et Doc - Lavoisier.
- Girardin, P.; Sardet, E., 2002. Assessment of environmental standards for arable farms. *Ecolabels and the Greening of the Food Market*. Boston, 7-9/11/2002. Friedman School of Nutrition Science and Policy, Tufts University, 197-205.
- Gong, S.X.; Hodgson, J.A.; Tschantke, T.; Liu, Y.H.; van der Werf, W.; Batáry, P.; Knops, J.M.H.; Zou, Y., 2022. Biodiversity and yield trade-offs for organic farming. *Ecology Letters*, 25 (7): 1699-1710. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.14017>
- Grati, F.; Druon, J.-N.; Gascuel, D.; Absil, C.; Bastardie, F.; Bonanomi, S.; Fabi, G.; Glemarec, G.; Guitton, J.; Hornborg, S.; Iriondo, A.; Jung, A.; Kalogirou, S.; Veli, D.L.; Lloret, J.; Maravelias, C.; Moutopoulos, D.K.; Raid, T.; Rindorf, A.; Sala, A.; Scanu, M.; Scarcella, G.; Tičina, V.; Ulrich, C.; Lucchetti, A., 2025. Fisheries Performance Indicators for Assessing the Ecological Sustainability of Wild-Caught Seafood Products in Europe. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26: 100632, 12 p. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4960534>
- Grau, R.; Kuemmerle, T.; Macchi, L., 2013. Beyond 'land sparing versus land sharing': environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (5): 477-483. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.001>
- Green, R.E.; Cornell, S.J.; Scharlemann, J.P.W.; Balmford, A., 2005. Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307 (5709): 550-555. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1106049>
- Grunert, K.G., 2011. Sustainability in the food sector: A consumer behaviour perspective. *International Journal on Food System Dynamics*, 2 (3): 207-218. <http://centmapress.ilb.uni-bonn.de/ojs/index.php/fsd/article/viewFile/169/162>
- Grupp, T.; Mishra, P.; Reynaert, M.; van Benthem, A.A., 2024. *An Evaluation of Protected Area Policies in the European Union*. Toulouse: Toulouse School of Economics, (Working Papers, n°1490), 39 p. https://www.tse-fr.eu/sites/default/files/TSE/documents/doc/wp/2023/wp_tse_1490.pdf
- Guerbet, M.; Jouany, J.M., 2002. Value of the SIRIS method for the classification of a series of 90 chemicals according to risk for the aquatic environment. *Environmental Impact Assessment Review*, 22 (4): 377-391. [http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255\(02\)00008-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0195-9255(02)00008-2)
- Guerci, M.; Knudsen, M.T.; Bava, L.; Zucali, M.; Schönbach, P.; Kristensen, T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, 54: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>
- Guillaume, S.; Charnomordic, B., 2010. Interpretable fuzzy inference systems for cooperation of expert knowledge and data in agricultural applications using FisPro. *2010 IEEE International Conference on Fuzzy Systems, 18-23 July 2010*. Barcelona, Spain. IEEE, 1-8. <http://dx.doi.org/10.1109/FUZZY.2010.5584673>
- Haberlandt, U.; Krysanova, V.; Bárdossy, A., 2002. Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part II: regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecological Modelling*, 150 (3): 277-294. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00526-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00526-9)
- Hallström, E.; Davis, J.; Woodhouse, A.; Sonesson, U., 2018. Using dietary quality scores to assess sustainability of food products and human diets: A systematic review. *Ecological Indicators*, 93: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.071>
- Hawes, C.; Young, M.W.; Banks, G.; Begg, G.S.; Christie, A.; Iannetta, P.P.M.; Karley, A.J.; Squire, G.R., 2019. Whole-Systems Analysis of Environmental and Economic Sustainability in Arable Cropping Systems: A Case Study. *Agronomy-Basel*, 9 (8): 16. <http://dx.doi.org/10.3390/agronomy9080438>
- Hélias, A.; Langlois, J.; Fréon, P., 2018. Fisheries in life cycle assessment: Operational factors for biotic resources depletion. *Fish and Fisheries*, 19 (6): 951-963. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12299>
- Helias, A.; Stanford-Clark, C.; Bach, V., 2023. A new impact pathway towards ecosystem quality in life cycle assessment: characterisation factors for fisheries. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 28 (4): 367-379. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-023-02136-2>
- Helias, A.; van der Werf, H.M.G.; Soler, L.G.; Aggeri, F.; Dourmad, J.Y.; Julia, C.; Nabec, L.; Pellerin, S.; Ruffieux, B.; Trystram, G., 2022. Implementing environmental labelling of food products in France. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 27 (7): 926-931. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-022-02071-8>
- Henckel, L.; Börger, L.; Meiss, H.; Gaba, S.; Bretagnolle, V., 2015. Organic fields sustain weed metacommunity dynamics in farmland landscapes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1808): 9. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0002>

- Herva, M.; Roca, E., 2013. Review of combined approaches and multi-criteria analysis for corporate environmental evaluation. *Journal of Cleaner Production*, 39: 355-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.058>
- Hiddink, J.G.; Valanko, S.; Delargy, A.J.; van Denderen, P.D., 2023. Setting thresholds for good ecosystem state in marine seabed systems and beyond. *Ices Journal of Marine Science*, 80 (4): 698-709. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsad035>
- Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Tschamtké, T., 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, 117 (3): 354-361. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>
- Husson, E.; Delesse, L.; Paget, A.; Courbou, R.; Bellassen, V.; Drut, M., 2019. PDO Comté Cheese in France. *Sustainability of European Food Quality Schemes: Multi-Performance, Structure, and Governance of PDO, PGI, and Organic Agri-Food Systems*: 405-426. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-27508-2_21
- ICES, 2010. Introduction to advice (2010). *General ICES Advice guidelines. Report*. <http://dx.doi.org/10.17895/ices.pub.18674489.v1>
- IDELE, 2021. Les chiffres clés des prairies et des parcours. Paris: Idele, 28 p. https://idele.fr/?eID=cmis_download&oID=workspace%3A%2F%2FSpacesStore%2F7ee4dd2b-278a-4490-a462-70da75ead88b&cHash=d0f97c0946b2a30777ab2634cf024751
- IPBES; Brondizio, E.S.; Settele, J.; Díaz, S.; Ngo, H.T., 2019. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Bonn, Germany: IPBES secretariat. <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.3831673>
- IPCC, 2016. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories* <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>
- IPCC, 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/index.html>
- Jalihal, S.; Rana, S.; Sharma, S., 2022. Systematic mapping on the importance of vultures in the Indian public health discourse. *Environmental Sustainability*, 5 (2): 135-143. <http://dx.doi.org/10.1007/s42398-022-00224-x>
- Jayet, P.-A.; Petsakos, A.; Chakir, R.; Lungarska, A.; Cara, S.D.; Petel, E.; Humblot, P.; Godard, C.; Leclère, D.; Cantelaube, P.; Bourgeois, C.; Clodic, M.; Bamière, L.; Fradj, N.B.; Aghajanzadeh-Darzi, P.; Dumollard, G.; Isbasoiu, A.; Adrian, J.; Pilchak, G.; Bounaffaa, M.; Barberis, D.; Assaïante, C.; Ollier, M.; Henry, L.; Florio, A.; Chiadmi, I.; Gossiaux, E.; Ramirez, E.; Gérard, M.; Reineix, J.; Zuravel, O.; Baldi, L.; Weng, M., 2023. *The European agro-economic model AROPAJ*: INRAE-PSAE. <http://dx.doi.org/10.17180/nxw3-3537>
- Jeanneaux, P.; Blasquet-Revol, H.; Gillot, M., 2018. *La compétitivité hors coût des exploitations agricoles françaises : une analyse des effets des signes de qualité et d'origine*: UMR Territoires (AgroParisTech, INRAE, Université Clermont-Auvergne, VetagroSup), 119 p. <https://inrap.hal.science/VETAGRO-TERRITOIRES/hal-04466297v1>
- Jeanneret, P.; Baumgartner, D.; Freiermuth, R.; Gaillard, G., 2006. *Méthode d'évaluation de l'impact des activités agricoles sur la biodiversité dans les bilans écologiques*. Zurich: Salca bd. Agroscope FAL Reckenholz, 67 p.
- Jeanneret, P.; Baumgartner, D.U.; Knuchel, R.F.; Koch, B.; Gaillard, G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators*, 46: 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.06.030>
- Jeanneret, P.; Lüscher, G.; Schneider, M.K.; Pointereau, P.; Arndorfer, M.; Bailey, D.; Balázs, K.; Baldi, A.; Choisis, J.P.; Dennis, P.; Diaz, M.; Eiter, S.; Elek, Z.; Fjellstad, W.; Frank, T.; Friedel, J.K.; Geijzenborffer, I.R.; Gillingham, P.; Gomiero, T.; Jerkovich, G.; Jongman, R.H.G.; Kainz, M.; Kovács-Hostyánszki, A.; Moreno, G.; Nascimbene, J.; Oschatz, M.L.; Paoletti, M.G.; Sarthou, J.P.; Siebrecht, N.; Sommaggio, D.; Wolfrum, S.; Herzog, F., 2021. An increase in food production in Europe could dramatically affect farmland biodiversity. *Communications Earth & Environment*, 2 (1): 8. <http://dx.doi.org/10.1038/s43247-021-00256-x>
- Jost, L., 2006. Entropy and diversity. *Oikos*, 113 (2): 363-375. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Keichinger, O., 2001. *Evaluation de l'impact des pratiques agricoles d'exploitations de grandes cultures sur la valeur cynégétique à l'aide d'indicateurs agro-écologiques*. Thèse (Doctorat). INPL-ENSAIA, Nancy.
- Kesse-Guyot, E.; Lairon, D.; Allès, B.; Seconda, L.; Rebouillat, P.; Brunin, J.; Vidal, R.; Taupier-Letage, B.; Galan, P.; Amiot, M.J.; Péneau, S.; Touvier, M.; Boizot-Santai, C.; Ducros, V.; Soler, L.G.; Cravedi, J.P.; Debrauwer, L.; Hercberg, S.; Langevin, B.; Pointereau, P.; Baudry, J., 2022. Key Findings of the French BioNutriNet Project on Organic Food-Based Diets: Description, Determinants, and Relationships to Health and the Environment. *Advances in Nutrition*, 13 (1): 208-224. <http://dx.doi.org/10.1093/advances/nmab105>
- Kleijn, D.; Snoeijs, G.I.J., 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 34 (6): 1413-1425. <http://dx.doi.org/10.2307/2405258>
- Klein, N.; Herzog, F.; Jeanneret, P.; Kay, S., 2023. Validating Farmland Biodiversity Life Cycle Assessment at the Landscape Scale. *Environmental Science & Technology*, 57 (25): 9184-9193. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.2c09677>
- Knudsen, M.T.; Dorca-Preda, T.; Djomo, S.N.; Peña, N.; Padel, S.; Smith, L.G.; Zollitsch, W.; Hörtenhuber, S.; Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production*, 215: 433-443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- Koch, P.; Salou, T., 2020. *AGRIBALYSE®: Methodologie, Volet Agriculture – Version 3.0*. Angers: ADEME, 342 p.
- Kordbacheh, F.; Flaten, D.N.; Gulden, R.H., 2023. Weed community dynamics under repeated fertilization with different nutrient sources over 5 years. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 346: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108328>
- Kremen, C., 2015. *Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation*. Oxford: Blackwell Science Publ (Year in Ecology and Conservation Biology). <http://dx.doi.org/10.1111/nyas.12845>
- Kuipers, K.J.J.; May, R.F.; Graae, B.J.; Verones, F., 2019. Reviewing the potential for including habitat fragmentation to improve life cycle impact assessments for land use impacts on biodiversity. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24 (12): 2206-2219. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01647-1>

- Kunin, W.E.; Harte, J.; He, F.L.; Hui, C.; Jobe, R.T.; Ostling, A.; Polce, C.; Sizling, A.; Smith, A.B.; Smith, K.; Smart, S.M.; Storch, D.; Tjorve, E.; Ugland, K.I.; Ulrich, W.; Varma, V., 2018. Upscaling biodiversity: estimating the species-area relationship from small samples. *Ecological Monographs*, 88 (2): 170-187. <http://dx.doi.org/10.1002/ecm.1284>
- Lairez, J.; Feschet, P.; Aubin, J.; Bockstaller, C.; Bouvarel, I., 2015. *Agriculture et développement durable : guide pour l'évaluation multicritère. Evaluer la durabilité en agriculture - Guide pour l'analyse multicritère en productions animales et végétales.* Versailles, France: Editions Quae.
- Lambotte, M.; De Cara, S.; Brocas, C.; Bellassen, V., 2023. Organic farming offers promising mitigation potential in dairy systems without compromising economic performances. *Journal of Environmental Management*, 334: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117405>
- Le Mouél, C.; Lattre-Gasquet, D.; Mora, O., 2018. *Land use and food security in 2050: a narrow road.* Versailles: Editions Quae, 400 p. <http://dx.doi.org/10.35690/978-2-7592-2880-5>
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavelle, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P., M., T., ., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies.*
- Leforestier, S., 2024. *Estimation de la pêche illégale étrangère en Guyane française: CRPMEM Guyane*, 64 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2024-09/Rapport_Scientifique_Peche_INN_VF.pdf
- Li, G.D.; Fang, C.L.; Watson, J.E.M.; Sun, S.; Qi, W.; Wang, Z.B.; Liu, J.G., 2024. Mixed effectiveness of global protected areas in resisting habitat loss. *Nature Communications*, 15 (1): 17. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-024-52693-9>
- Lindner, J.-P.; Koch, P.; Fehrenbach, H.; Buerck, S., 2022. *Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse. Final report: IFEU*, 60 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agribalyse>
- Lindner, J.P.; Eberle, U.; Knuepfer, E.; Coelho, C.R.V., 2021. Moving beyond land use intensity types: assessing biodiversity impacts using fuzzy thinking. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26 (7): 1338-1356. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-021-01899-w>
- Lindner, J.P.; Fehrenbach, H.; Winter, L.; Bischoff, M.; Bloemer, J.; Knuepfer, E., 2019. Valuing Biodiversity in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 11 (20): 24. <http://dx.doi.org/10.3390/su11205628>
- Lippert, C.; Feuerbacher, A.; Narjes, M., 2021. Revisiting the economic valuation of agricultural losses due to large-scale changes in pollinator populations. *Ecological Economics*, 180: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106860>
- Loconto, A.; Desquilbet, M.; Moreau, T.; Couvet, D.; Dorin, B., 2020. The land sparing - land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. *Land Use Policy*, 96: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.014>
- Lüscher, G.; Nemecek, T.; Arndorfer, M.; Balázs, K.; Dennis, P.; Fjellstad, W.; Friedel, J.; Gaillard, G.; Herzog, F.; Sarthou, J.P.; Stoyanova, S.; Wolfrum, S.; Jeanneret, P., 2017. Biodiversity assessment in LCA: a validation at field and farm scale in eight European regions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22 (10): 1483-1492. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-017-1278-y>
- Ma, J.; Hipel, K.W.; De, M.; Cai, J., 2008. Transboundary water policies: Assessment, comparison and enhancement. *Water Resources Management*, 22 (8): 1069-1087. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-007-9211-y>
- Ma, M.H.; Tarmi, S.; Helenius, J., 2002. Revisiting the species-area relationship in a semi-natural habitat: floral richness in agricultural buffer zones in Finland. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 89 (1-2): 137-148. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00325-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00325-5)
- Machefer, M.; Zampieri, M.; van der Velde, M.; Dentener, F.; Claverie, M.; d'Andrimont, R., 2024. Earth Observation based multi-scale analysis of crop diversity in the European Union: First insights for agro-environmental policies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 374: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2024.109143>
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring biological diversity.* Oxford (UK): Blackwell Science.
- Makowski, D.; Catarino, R.; Chen, M.; Bosco, S.; Montero-Castaño, A.; Pérez-Soba, M.; Schievano, A.; Tamburini, G., 2023. Synthesising results of meta-analyses to inform policy: a comparison of fast-track methods. *Environmental Evidence*, 12 (1): 14. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-023-00309-y>
- Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Bertrand, C.; Betoulle, S.; Bureau-Point, E.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Douzals, J.P.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongruel, R.; Morin, S.; Mougou, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Ris, N.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucré, E.; Thomas, M.; Tournebize, J.; Achard, A.L.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Delebarre, E.; Larras, F.; Leenhardt, S., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Rapport de l'expertise scientifique collective: INRAE-IFREMER*, 1408 p. <http://dx.doi.org/10.17180/Ogp2-cd65>
- Martin, A.E.; Collins, S.J.; Crowe, S.; Girard, J.; Naujokaitis-Lewis, I.; Smith, A.C.; Lindsay, K.; Mitchell, S.; Fahrig, L., 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to or even larger than the effects of farming practices. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 288: 13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106698>
- Martins, K.T.; Albert, C.H.; Lechowicz, M.J.; Gonzalez, A., 2018. Complementary crops and landscape features sustain wild bee communities. *Ecological Applications*, 28 (4): 1093-1105. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1713>
- Maxwell, S.; Fuller, R.A.; Brooks, T.M.; Watson, J.E.M., 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536 (7615): 143-145. <http://dx.doi.org/10.1038/536143a>
- McAuliffe, G.A.; Takahashi, T.; Lee, M.R.F., 2020. Applications of nutritional functional units in commodity-level life cycle assessment (LCA) of agri-food systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (2): 208-221. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-019-01679-7>
- Meier, M.S.; Stoessel, F.; Jungbluth, N.; Juraske, R.; Schader, C.; Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149: 193-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>

- Mendiburu, F.D.; Yaseen, M., 2020. *Agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Res*, 1.2-3. <https://cran.r-project.org/web/packages/agricolae/agricolae.pdf>
- Meyfroidt, P.; de Bremond, A.; Ryan, C.M.; Archer, E.; Aspinall, R.; Chhabra, A.; Camara, G.; Corbera, E.; DeFries, R.; Diaz, S.; Dong, J.W.; Ellis, E.C.; Erb, K.H.; Fisher, J.A.; Garrett, R.D.; Golubiewski, N.E.; Grau, H.R.; Grove, J.M.; Haberl, H.; Heinimann, A.; Hostert, P.; Jobbagy, E.G.; Kerr, S.; Kuemmerle, T.; Lambin, E.F.; Lavorel, S.; Lele, S.; Mertz, O.; Messerli, P.; Metternicht, G.; Munroe, D.K.; Nagendra, H.; Nielsen, J.O.; Ojima, D.S.; Parker, D.C.; Pascual, U.; Porter, J.R.; Ramankutty, N.; Reenberg, A.; Chowdhury, R.R.; Seto, K.C.; Seufert, V.; Shibata, H.; Thomson, A.; Li, B.T.L.; Urabe, J.; Veldkamp, T.; Verburg, P.H.; Zeleke, G.; zu Ermgassen, E., 2022. Ten facts about land systems for sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119 (7): 12. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2109217118>
- Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2022. Arrêté du 10 octobre 2022 portant homologation du cahier des charges du label rouge n° LA 09/05 « Farine de blé ». *Bulletin officiel du MASA*, n°2022-45, 30 p. https://info.agriculture.gouv.fr/boagri/document_administratif-b0dc13b2-dba3-40f2-83cd-9e56ac24d5f3/telechargement
- Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, 2024. Arrêté du 4 avril 2024 portant modification de l'arrêté du 27 avril 2017 définissant la méthodologie de calcul et la valeur des doses unités de référence des substances actives phytopharmaceutiques. *Bulletin officiel du MASA*, n°15 du 04-04-2024, 2 p. https://info.agriculture.gouv.fr/boagri/document_administratif-3415cfbc-cd8b-4af2-a5a8-1cf9557e0a0e/telechargement
- Moffett, A.; Sarkar, S., 2006. Incorporating multiple criteria into the design of conservation area networks: a minireview with recommendations. *Diversity and Distributions*, 12 (2): 125-137. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00202.x>
- Morgan, L.E.; Chuenpagdee, R., 2003. *Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in U.S. waters*. Washington, D.C.: Pew Science Series, Island Press, 42 p. https://www.pewtrusts.org/-/media/legacy/uploadedfiles/wwwpewtrustsorg/reports/protecting_ocean_life/environmentpewscienceseriesshift.pdf
- Mueller, C.; de Baan, L.; Koellner, T., 2014. Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk-based on a Swedish case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 52-68. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0638-5>
- Nardo, M.; Saisana, M.; Saltelli, A.; Tarantola, S., 2005. *Tools for composite indicators building*. Ispra (Italy): Joint Research Center, European Commission, (EUR 21682 EN - JRC31473), 132 p. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC31473/EUR%2021682%20EN.pdf>
- Niemeijer, D.; de Groot, R.S., 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators*, 8 (1): 14-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.11.012>
- Nowakowski, A.J.; Watling, J.L.; Murray, A.; Deichmann, J.L.; Akre, T.S.; Brenes, C.L.M.; Todd, B.D.; McRae, L.; Freeman, R.; Frishkoff, L.O., 2023. Protected areas slow declines unevenly across the tetrapod tree of life. *Nature*, 622 (7981): 101-106. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-023-06562-y>
- OFB, 2023. *Analyse biogéographique des risques de porter atteinte aux objectifs de conservation des espèces d'intérêts communautaires liés aux captures accidentelles par les activités de pêche professionnelle. Rapport intermédiaire. Analyse bibliographique et spatiale du risque de capture accidentelle et identification des secteurs à risque (Etapes 1.1 et 1.2)*, 30 p. <https://hal.science/hal-04414309>
- Overmars, K.; Edwards, R.; Padella, M.; Gerdien Prins, A.; Marelli, L., 2015. *Estimates of indirect land use change from biofuels based on historical data*. Luxembourg: European Commission. Joint Research Centre. Institute for Energy and Transport.
- Pelzer, E.; Bazot, M.; Makowski, D.; Corre-Hellou, G.; Naudin, C.; Al Rifai, M.; Baranger, E.; Bedoussac, L.; Biarnès, V.; Boucheny, P.; Carrouée, B.; Dorvillez, D.; Foissy, D.; Gaillard, B.; Guichard, L.; Mansard, M.C.; Omon, B.; Prieur, L.; Yvergniaux, M.; Justes, E.; Jeuffroy, M.H., 2012. Pea-wheat intercropping in low-input conditions combine high economic performances and low environmental impacts. *European Journal of Agronomy*, 40: 39-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2012.01.010>
- Petermann, J.S.; Buzhdygan, O.Y., 2021. Grassland biodiversity. *Current Biology*, 31 (19): R1195-R1201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060>
- Peyraud, J.-L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Rechauchère, O.; Aarts, F.; Béline, F.; Bockstaller, C.; Bourblanc, M.; Delaby, L.; Dourmad, J.-Y.; Dupraz, P.; Durand, P.; Faverdin, P.; Fiorelli, J.-L.; Gaigné, C.; Kuikman, P.; Langlais, A.; Le Goffe, P.; Lescoat, P.; Morvan, T.; Nicourt, C.; Parnaudeau, V.; Rochette, P.; Vertès, F.; Veysset, P., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages : réduire les pertes, rétablir les équilibres. Synthèse*. (France): Inra - DEPE-Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche et Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable, des transports et du logement, 73 p. <http://dx.doi.org/10.15454/y0av-b820>
- Phalan, B.; Onial, M.; Balmford, A.; Green, R.E., 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, 333 (6047): 1289-1291. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1208742>
- Phalan, B.T., 2018. What Have We Learned from the Land Sparing-sharing Model? *Sustainability*, 10 (6): 24. <http://dx.doi.org/10.3390/su10061760>
- Phillis, Y.A.; Andriantiatsaholainaina, L.A., 2001. Sustainability: an ill-defined concept and its assessment using fuzzy logic. *Ecological Economics*, 37 (3): 435-456. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00290-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00290-1)
- Pierre, D.; Colmar, A., 2009. *Réalisation d'une cartographie de l'impact potentiel des produits phytosanitaires sur les eaux superficielles de la région Pays de la Loire - Seconde phase. Annexe 1 Méthodologie SIRIS*. Géo-Hyd. http://www.draf.pays-de-la-loire.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/diag_reg_phyto_annexes_cle4756ba.pdf
- Plantureux, S.; Peeters, A.; McCracken, D., 2005. Biodiversity in intensive grasslands: effect of management, improvement and challenges. *13th International Occasional Symposium of the European-Grassland-Federation*. Tartu, ESTONIA. Aug 29-31. Estonian Grassland Soc-Egs, 417-426.

- Pointereau, P.; Luisa Paracchini, M.; Terres, J.-M.; Jiguet, F.; Bas, Y.; Biala, K., 2006. *Identification of High Nature Value farmland in France through statistical information and farm practice surveys*. Luxembourg: European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.
- Poniso, L.C.; M'Gonigle, L.K.; Mace, K.C.; Palomino, J.; de Valpine, P.; Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1799): 7. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Poore, J.; Nemecek, T., 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360 (6392): 987-+. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aag0216>
- Poux, X., 2023. Alimentation : les enjeux de l'affichage environnemental, ou ce que la morue nous enseigne. *The Conversation*. <https://theconversation.com/alimentation-les-enjeux-de-laffichage-environnemental-ou-ce-que-la-morue-nous-enseigne-202574>
- Prato, T., 2005. A fuzzy logic approach for evaluating ecosystem sustainability. *Ecological Modelling*, 187 (2-3): 361-368. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.035>
- Pratzer, M.; Fernández-Llamazares, A.; Meyfroidt, P.; Krueger, T.; Baumann, M.; Garnett, S.T.; Kuemmerle, T., 2023. Agricultural intensification, Indigenous stewardship and land sparing in tropical dry forests. *Nature Sustainability*, 6 (6): 671-+. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-023-01073-0>
- Prost, L.; Reau, R.; Paravano, L.; Cerf, M.; Jeuffroy, M.H., 2018. Designing agricultural systems from invention to implementation: the contribution of agronomy. Lessons from a case study. *Agricultural Systems*, 164: 122-132. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2018.04.009>
- R Core Team, 2023. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>
- Read, Q.D.; Hondula, K.L.; Muth, M.K., 2022. Biodiversity effects of food system sustainability actions from farm to fork. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119 (15): 8. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2113884119>
- République française, 2021. Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. *JORF n°0196 du 24 août 2021*. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>
- Ricciardi, V.; Mehrabi, Z.; Wittman, H.; James, D.; Ramankutty, N., 2021. Higher yields and more biodiversity on smaller farms. *Nature Sustainability*, 4 (7): 651-657. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-021-00699-2>
- Rittel, H.; Webber, M., 1973. Dilemmas in a general theory of planning. *Policy Sciences*, 4 (2): 155-169. <http://dx.doi.org/10.1007/bf01405730>
- Rodrigues, A.S.L.; Cazalis, V., 2020. The multifaceted challenge of evaluating protected area effectiveness. *Nature Communications*, 11 (1): 4. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-18989-2>
- Roesch, A.; Sala, S.; Jungbluth, N., 2020. Normalization and weighting: the open challenge in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (9): 1859-1865. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-020-01790-0>
- Rogna, M., 2024. Agro-economic determinants of violations of protected areas in Western Africa. *Land Use Policy*, 138: 12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.107033>
- Rose, S.; Diaz, D.; Carleton, T.; Drouet, L.; Guivarch, C.; Méjean, A.; Piontek, F., 2022. Cross-Working Group Box ECONOMIC: Estimating Global Economic Impacts from Climate Change. *Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2495-2499.
- Rotchés-Ribalta, R.; Sans, F.X.; Mayer, J.; Mäder, P., 2020. Long-term farming systems and last crop sown shape the species and functional composition of the arable weed seed bank. *Applied Vegetation Science*, 23 (3): 428-440. <http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12496>
- Rouabah, A.; Lasserre-Joulin, F.; Amiaud, B.; Plantureux, S., 2014. Emergent effects of ground beetles size diversity on the strength of prey suppression. *Ecological Entomology*, 39 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1111/een.12064>
- Rundlof, M.; Bengtsson, J.; Smith, H.G., 2008. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45 (3): 813-820. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x>
- Sadok, W.; Angevin, F.; Bergez, J.E.; Bockstaller, C.; Colomb, B.; Guichard, L.; Reau, R.; Dore, T., 2008. Ex ante assessment of the sustainability of alternative cropping systems: implications for using multi-criteria decision-aid methods. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (1): 163-174. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2007043>
- Sailley, M.; Cordier, C.; Courtonne, J.Y.; Duflot, B.; Cadudal, F.; Perrot, C.; Brion, A.; Baumont, R., 2021. Quantifier et segmenter les flux de matières premières utilisées en France par l'alimentation animale. *Inrae Productions Animales*, 34 (4): 273-292. <http://dx.doi.org/10.20870/productions-animales.2021.34.4.5396>
- Salles, J.M.; Teillard, F.; Tichit, M.; Zanella, M., 2017. Land sparing versus land sharing: an economist's perspective. *Regional Environmental Change*, 17 (5): 1455-1465. <http://dx.doi.org/10.1007/s10113-017-1142-4>
- Salou, T.; Le Mouél, C.; van der Werf, H.M.G., 2017. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner Production*, 140: 445-454. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.019>
- Sánchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Santana, C., 2014. Save the planet: eliminate biodiversity. *Biology & Philosophy*, 29 (6): 761-780. <http://dx.doi.org/10.1007/s10539-014-9426-2>
- Sarkar, S., 2002. Defining 'biodiversity': Assessing biodiversity. *Monist*, 85 (1): 131-155. <http://dx.doi.org/10.5840/monist20028515>

- Sattler, C.; Nagel, U.J.; Werner, A.; Zander, P., 2010. Integrated assessment of agricultural production practices to enhance sustainable development in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 10 (1): 49-61. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.014>
- Schader, C.; Baumgart, L.; Landert, J.; Muller, A.; Ssebunya, B.; Blockeel, J.; Weissshaidinger, R.; Petrasek, R.; Mészáros, D.; Padel, S.; Gerrard, C.; Smith, L.; Lindenthal, T.; Niggli, U.; Stolze, M., 2016. Using the Sustainability Monitoring and Assessment Routine (SMART) for the Systematic Analysis of Trade-Offs and Synergies between Sustainability Dimensions and Themes at Farm Level. *Sustainability*, 8 (3): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/su8030274>
- Schärlig, A., 1985. *Décider sur plusieurs critères : panorama de l'aide à la décision multicritère*. Lausanne: Presses polytechniques et universitaires romandes, 340 p.
- Schopke, B.; Wesche, K.; Wulf, M., 2023. Dry grasslands adjacent to organic fields have higher plant diversity - Even far into their interior. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 357: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108672>
- Searchinger, T.D.; Wiersenius, S.; Beringer, T.; Dumas, P., 2018. Assessing the efficiency of changes in land use for mitigating climate change. *Nature*, 564 (7735): 249-+. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0757-z>
- Sengel, S.; Midler, E.; Depeyrot, J., 2022. Performances des exploitations laitières bovines sous indications géographiques. *Analyse*, 173: 4 p. <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/129432>
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485 (7397): 229-U113. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11069>
- Sidemo-Holm, W.; Ekroos, J.; Smith, H.G., 2021. Land sharing versus land sparing-What outcomes are compared between which land uses? *Conservation Science and Practice*, 3 (11): 11. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.530>
- Silvert, W., 2000. Fuzzy indices of environmental conditions. *Ecological Modelling*, 130 (1-3): 111-119. [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800\(00\)00204-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00204-0)
- Singh, R.K.; Murty, H.R.; Gupta, S.K.; Dikshit, A.K., 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 15 (1): 281-299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.007>
- Sirami, C.; Gross, N.; Baillod, A.B.; Bertrand, C.; Carrié, R.; Hass, A.; Henckel, L.; Miguet, P.; Vuillot, C.; Alignier, A.; Girard, J.; Batáry, P.; Clough, Y.; Violle, C.; Giral, D.; Bota, G.; Badenhausser, I.; Lefebvre, G.; Gauffre, B.; Vialatte, A.; Calatayud, F.; Gil-Tena, A.; Tischendorf, L.; Mitchell, S.; Lindsay, K.; Georges, R.; Hilaire, S.; Recasens, J.; Solé-Senan, X.O.; Robleño, I.; Bosch, J.; Barrientos, J.A.; Ricarte, A.; Marcos-García, M.A.; Miñano, J.; Mathevet, R.; Gibon, A.; Baudry, J.; Balent, G.; Poulin, B.; Burel, F.; Tschamtker, T.; Bretagnolle, V.; Siriwardena, G.; Quin, A.; Brotons, L.; Martin, J.L.; Fahrig, L., 2019. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 116 (33): 16442-16447. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906419116>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Reganold, J.P.; Jones, M.S.; Orpet, R.J.; Taylor, J.M.; Thurman, J.H.; Cornell, K.A.; Olsson, R.L.; Ge, Y.; Kennedy, C.M.; Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (6): 2870-2878. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Rieser, C.J.; Davis, A.G.; Taylor, J.M.; Adesanya, A.W.; Jones, M.S.; Meier, A.R.; Reganold, J.P.; Orpet, R.J.; Northfield, T.D.; Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 10. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Soler, L.-G.; Aggeri, F.; Dourmad, J.-Y.; Hélias, A.; Julia, C.; Nabec, L.; Pellerin, S.; Ruffieux, B.; Trystram, G.; Van Der Werf, H.M.G., 2021. *L'Affichage Environnemental des Produits Alimentaires*: ADEME.
- Soulé, E.; Hawes, C.; Young, M.; Henckel, L.; Michel, N.; Michonneau, P.; Bockstaller, C., 2023. A predictive indicator assessing effect of cropping system and surrounding landscape on biodiversity. *Ecological Indicators*, 151: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110289>
- Soulé, E.; Michonneau, P.; Michel, N.; Bockstaller, C., 2021. Environmental sustainability assessment in agricultural systems: A conceptual and methodological review. *Journal of Cleaner Production*, 325: 14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129291>
- Stanford-Clark, C.; Loiseau, E.; Helias, A., 2024. Fisheries Impact Pathway: Making Global and Regionalised Impacts on Marine Ecosystem Quality Accessible in Life Cycle Impact Assessment. *Sustainability*, 16 (9): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/su16093870>
- STECF; Casey, J.; Virtanen, J., 2024a. *Assessment of balance indicators for key fleet segments and review of national reports on Member States efforts to achieve balance between fleet capacity and fishing opportunities (STECF-23-13)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°136331, (JRC136331), 215 p. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC136331/JRC136331_01.pdf
- STECF; Gascuel, D.; Druon, J.N., 2021. *Criteria and indicators to incorporate sustainability aspects for seafood products in the marketing standards under the Common Market Organisation (STECF-20-05)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°124927 - EUR 28359 EN, 123 p. <http://dx.doi.org/10.2760/211065>
- STECF; Gras, M.; Pierucci, A.; Mantopoulou Palouka, D.; Kupschus, S.; Konrad, C., 2024b. *Monitoring the Performance of the Common Fisheries Policy (STECF-Adhoc-24-01)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°137731, (JRC137731), 105 p. <http://dx.doi.org/10.2760/547228>
- STECF; Grati, F.; Druon, J.N., 2023a. *Validation of selected sustainability indicators and underlying methodologies for the revision of the EU marketing standards for fisheries products (STECF-22-12)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°132121, 83 p. <http://dx.doi.org/10.2760/214080>
- STECF; Grati, F.; Druon, J.N., 2024b. *Validation of selected sustainability indicators and underlying methodologies for the revision of the EU marketing standards for fisheries products (STECF-23-18)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report 66 p. https://stecf.jrc.ec.europa.eu/documents/d/stecf/stecf_23-18_sustainable-fisheries-indicators

- STECF; Prellezo, R.; Sabatella, E.; Virtanen, J.; Tardy Martorell, M.; Guillen, J., 2023. *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) - The 2023 Annual Economic Report on the EU Fishing Fleet (STECF 23-07)*. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union, JRC Report n°135182, (KJ-AX-23-012-EN-N (online)). Scientific analysis or review, Policy assessment, Country report. <http://dx.doi.org/10.2760/423534>
- STECF; Ziegler, F.; Markus, L.; Guillen Garcia, J.; Druon, J., 2023b. *Scientific, Technical and Economic Committee for Fisheries (STECF) - Marketing standards: review of proposed sustainability criteria / indicators for aquaculture (STECF-22-13)*. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union, JRC Report n°132139, (KJ-AX-22-017-EN-N (online)). Scientific analysis or review. <http://dx.doi.org/10.2760/93710>
- Stein-Bachinger, K.; Gottwald, F.; Haub, A.; Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. *Organic Agriculture*, 11 (1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1007/s13165-020-00279-2>
- Stevenson, J.R.; Villoria, N.; Byerlee, D.; Kelley, T.; Maredia, M., 2013. Green Revolution research saved an estimated 18 to 27 million hectares from being brought into agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (21): 8363-8368. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1208065110>
- Talukder, B.; Blay-Palmer, A.; Hipel, K.W.; vanLoon, G.W., 2017. Elimination Method of Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA): A Simple Methodological Approach for Assessing Agricultural Sustainability. *Sustainability*, 9 (2): 17. <http://dx.doi.org/10.3390/su9020287>
- The Minderoo Foundation, 2021. *The Global Fishing Index: Assessing the sustainability of the world's marine fisheries*. Perth, Western Australia: The Minderoo Foundation, 60 p. <https://cdn.minderoo.org/assets/documents/policies/20220505-global-fishing-index-2021-report.pdf>
- Tilman, D.; Clark, M.; Williams, D.R.; Kimmel, K.; Polasky, S.; Packer, C., 2017. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546 (7656): 73-81. <http://dx.doi.org/10.1038/nature22900>
- Tjørve, E.; Matthews, T.J.; Whittaker, R.J., 2020. The history of the Species-Area Relationship. In: Matthews, T.J.; Triantis, K.A.; Whittaker, R.J., eds. *The Species-Area Relationship: Theory and Application* Cambridge University Press, 20-48.
- Tomlinson, I., 2013. Doubling food production to feed the 9 billion: A critical perspective on a key discourse of food security in the UK. *Journal of Rural Studies*, 29: 81-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2011.09.001>
- Tscharntke, T.; Grass, I.; Wanger, T.C.; Westphal, C.; Batary, P., 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36 (10): 919-930. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112: 309-320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Vaillant, M.; Jouany, J.; Devillers, J., 1995. A multicriteria estimation of the environmental risk of chemicals with the SIRIS method. *Toxicology modeling*, 1 (1): 57-72.
- Vallé, C.; Le Viol, I.; Kerbiriou, C.; Bas, Y.; Jiguet, F.; Princé, K., 2023. Farmland biodiversity benefits from small woody features. *Biological Conservation*, 286: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110262>
- van der Voet, H.; van der Heijden, G.; Kruisselbrink, J.W.; Tromp, S.O.; Rijgersberg, H.; van Bussel, L.G.J.; van Asselt, E.D.; van der Fels-Klerx, H.J., 2014. A decision support tool for assessing scenario acceptability using a hierarchy of indicators with compensabilities and importance weights. *Ecological Indicators*, 43: 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.022>
- van der Werf, H.M.G.; Knudsen, M.T.; Cederberg, C., 2020. Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 3 (6): 419-425. <http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- van der Werf, H.M.G.; Zimmer, C., 1998. An indicator of pesticide environmental impact based on a fuzzy expert system. *Chemosphere*, 36 (10): 2225-2249. [http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535\(97\)10194-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(97)10194-1)
- van Strien, A.J.; Soldaat, L.L.; Gregory, R.D., 2012. Desirable mathematical properties of indicators for biodiversity change. *Ecological Indicators*, 14 (1): 202-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.007>
- Vanpeene, S., 2023. *Actions de recherche soutenues par le métaprogramme BIOSEFAIR 2021-2023*. Paris.
- Vermard, Y.; Ulrich, C., 2024. *Bilan 2023 du statut des ressources halieutiques débarquées par la pêche française hexagonale en 2022*. Brest: Ifremer, 42 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00877/98852/>
- Vijay, V.; Armsworth, P.R., 2021. Pervasive cropland in protected areas highlight trade-offs between conservation and food security. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (4): 7. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2010121118>
- Villoslada Peciña, M.; Ward, R.D.; Bunce, R.G.H.; Sepp, K.; Kuusemets, V.; Luuk, O., 2019. Country-scale mapping of ecosystem services provided by semi-natural grasslands. *Science of the Total Environment*, 661: 212-225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.174>
- von Wehrden, H.; Abson, D.J.; Beckmann, M.; Cord, A.F.; Klotz, S.; Seppelt, R., 2014. Realigning the land-sharing/land-sparing debate to match conservation needs: considering diversity scales and land-use history. *Landscape Ecology*, 29 (6): 941-948. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-014-0038-7>
- Watson, H.C., 1835. *Remarks on the geographical distribution of British plants*. London: Longman, Rees, Orme, Brown, Green and Longman.
- Wermeille, A.; Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; SAYARI, 2023. *Agribalyse - Biodiversité locale : Améliorer la prise en compte de la biodiversité « à la parcelle » en analyse de cycle de vie pour Agribalyse*. Paris: Ademe, Expertises, 103 p. <https://librairie.ademe.fr/6983-agribalyse-biodiversite-locale.html>

- Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30 (3): 280-338. <http://dx.doi.org/10.2307/1943563>
- Willett, W.; Rockstrom, J.; Loken, B.; Springmann, M.; Lang, T.; Vermeulen, S.; Garnett, T.; Tilman, D.; DeClerck, F.; Wood, A.; Jonell, M.; Clark, M.; Gordon, L.J.; Fanzo, J.; Hawkes, C.; Zurayk, R.; Rivera, J.A.; De Vries, W.; Sibanda, L.M.; Afshin, A.; Chaudhary, A.; Herrero, M.; Agustina, R.; Branca, F.; Lartey, A.; Fan, S.G.; Crona, B.; Fox, E.; Bignet, V.; Troell, M.; Lindahl, T.; Singh, S.; Cornell, S.E.; Reddy, K.S.; Narain, S.; Nishtar, S.; Murray, C.J.L., 2019. Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems. *Lancet*, 393 (10170): 447-492. [http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736\(18\)31788-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0140-6736(18)31788-4)
- Woods, J.S.; Veronesi, F., 2019. Ecosystem damage from anthropogenic seabed disturbance: A life cycle impact assessment characterisation model. *Science of the Total Environment*, 649: 1481-1490. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.304>
- Wurz, A.; Tschardt, T.; Martin, D.A.; Osen, K.; Rakotomalala, A.; Raveloaritiana, E.; Andrianisaina, F.; Dröge, S.; Fulgence, T.R.; Soazafy, M.R.; Andrianomezantsoa, R.; Andrianarimisa, A.; Babarezoto, F.S.; Barkmann, J.; Hänke, H.; Hölscher, D.; Kreft, H.; Rakouth, B.; Guerrero-Ramírez, N.R.; Ranarijaona, H.L.T.; Randriamanantena, R.; Ratsoavina, F.M.; Ravaomanarivo, L.H.R.; Grass, I., 2022. Win-win opportunities combining high yields with high multi-taxa biodiversity in tropical agroforestry. *Nature Communications*, 13 (1): 13. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-022-30866-8>
- Zahm, F.; Girard, S.; Alonso Ugaglia, A.; Barbier, J.-M.; Boureau, H.; Carayon, D.; Cohen, S.; Del'homme, B.; Gafsi, M.; Gasselin, P.; Gustin, C.; Guichard, L.; Loyce, C.; Manneville, V.; Redlingshöfer, B.; Odrigue, I., 2023. *La méthode IDEAA - Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles. Principes & guide d'utilisation. Evaluer la durabilité des exploitations agricoles*. Dijon (France): Educagri éditions, 335 p.

Annexes

Annexe 4-1. Tableau de la section 4.3

Tableau 4-64. Taille d'effet pour les pratiques regroupées. En vert : donnée calculée ; en jaune : calcul avec peu de données ; en blanc : non traité. Des explications sont données dans la colonne Commentaire.

CultDiv : diversité des cultures, Cult-ESN : cultures par rapport aux éléments semi-naturel, FertiNmin : fertilisation minérale, Herbi : herbicides, ESN : Eléments semi-naturels, OmbCac : ombrage cacao, Patint : intensité du pâturage, Patmod : mode de pâturage, Tparc : taille des parcelles, Tsol : travail du sol.

Type d'effet reporté pour les broad-study	Type de méta-analyse	Sens de la taille effet (positif, nul, négatif)	Taille effet telle que mentionnée dans l'étude (valeur absolue)	Taille effet corrigée en % (valeur absolue)	Regroupement CB	Effet	Sens effet	Taille effet GC	Taille effet prairies	Taille effet pérenne	Commentaire
explained variance		positif	5,83		CultDiv	1	Positif	f			Effet faible pour CR. 4 fois moins que 3,14 pour IAE et Tpar, Pour Poinas, 5,83 de % de variation expliqué = faible (en fait juste pour un rayon de 75 km, pas d'effet sur des rayons de 0 et 40 km? Extrapolation aux prairies
Parameter estimate		positif			CultDiv	1	Positif	f			Effet faible pour CR. 4 fois moins que 3,14 pour IAE et Tpar, Pour Poinas, 5,83 de % de variation expliqué = faible ? Extrapolation aux prairies
	InRR	negatif	0,78	55	Cult-ESN	1	Négatif	m	m	m	55 à garder pour biodiversité IAE/Culture
	Hedges'd	negatif	0,322	23	FertiNmin	1	negatif	f			17 % = f et 3 sur 4 négatif donc f
	InRR	negatif	2,75		FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	mean difference	negatif	0	0	FertiNmin	1	negatif	f	29		
	weighted (InR)	negatif	0,136	42	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	weighted (InR)	nul	0	0	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	InRR	negatif	17	118	FertiNmin	1	negatif	f	29		Moyenne des données utilisables
	%changes	negatif	147	17	FertiNmin	1	negatif	f			
explained variance	InRR back-transform	negatif	60		FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	InRR back-transform	negatif	10	10	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	Hedges'g	negatif	0,52	52	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	InRR back-transform	negatif	20	20	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
	InRR back-transform	negatif	45	45	FertiNmin	1	negatif		29		Moyenne des données utilisables
Standardized estimates		negatif	0,21		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		negatif	0,26		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		negatif	0,35		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		negatif	1,24		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		negatif	0,81		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Scaled response (GAMMs)		negatif	0,029	0	Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		negatif	0,22		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
explained variance		negatif	1,28		Herbi	1	negatif	E		E	Expertise de CB
Standardized estimates		positif	0,43		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
	Pearson's correlation	positif	0,18		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
Standardized estimates		positif	0,375		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
Standardized estimates		positif	3		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
Standardized estimates		positif	2,45		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
Scaled response (GAMMs)		nul	0	0	ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
Parameter estimate		negatif	0,07		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
	Hedges'd	positif	3,14		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
	richesse moyenne	negatif	1,10		ESN	1	positif				Eq de paramètre difficile à jouer OS considéré 3,14 comme
	richesse moyenne	negatif	12,18		OmbCac	1					Cas particulier
	richesse moyenne	negatif	11,25		OmbCac	1					Cas particulier
	richesse moyenne	negatif	6,63		OmbCac	1					Cas particulier
	richesse moyenne	nul	3,76		OmbCac	1					Cas particulier
	richesse moyenne	negatif	2,35		OmbCac	1					Cas particulier
	LSR	negatif	4,4	48	Patint	1	negatif		m		Effet pâturage modéré/sans pâturage +17 % et -
	LSR	negatif	4,15	43	Patint	1	negatif		m		Effet pâturage modéré/sans pâturage +17 % et -
	LSR	positif	4,4	44	Patint	1	positif		m		Effet pâturage modéré/sans pâturage +17 % et -
	Hedges'g	positif	0,15	15	Patmod	1	positif		6,25		Moyenne
	Hedges'g	nul	0	0	Patmod	1	nul		6,25		Moyenne
	Hedges'g	positif	0,1	10	Patmod	1	positif		6,25		Moyenne
	Hedges'g	nul	0	0	Patmod	1	nul		6,25		Moyenne
		positif	0	0	Tparc	1	Négatif	E		E	CS considère 3,14 comme un effet élevé. L'autre semble aussi élevé
Parameter estimate		positif	3,14		Tsol	1	Négatif	E		E	3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Regression coefficients		positif	0,6		Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Regression coefficients		nul	0	0	Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Regression coefficients		nul	0	0	Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Standardized estimates		negatif	0,1		Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Standardized estimates		negatif	0,2		Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Standardized estimates		negatif	2,07		Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?
Standardized estimates		negatif	2,41		Tsol	1	negatif	f			3 effet positif 2 nuls 2 négatifs: effet faible ?

Annexe 4-2. Tableaux de la section 4.4

1. Méthode complémentaire

Variables paysagères

Pour prendre en compte la dimension paysagère dans le modèle BVIAS appliqué à l'affichage environnemental, nous estimons quatre paramètres : la densité de haies, la taille des parcelles agricoles, la diversité des cultures et la couverture du sol. Pour calculer les variables nécessaires à l'estimation de ces paramètres, nous extrayons d'abord du RPG français 2020⁴² toutes les parcelles des exploitations agricoles enregistrées dans notre base de données RICA-RA-SIQO 2020.

Pour extraire ces parcelles, nous utilisons les numéros de parcelles PACAGE (numéro d'identification de la parcelle dans l'enregistrement de la Politique agricole commune) comme clé de jointure primaire. Nous sommes confrontés à trois situations :

- L'exploitation a le même numéro de PACAGE dans le RICA et le RA : les parcelles RPG ayant ce numéro de PACAGE sont alors associées à cette exploitation RICA-RA-SIQO ;
- Les numéros de PACAGE diffèrent entre le RICA et le RA et un seul d'entre eux correspond à un numéro de PACAGE RPG : les parcelles RPG de ce numéro de PACAGE sont associées à l'exploitation FADN-RA-SIQO ;
- Aucun numéro PACAGE n'est enregistré ni dans le RICA ni dans le RA, ou les numéros PACAGE diffèrent entre RICA et RA, et aucun d'entre eux ne correspond à un numéro PACAGE RPG : aucune parcelle n'est associée à une exploitation RICA-RA-SIQO. Ces cas se retrouvent respectivement pour 443 et 318 exploitations métropolitaines. Ces exploitations sont principalement concentrées dans les OTEX viticulture, maraîchage et élevage de porcs et/ou de volailles.

Cette extraction aboutit à un sous-échantillon du RPG que nous croisons avec la couche *Hedges* de la base de données BD TOPO® (IGN et ASP, 2020)⁴³ afin de déterminer les variables nécessaires à l'estimation des quatre paramètres.

Densité des haies

La densité de haies est le rapport entre la somme des mètres linéaires de haies et la surface de l'exploitation (SAU). Pour le calcul des longueurs linéaires, nous utilisons la même procédure que celle utilisée précédemment dans un travail similaire à l'échelle des régions de France (Bamière *et al.*, 2023)⁴⁴.

Tout d'abord, nous devons étendre les *blocs* RPG. Les haies ne sont pas toujours à l'intérieur, à l'extérieur ou au bord des îlots IAA (les trois cas sont présents). Cependant, elles coupent rarement un bloc en deux. La première étape consiste à agrandir les îlots RPG d'une zone tampon de 10 mètres. La longueur de 10 m pour la zone tampon est déterminée visuellement. Il semble qu'au-delà de 10 m, il est fréquent de se tromper en combinant une haie avec deux îlots qui sont en fait séparés par une route. À l'inverse, en dessous de 10 m, il semble courant de compter comme "non-culture" des haies qui sont clairement en bordure de champ.

Dans un deuxième temps, nous avons croisé les lignes de haies avec les blocs expansés afin de déterminer la longueur de la bordure. Il y a quatre cas pour chaque morceau de haie à partir de l'intersection :

- Le morceau de haie ne croise aucun bloc agrandi. Le morceau de haie est considéré comme étant bordé de part et d'autre par des utilisations non agricoles et deux fois sa longueur sont affectées à la catégorie "Pas de culture".
- Le morceau de haie croise un seul bloc agrandi. Le morceau de haie est considéré comme étant bordé d'un côté par une utilisation agricole et de l'autre par une utilisation non agricole. Sa longueur est affectée une fois au type de culture/prairie du bloc et une autre fois à "Pas de culture".

⁴² <https://geoservices.ign.fr/rpg>

⁴³ <https://geoservices.ign.fr/bdtopo>

⁴⁴ Bamière, L., Bellassen, V., Angers, D., Cardinael, R., Ceschia, E., Chenu, C., Constantin, J., Delame, N., Diallo, A., Graux, A.-I., Houot, S., Klumpp, K., Launay, C., Letort, E., Martin, R., Mézière, D., Mosnier, C., Réchauchère, O., Schiavo, M., Théron, O., Pellerin, S., 2023. A marginal abatement cost curve for climate change mitigation by additional carbon storage in French agricultural land. *Journal of Cleaner Production* 383, 135423. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135423>

- Le morceau de haie croise deux blocs. Le morceau de haie est considéré comme étant bordé des deux côtés par une utilisation agricole. Sa longueur est attribuée une fois au type de culture/prairie de chaque bloc.
- Le morceau de haie croise plus de deux blocs. Sa longueur est donc affectée plus de deux fois. Ce cas donne lieu à une aberration (haie à plus de trois côtés). Pour éviter cela, les longueurs correspondantes sont multipliées par le rapport entre la longueur initiale et la somme des longueurs affectées afin que la somme des longueurs corrigées soit exactement égale à la longueur initiale du morceau de haie.

Ensuite, pour calculer la densité de haies pour chaque exploitation, nous distinguons quatre catégories de parcelles pour chaque variable (longueur de haie et SAU) : total, prairies permanentes (y compris les prairies, les landes et les alpages), arboriculture (y compris les vignes), autres cultures.

Taille moyenne des champs

La taille moyenne du champ est le rapport entre la SAU et le nombre de parcelles. Nous distinguons quatre catégories de parcelles pour chaque variable (SAU et nombre de parcelles) : total, prairies permanentes (y compris les prairies, les landes et les alpages), arboriculture (y compris les vignes), autres cultures.

Diversité des cultures

Nous calculons l'indice de Shannon ([équation 3](#)), en utilisant le nombre de cultures comme nombre d'espèces et la surface comme abondance, uniquement pour le type d'utilisation des terres arables à l'échelle de l'exploitation.

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \cdot \ln p_i (3)$$

où R est le nombre total de cultures, p est le rapport entre la superficie consacrée à la culture i et la superficie arable totale.

Couverture végétale

Les données sur le couvert végétal sont générées à partir des données matricielles de Sentinel-2 (S2) (European Space Agency, 2022)⁴⁵. La méthode est basée sur le calcul du NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) (Araya *et al.*, 2018) ; (Bockstaller *et al.*, 2021) pour la campagne agricole 2020 (c'est-à-dire la période allant du 01/10/2019 au 30/09/2020, totalisant 366 jours car 2020 est une année bissextile). Un jour est considéré comme "vert" si l'indice est supérieur à un seuil de 0,3 qui sépare un état de sol nu d'un état de sol végétalisé (Araya *et al.*, 2018). À partir des données matricielles, nous avons calculé le nombre moyen de jours couverts en utilisant l'algorithme de statistiques de surface dans QGIS⁴⁶ (R Core Team, 2023) pour quatre catégories de parcelles : total, prairies permanentes (y compris les prairies, les landes et les alpages), arboriculture (y compris les vignes), autres cultures. Le nombre de jours non couverts est alors calculé comme suit :

$$366 - \text{number of covered days.}$$

2. Calibrage et validation du modèle selon la littérature

Afin de calibrer et de valider notre modèle, nous comparons les niveaux de biodiversité estimés avec des mesures *in situ* identifiées dans la littérature. Ces mesures *in situ* servent de référence et nous ajustons les limites des intervalles des types d'utilisation des terres (prairies et terres arables), les paramètres des fonctions de normalisation des variables d'entrée (pratiques culturales et variables paysagères) et les coefficients de pondération des variables afin de minimiser la distance entre nos résultats et les mesures *in situ* sélectionnées.

Niveaux de biodiversité dans les différents types d'utilisation des sols

Pour comparer les niveaux de biodiversité des différents types d'utilisation des sols, nous basons notre analyse sur Gallego-Zamorano *et al.* (2022) qui ont estimé la richesse en espèces végétales selon neuf archétypes d'utilisation des sols par rapport

⁴⁵ European Space Agency, 2022. Sentinel-2 MSI Level-2A BOA Reflectance. https://doi.org/10.5270/S2_znk9xsj

⁴⁶ <https://qgis.org/>

à la richesse en espèces végétales dans un espace naturel. Nous définissons l'équivalent de chaque archétype dans notre cadre de modélisation (Tableau 4-65, *texte en anglais*).

Tableau 4-65. Calibration by land use type. ¹ For the minimal-intensity archetypes, the observed variability is due to the idiosyncrasy of biodiversity rather than the variability of the intensity of practices: we therefore choose the average as the limit. ² For high-intensity archetypes, variability is due to the variability of intensity of practices rather than the idiosyncrasies of biodiversity: we therefore choose the lower limit as maximum intensity of practice.

Land use archetypes (Gallego-Zamorano <i>et al.</i> , 2022)	Equivalent in our modelling framework	Plant species richness relative to primary vegetation
Pasture, Minimal-intensity use (P-M)	BV_{LU} upper bound for grasslands ($BV_{LU,P,ha,max}$)	0,92 (P-M average) ¹
Pasture, Light- and high-intensity use (P-LH)	Pastures with all variables at the median of our grassland sample	0,57 (95% CI: 0,44-0,76)
Pasture, Light- and high-intensity use (P-LH)	BV_{LU} lower bound for grasslands ($BV_{LU,P,ha,min}$)	0,44 (P-LH lower bound) ²
Cropland, Minimal-intensity use (C-M)	BV_{LU} upper bound for croplands ($BV_{LU,C,ha,max}$)	0,52 (C-M average) ¹
Cropland, High-intensity use (C-H)	Croplands with all variables at the median of our arable sample	0,32 (95% CI: 0,23-0,44)
Cropland, High-intensity use (C-H)	BV_{LU} lower bound for grasslands ($BV_{LU,C,ha,min}$)	0,23 (C-H lower bound) ²

Effet des pratiques sur le niveau de biodiversité

Pratiques internes au domaine

En l'absence de méta-analyse sur l'effet des pesticides sur les taxons et les groupes fonctionnels "essentiels" (pollinisateurs, vertébrés), nous utilisons les invertébrés aquatiques comme référence dont la diversité est réduite de 27 à 42% dans un environnement à forte utilisation de pesticides (Beketov *et al.*, 2013). Ceci est cohérent avec l'utilisation de la toxicité des eaux douces pour pondérer les apports estimés de pesticides dans notre modèle (voir section 4.4.2.4).

Nous considérons que les pratiques de fertilisation azotée et d'application de pesticides à l'intérieur des champs ont des effets comparables sur la biodiversité (Tableau 4-66, *texte en anglais*). Les pesticides sont aussi souvent impliqués dans les causes de la perte de biodiversité que la fertilisation (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Tableau 4-66. Calibration by effect size. ¹ In our modelling framework, the best translation of a landscape with few pesticides as described in Beketov *et al.* (2013) is an average landscape with half-grassland and half-crop with few pesticides. The best expression of a landscape with an intensive use of pesticides is a landscape composed only of the most pesticide intensive crops. ² Nitrogen fertilization impact assumed to be equal to pesticide impact, according to Sánchez-Bayo and Wyckhuys (2019). ³ Ratio of predictions after matching procedure for structural characteristics of farms (simple matching).

Archetypes	Taxa considered	Geographical area	Equivalent in our modeling framework	Expected result from literature
Low VS maximum use of pesticides (Beketov <i>et al.</i> , 2013)	Stream invertebrates	Germany, France and Australia	Equation 4 ¹	0.35
Few VS maximum nitrogen inputs (Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)	Entomofauna	Worldwide	Equation 5	0.35 ²
High crop diversity with 3 crop type sampled VS low crop diversity with 1 crop type sampled (Sirami <i>et al.</i> , 2019)	Plants, bees, butterflies, hoverflies, carabids, spiders, and birds	France, United Kingdom, Germany, Spain and Canada	Equation 6	0.18
Small VS large mean field size (Sirami <i>et al.</i> , 2019)			Equation 8	0.05
High VS low density of small woody features (Vallé <i>et al.</i> , 2023)	Birds, bats and bush-crickets	France	Equation 7	0.20
Organic VS conventional wheat & grassland (Tuck <i>et al.</i> , 2014)	Arthropods, birds, microbes and plants	Europe and North America	Equation 9 ³	0.30 (wheat) & 0.15 (grassland)

$$BV_{loc,P,ha}(\text{pesticide use } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians}) + BV_{loc,C,ha}(\text{pesticide use } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians})$$

$$- BV_{loc,C,ha}(\text{pesticide use } 95^{th} \text{ percentile, other variable medians}) \frac{BV_{loc,P,ha}(\text{pesticide use } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians}) + BV_{loc,C,ha}(\text{pesticide use } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians})}{2} \quad (4)$$

$$\frac{BV_{loc,P,ha}(\text{nitrogen input } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians}) + BV_{loc,C,ha}(\text{nitrogen input } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians}) - BV_{loc,C,ha}(\text{nitrogen input } 95^{th} \text{ percentile, other variable medians})}{2} - \frac{BV_{loc,P,ha}(\text{nitrogen input } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians}) + BV_{loc,C,ha}(\text{nitrogen input } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians})}{2} \quad (5)$$

$$\frac{BV_{loc,ha}(\text{Shannon index } 75^{th} \text{ percentile of farms with 3 crops, other variable medians}) - BV_{loc,ha}(\text{Shannon index } 25^{th} \text{ percentile of farms with 1 crop, other variable medians})}{BV_{loc,ha}(\text{Shannon index } 75^{th} \text{ percentile of farms with 3 crops, other variable medians})} \quad (6)$$

$$\frac{BV_{loc,ha}(\text{hedge density } 75^{th} \text{ percentile, other variable medians}) - BV_{loc,ha}(\text{hedge density } 5^{th} \text{ percentile, other variable medians})}{BV_{loc,ha}(\text{hedge density } 75^{th} \text{ percentile, other variable medians})} \quad (7)$$

$$\frac{BV_{loc,ha}(\text{mean field size } 25^{th} \text{ percentile, other variable medians}) - BV_{loc,ha}(\text{mean field size } 75^{th} \text{ percentile, other variable medians})}{BV_{loc,ha}(\text{mean field size } 25^{th} \text{ percentile, other variable medians})} \quad (8)$$

$$\frac{BV_{loc,ha}(\text{organic soft wheat}) - BV_{loc,ha}(\text{conventional soft wheat})}{BV_{loc,ha}(\text{organic soft wheat})} \quad (9)$$

Effets sur le paysage

Pour comparer les effets de la taille moyenne des champs et de la diversité des cultures, nous nous sommes appuyés sur Sirami *et al.* (2019), l'une des seules études à fournir des tailles d'effet pour ces deux variables (Tableau 4-66).

Pour comparer les effets des haies, nous utilisons Vallé *et al.* (2023) qui estiment l'effet des petits éléments boisés (Tableau 4-66). Pour récupérer le percentile moyen correspondant au point de rupture et l'effet moyen de la diversité spécifique prédite (indice de Simpson) des trois taxons, nous avons utilisé WebPlotDigitizer (version 5.2) pour calculer l'aire sous la courbe de densité et récupérer la valeur de l'indice de Simpson du point de rupture (voir la feuille "valle_2023_WebPlotDigitizer" de <https://nextcloud.inrae.fr/s/64tSN7zBjwAPmSp>).

Comparaison Bio/conventionnel en termes de la richesse spécifique

L'effet de l'agriculture biologique sur la biodiversité a été examiné par de nombreuses études dont les résultats ont été regroupés dans une méta-analyse comparant les mesures *in situ* de la richesse en espèces entre l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle (Tuck *et al.*, 2014). Nous prenons les différences observées pour calibrer le modèle (Tableau 4-66).

Le cas des prairies

Dans notre cadre de modélisation, étant donné que les prairies ne sont pas labourées et ne reçoivent pas de pesticides, nous n'utilisons pas ces variables pour calibrer l'ensemble des paramètres des prairies. De même, la diversité des cultures et la comparaison entre le blé biologique et le blé conventionnel ne s'appliquent pas aux prairies. L'effet de la taille des parcelles est également négligeable pour les prairies, il peut même être positif pour certains groupes taxonomiques (Besnard et Secondi, 2014). Ces cinq variables seront donc pondérées à zéro pour le calcul du BVIAS des prairies.

Calibrage du modèle

Tout d'abord, la gamme des valeurs de biodiversité possibles (dans laquelle BV_{LU} est projeté pour la normalisation ; voir la section 4.4.2.1) pour chaque type d'utilisation des terres (terres arables et prairies) est définie comme dans Gallego-Zamorano *et al.* (2022). Deuxièmement, l'ensemble des paramètres de la fonction de réponse ($BVC_{i,l,v}$, voir section 4.4.2.1) et les pondérations d'agrégation pour chaque type d'utilisation des terres sont calibrés (séparément pour les terres arables et les prairies). Le calibrage a pour objectif de minimiser la quatrième puissance de la distance entre nos valeurs prédites et les valeurs cibles (moyenne des terres cultivées et des prairies) :

- Initialement, les formes fonctionnelles des réponses sont tirées de Lindner *et al.* (2019). Contrairement à la méthode de Lindner *et al.* (2022) qui agrège les variables en les moyennant, les poids des variables utilisés pour leur agrégation sont attribués manuellement de telle sorte que leur valeur corresponde à la taille d'effet des variables listées dans la littérature, avec un poids minimum de 0,05 (pour les tailles d'effet négatives et les variables non listées dans la littérature).
- Ensuite, les formes fonctionnelles des réponses (toutes les constantes sauf epsilon et gamma, qui modulent l'étendue de la réponse, et beta qui définit la direction de la variation ; voir <https://github.com/micro-bio-info-sarah/BiodivLabel>) et les poids d'agrégation sont calibrés à l'aide de la fonction d'optimisation de base de R (R Core Team, 2023).
- Il convient de noter que l'ampleur de l'effet de chaque variable (ou son importance relative) résulte de la combinaison des poids et des formes fonctionnelles. En principe, une forme fonctionnelle très "réactive" associée

à une faible pondération peut conférer la même importance qu'une forme fonctionnelle très "plate" associée à une pondération élevée.

3. Tableaux supplémentaires

Optimization results

Tableau 4-67. Distances between BVIAS results and the literature values, before and after optimization

Archetypes	Land use type	Literature values	Biodiversity Value before optimization	Distance before optimization	Biodiversity Value after optimization	Distance after optimization
Median crop	arable	0.32	0.334	3.723×10^{-8}	0.306	3.841×10^{-8}
Hedge Density	arable	0.11	0.012	9.207×10^{-5}	0.088	2.531×10^{-7}
Mean Field Size	arable	-0.05	-0.003	4.881×10^{-6}	-0.03	1.765×10^{-7}
Cultural Diversity	arable	0.18	0.096	4.940×10^{-5}	0.157	2.874×10^{-7}
Fertilization	arable	0.35	0.318	1.080×10^{-6}	0.345	6.993×10^{-10}
Pesticide	arable	0.35	0.346	2.025×10^{-10}	0.357	3.120×10^{-9}
Organic wheat / Conventional wheat	arable	1.34	1.278	1.442×10^{-5}	1.32	1.518×10^{-7}
Median grassland	grassland	0.57	0.592	2.441×10^{-7}	0.579	5.458×10^{-9}
Hedge Density	grassland	0.11	0.008	1.077×10^{-4}	0.097	2.526×10^{-8}
Fertilization	grassland	0.35	0.318	1.080×10^{-6}	0.345	6.993×10^{-10}
Mean distance	-	-	-	2.710×10^{-5}	-	9.424×10^{-8}

Tableau 4-68. Effect size of each variable in each land use type, before and after optimization, calculated

$$as: \frac{BVI_{ha}(Variable_{95^{th} percentile, other variable medians}) - BVI_{ha}(Variable_{5^{th} percentile, other variable medians})}{BVI_{ha}(Variable_{95^{th} percentile, other variable medians})} \quad (10)$$

Land use type	Variable	Description	Effect size before optimization	Effect size after optimization	Change in effect size (after / before)
Arable	A.2.1	Hedge density (linear meter / ha)	-0.025	-0.05	2.029
	A.2.2	Mean Field Size (ha)	0.006	0.014	2.406
	A.3.1	Tillage (L diesel / ha)	0.017	0.013	0.767
	A.3.2	Soil cover (number of uncovered day)	0.005	0.012	2.436
	A.3.3	Cultural Diversity (Shannon Index)	-0.048	-0.018	0.373
	A.4.3	Share of mineral fertilizer (%)	0.018	0.024	1.316
	A.4.5	Fertilization (kg N / ha)	0.125	0.13	1.038
	A.5.1	Pesticides (€~TFI~UDNu / ha)	0.116	0.098	0.844
Grassland	A.2.1	Hedge density (linear meter / ha)	-0.175	-0.214	1.218
	A.4.3	Share of mineral fertilizer (%)	0.106	0.089	0.84
	A.4.5	Fertilization (kg N / ha)	0.769	0.76	0.988

Crops

Tableau 4-69. Differences in crop cultivation practices between certified and conventional cereal production. Significant differences before (Tukey HSD test, $p\text{-value} \leq 0.05$) and after matching (paired t-test, Bonferroni adjusted $p\text{-value} \leq 0.05$) are written in bold.

Crops sheet in supp_data.xlsx accessible ici : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.57745/3NAHSN>

Husbandry

Tableau 4-70. Differences in husbandry practices between certified and conventional milk production. Significant differences before (Tukey HSD test, $p\text{-value} \leq 0.05$) and after matching (paired t-test, Bonferroni adjusted $p\text{-value} \leq 0.05$) are written in bold.

herd sheet in sudd_data.xlsx accessible ici : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.57745/3NAHSN>

Feed crops

Tableau 4-71. Differences in livestock feed production practices between certified and conventional milk production. Significant differences before (Tukey HSD test, $p\text{-value} \leq 0.05$) and after matching (paired t-test, Bonferroni adjusted $p\text{-value} \leq 0.05$) are written in bold.

Feed sheet in supp_data.xlsx accessible ici : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.57745/3NAHSN>

Chapitre 5. Les différentes dimensions de l'effectivité des labels de durabilité

Coordination (*par ordre alphabétique*) : Fabienne Daurès, Olivier Le Gall, Sterenn Lucas

Contributions : Valentin Bellassen, Claire Bernard-Mongin, Alessandra Di Lauro, Anne Farrugia, Marine Friant-Perrot, Allison Loconto, Harold Levrel, Pierre-Alain Maron, Bénédicte Roche*

* contributrice extérieure au comité d'experts de l'étude BiodivLabel.

Relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction	455
5.1. Le cadre juridique de l'affichage environnemental	456
5.1.1. L'étiquette, l'étiquetage : définitions	456
5.1.2. Labels publics, labels privés	457
5.1.3. L'affichage de l'impact environnemental	458
5.1.4. Prochaines étapes et conclusions	472
5.2. Le design institutionnel module l'effectivité de la « promesse de durabilité » du label	474
5.2.1. De la difficulté d'évaluer systématiquement l'effectivité des labels de durabilité	474
5.2.2. Vers l'identification d'attributs spécifiques de design institutionnel favorables à l'adoption et au respect du cahier des charges	477
5.2.3. Identification des tensions de conformité inhérente aux processus de labellisation et leurs arbitrages	488
5.2.4. Conclusion : le design institutionnel, un élément essentiel de l'effectivité des engagements de durabilité des labels	496
5.3. Analyse économique des labels agriculture biologique et MSC	496
5.3.1. Analyse économique pour l'agriculture biologique	496
5.3.2. Analyse économique pour le MSC	503

5.4. Démarches récentes ou émergentes de labellisation en lien avec la biodiversité	506
5.4.1. Démarches en pêche	506
5.4.2. Initiatives sur les produits agricoles	507
5.4.3. Conclusion.....	515
5.5. Points de vigilance quant à la mise en place d'un affichage environnemental	516
5.5.1. Impact de la mise en œuvre de l'affichage biodiversité.....	516
5.5.2. Arbitrage des consommateurs entre les attributs et confiance vis-à-vis du label.....	517
5.5.3. Cohérence avec les autres politiques sectorielles (agriculture et pêche), biodiversité, alimentation.....	517
5.5.4. Cohérence des politiques publiques environnementales et nutritionnelles	518
5.6. Conclusion générale	518
Références bibliographiques.....	519

Introduction

Après avoir passé en revue la littérature sur les effets des labels sur la biodiversité (chapitre 2), décrit la réalité des pratiques mises en œuvre et leurs impacts sur la biodiversité (chapitre 3) et proposé des pistes méthodologiques pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité (chapitre 4), le chapitre 5 explore l'apport des champs disciplinaires des sciences humaines et sociales (gestion, sociologie, économie, droit) dans l'évaluation des impacts des labels et autres démarches de durabilité.

Nous regarderons d'abord l'ancrage réglementaire des labels, et la couverture qu'on peut en attendre en termes de soutenabilité en général, et de biodiversité en particulier.

Nous discuterons ensuite l'effectivité des labels de durabilité via l'analyse de leur design institutionnel, notion qui désigne l'ensemble des règles, procédures et éléments organisationnels qui régissent l'élaboration et l'application des engagements annoncés dans le cadre du label. Une démarche méthodologique est proposée pour les décrire et les analyser du point de vue de leur capacité à gérer les tensions de conformité inhérentes aux processus de labellisation. Les attributs spécifiques du design institutionnel favorables à l'adoption d'un label d'une part et le respect de son cahier des charges d'autre part seront identifiés. Cette démarche sera appliquée aux quinze labels étudiés qui feront ainsi l'objet d'une description précise des fonctions d'intermédiation mises en place, et d'une analyse comparée de la manière dont leur design institutionnel module les promesses de durabilité annoncées.

On s'interrogera ensuite sur les autres types d'incitations à l'adoption d'un label de durabilité à partir d'une analyse de leur impact économique sur les acteurs concernés ou plus généralement pour la société. Cette section se concentrera sur deux labels : le label AB pour l'agriculture et le label MSC pour la pêche, à partir de la littérature scientifique existante. Nous explorerons dans un premier temps les coûts et opportunités liés à la conversion à l'agriculture bio en passant en revue un ensemble de variables (productivité, revenus, subventions, emploi, consommation...) permettant d'évaluer la viabilité économique de ce secteur. Pour le label MSC, dont l'efficacité dépend de l'adoption par un nombre élevé de pêcheurs, l'analyse mettra l'accent sur l'existence ou non d'un premium pour les pêcheurs qui l'ont adopté et les coûts liés à son adoption.

Au-delà des labels étudiés, d'autres démarches de labellisation en lien avec la biodiversité existent. Dans une quatrième section, nous explorerons des démarches plus ou moins récentes dans les secteurs de l'agriculture et de la pêche qui procèdent le plus souvent de communautés valorisant des approches plus holistiques de la place de l'environnement et de la biodiversité dans le système alimentaire. Cette quatrième section proposera une description non exhaustive de démarches en pêche (bar de ligne de la pointe de Bretagne, Poiscaille) et en agriculture.

Enfin et dans la cadre des réflexions autour des alternatives aux labels de durabilité pour diminuer les impacts sur la biodiversité, une cinquième section passera en revue les points de vigilance à considérer pour la mise en place d'un affichage environnemental. Ces points de vigilance seront examinés dans un premier temps en mobilisant les apports de l'analyse économique des comportements de consommateurs et des producteurs d'une part, et de l'efficacité et la cohérence des politiques publiques d'autre part. Elle sera complétée par une analyse juridique des conditions de mise en œuvre de toute forme d'affichage environnemental sur les impacts sur la biodiversité d'un point de vue du nouveau cadre juridique européen sur les allégations environnementales et de l'intégration de la durabilité dans les signes de qualité.

5.1. Le cadre juridique de l’affichage environnemental

L’information du consommateur constitue l’un des principes cardinaux du droit de la consommation¹. La régulation par l’information occupe une place de choix dans la législation alimentaire européenne en considérant qu’un consommateur informé est un consommateur protégé (Muñoz Ureña, 2010). Il s’agit de s’assurer que le consentement du consommateur lors de l’achat de denrées alimentaires soit éclairé en imposant aux professionnels de l’agro-alimentaire des obligations spéciales d’information. Cette mise en transparence a été encadrée par les règles du droit agro-alimentaire largement réformé depuis l’adoption du règlement n°178/2002 (Parlement européen et Conseil de l’Union européenne, 2002). Ainsi, le Règlement (UE) n°1169/2011 concernant l’information des consommateurs sur les denrées alimentaires, dit INCO (2011), a refondu et harmonisé l’ensemble des dispositions relatives à l’information des consommateurs sur les denrées alimentaires. Le premier considérant de ce règlement se réfère à l’article 169 du Traité de Fonctionnement de l’Union Européenne (TFUE) et à l’exigence d’un niveau élevé de protection des consommateurs par le biais de l’harmonisation des législations.

Ce cadre juridique initié à la suite de la crise de la vache folle s’est largement focalisé sur les enjeux de santé publique. Ainsi, la Commission européenne a souligné en 2018 lors de son évaluation REFIT (*Regulatory fitness and performance programme*) de la législation alimentaire générale qu’« *En dépit d’améliorations considérables, la législation alimentaire spécifique de l’UE a davantage permis d’assurer la protection de la sécurité des denrées alimentaires que de régler les questions liées à la nutrition humaine et de garantir la protection des intérêts des consommateurs* »². Dans une communication du 20 mai 2020, la Commission européenne a dévoilé sa stratégie « De la ferme à la table » pour un système alimentaire équitable, sain et respectueux de l’environnement (2020b). Si la sécurité alimentaire demeure une priorité de l’Union, elle intègre de nouveaux enjeux dans un contexte de crise nutritionnelle et écologique. Le consommateur « responsable » (Ilieva, 2022) est une figure particulièrement mobilisée dans la stratégie « de la ferme à la table » de 2020 que la Commission considère comme étant « au cœur » du Pacte vert³. Au titre des mesures envisagées, il est prévu que cette sensibilisation des consommateurs s’opère par la mise en place, à l’échéance 2024, d’un cadre d’étiquetage durable⁴.

5.1.1. L’étiquette, l’étiquetage : définitions

Le règlement INCO a défini et harmonisé les notions d’étiquette et d’étiquetage. Son article 2 définit légalement ces termes de la manière suivante :

- i. « étiquette » : toute marque, tout signe, toute image ou toute autre représentation graphique écrit, imprimé, poncé, apposé, gravé ou appliqué sur l’emballage ou le récipient contenant une denrée alimentaire ou joint à celui-ci ;
- ii. « étiquetage » : les mentions, indications, marques de fabrique ou de commerce, images ou signes se rapportant à une denrée alimentaire et figurant sur tout emballage, document, écriteau, étiquette, bague ou collerette accompagnant ou se référant à cette denrée alimentaire.

5.1.1.1. Des définitions très larges mais qui ne couvrent pas toutes les informations

Qu’il s’agisse de l’action d’étiqueter ou du résultat de cette action, ces définitions couvrent de manière très large l’ensemble des supports écrits et imagés apposés sur l’emballage du produit ou accompagnant le produit. Ces éléments

¹ Le droit à l’information est consacré à l’article 169 TFUE : « Afin de promouvoir les intérêts des consommateurs et d’assurer un niveau élevé de protection des consommateurs, l’Union contribue à la protection de la santé, de la sécurité et des intérêts économiques des consommateurs ainsi qu’à la promotion de leur droit à l’information, à l’éducation et à s’organiser afin de préserver leurs intérêts » ; (Barba, 2022)

² Résumé de l’évaluation REFIT de la législation alimentaire générale [règlement (CE) n°178/2002], SWD(2018) 37 final.

³ Communication, op.cit.

⁴ Mesure n°23 de la Stratégie de la Ferme à la table, Communication, op.cit ; (Di Lauro, 2023d).

informatifs peuvent être complétés par d'autres renseignements sur l'aliment dès lors que l'étiquette n'est pas le seul vecteur des informations communiquées au consommateur. La lecture de la définition légale issue de l'article 2 du règlement INCO permet de faire cette déduction dès lors que « l'information sur les denrées alimentaire » est définie comme « *toute information concernant une denrée alimentaire transmise au consommateur final sur une étiquette, dans d'autres documents accompagnant cette denrée ou à l'aide de tout autre moyen, y compris les outils de la technologie moderne ou la communication verbale* ».

5.1.1.2. Étiquette et informations complémentaires dématérialisées

L'étiquette n'est qu'un vecteur parmi d'autres et l'information peut aussi émaner d'autres voies comme celles fournies de manière dématérialisée, par QR code par exemple. Notons que ces nouvelles formes de transmission de l'information sont explorées par la Commission européenne. Le règlement INCO a prévu dès 2011 ces voies alternatives dans l'article 12§3 du texte : « *Afin de veiller à ce que les consommateurs puissent disposer des informations obligatoires sur les denrées alimentaires par d'autres moyens mieux adaptés pour certaines mentions obligatoires, et pour autant que le même niveau d'information soit ainsi assuré qu'au moyen de l'emballage ou de l'étiquette, la Commission, sur la base d'éléments témoignant d'une compréhension uniforme et d'un large usage de ces moyens par les consommateurs, peut fixer, par voie d'actes délégués, en conformité avec l'article 51, les critères selon lesquels certaines mentions obligatoires peuvent être exprimées par un moyen autre que leur indication sur l'emballage ou l'étiquette* ». Toutefois, l'étude menée en 2022 par le Centre commun de recherche (JRC) à la demande de la Commission démontre que l'accès des consommateurs à l'information dématérialisée et leur compréhension du contenu des informations transmises n'est pas équivalent aux mentions informatives obligatoires fournies sur l'étiquetage des aliments (Werle *et al.*, 2022). Une des raisons invoquées pour ne pas basculer vers le « tout digital » tient au fait que la fracture numérique risque d'exclure certaines catégories de consommateurs qui n'auraient pas accès à des informations déterminantes de leur consentement. Pour autant, les conclusions de l'étude montrent que les outils numériques sont très prisés par les consommateurs et peuvent être de bons véhicules de transmission pour les informations volontaires portant notamment sur la durabilité des aliments (Friant-Perrot, in press).

5.1.1.3. Contenu des étiquettes : informations obligatoires et mentions volontaires

L'étiquetage contient des mentions obligatoires dont la liste figure à l'article 9 du règlement INCO, mais également une multitude d'informations sur le produit, volontairement transmises par les professionnels. Ces mentions volontaires constituent des pratiques commerciales encadrées par les règles générales issues du droit de la consommation (directive n°29/2005 (Union européenne, 2024a) relative aux pratiques commerciales déloyales). Elles sont extrêmement diverses quant à leur contenu : allégations nutritionnelles et de santé (« sans sucres ajoutés »...), sur la naturalité (« sans additifs »...), sur la durabilité (« sans OGM », « respecte le bien-être animal »...). Leur nature publicitaire peut être source de confusion pour le consommateur qui peine dès lors à distinguer les informations obligatoires, plus ou moins normées, des simples promesses marketing. Ces mentions facultatives sont soumises à l'obligation générale de ne pas induire le consommateur en erreur en vertu de l'article 16 du règlement (CE) n°178/2002 (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2002) complété en 2011 par l'article 7 du règlement INCO.

5.1.2. Labels publics, labels privés

Contrairement aux termes d'étiquette et d'étiquetage, celui de « label » est un terme générique qui n'est pas défini par la loi et qui recouvre plusieurs réalités distinctes. À défaut de définition légale, la jurisprudence est toutefois venue préciser le sens de ce terme générique : il correspond à « *une marque spéciale, créée par un syndicat professionnel et*

apposée sur un produit ou un service destiné à la vente pour en certifier l'origine, les conditions de fabrication, etc. »⁵. En matière environnementale, ce terme désigne donc une marque apposée sur une denrée alimentaire pour en certifier les qualités environnementales conformément à un cahier des charges.

La création et les modalités d'emploi des labels publics émanent des pouvoirs publics et ils sont très encadrés. Ils reposent sur un cahier des charges défini par des dispositions nationales ou européennes, et dont le respect des critères conditionne l'obtention. Il s'agit par exemple des signes nationaux et européens de la qualité, ou de mentions valorisantes réglementées (écolabel).

Pour améliorer les garanties fournies par les labels privés, la loi du 22 août 2021 (République française, 2021) dite « Climat et résilience » réserve le bénéfice de la dénomination « label » à des démarches collectives reposant sur un cahier des charges précis garantissant une qualité particulière (article L.640-2-1 du Code rural). La référence à une « qualité particulière » est essentielle car le produit labellisé doit se distinguer des produits conventionnels. Selon l'article 7 du règlement INCO qui précise les conditions de loyauté s'imposant aux mentions volontaires, sont considérées comme de nature à induire le consommateur en erreur les informations volontaires qui suggèrent *« que la denrée possède des caractéristiques particulières, alors que toutes les denrées alimentaires similaires possèdent ces mêmes caractéristiques, notamment en insistant particulièrement sur la présence ou l'absence de certains ingrédients et/ou nutriments »*. Un label privé ne peut donc pas arguer du simple respect du niveau réglementaire sans caractère différenciant. Les éléments qui fondent cette distinction doivent ainsi être objectivés dans un cahier des charges précis. Le contrôle du respect de ce cahier des charges peut résulter d'un auto-contrôle (auto-déclaration) ou être effectué par un organisme tiers indépendant (certification).

5.1.3. L'affichage de l'impact environnemental

5.1.3.1. L'absence d'étiquetage obligatoire concernant l'impact environnemental

En l'état actuel du droit national et du droit de l'Union, il n'existe pas d'étiquetage obligatoire sur les impacts environnementaux des produits. Ces considérations donnent lieu à une information partielle qui prend forme depuis peu. Certaines indications obligatoires qui ne sont pas applicables pour les denrées alimentaires (étiquette énergie, indice de réparabilité...) témoignent d'une tendance actuelle au verdissement des mentions informatives qui s'imposent aux professionnels pour orienter les choix des consommateurs.

On recense quelques obligations d'information spéciales en lien avec des considérations environnementales. Ainsi l'article L113-3 du code de la consommation, issu de la loi « Climat et résilience » du 22 août 2021, dispose que *« Les magasins de vente au détail de plus de 400 mètres carrés qui commercialisent des denrées alimentaires mettent à la disposition des consommateurs, tout au long de l'année, une information claire et lisible relative à la saisonnalité des fruits et légumes frais qu'ils proposent à la vente. L'affichage de cette information peut être effectuée par voie électronique »*. L'objectif poursuivi est de guider les choix des consommateurs pour leur faire prendre conscience de la provenance de certains fruits et légumes consommés en dehors de ces périodes. Ces règles s'ajoutent à celles déjà en vigueur sur la provenance géographique, qui éclairent également le consommateur sur les impacts environnementaux liés au transport.

Cet étiquetage est néanmoins marginal et limité à certains produits alimentaires en l'absence d'étiquetage général sur l'ensemble du cycle de vie et englobant plusieurs impacts environnementaux du produit. Par ailleurs, les contrôles opérés par la DGCCRF dans le secteur des fruits et légumes font état d'un nombre important d'anomalies (42% des établissements dans l'enquête de 2020⁶) parmi lesquelles figurent des mentions erronées sur la provenance

5 CA Paris, 4e ch. B, 27 juin 2003, n°2003/00413

6 Fruits et légumes : une nouvelle saison d'enquête (19/09/2022) : <https://www.economie.gouv.fr/dgccrf/fruits-et-legumes-une-nouvelle-saison-denquete> [Consulté le 18 février 2025]

géographique des produits. Les contrôles n'ont pas porté sur ces mentions informatives relatives à la saisonnalité, mais ce taux élevé de non-conformité montre la part d'ineffectivité des règles applicables à ces produits et à leur mise en transparence à l'égard des consommateurs.

Les informations obligatoires prévues dans le règlement INCO portent en priorité sur les dimensions intrinsèques du produit. Les considérations environnementales ne sont pas totalement occultées dès lors que l'article 3 les mentionne expressément⁷. Toutefois, l'article 4 qui énumère les catégories auxquelles peuvent se rattacher les mentions informatives obligatoires ne s'y réfère pas. Ces catégories sont néanmoins non exhaustives (emploi du terme « notamment »). Le 2^e paragraphe de l'article 4 ajoute une exigence tenant aux attentes des consommateurs en indiquant qu'« *au moment d'envisager d'imposer des informations obligatoires sur les denrées alimentaires et afin de permettre aux consommateurs de prendre leurs décisions en toute connaissance de cause, il convient de prendre en considération le fait que la majorité des consommateurs jugent largement nécessaires certaines informations auxquelles ils attachent une valeur importante, ou de tenir compte de tout bénéfice généralement admis par les consommateurs* ».

Cette attente est aujourd'hui présente du côté des consommateurs et la stratégie « De la ferme à la table » de 2020 prévoyait la mise en place à l'échéance 2024 d'un étiquetage de durabilité en réformant en ce sens la législation alimentaire⁸. Néanmoins, l'Union a semblé s'orienter vers un étiquetage volontaire. L'analyse d'impact du règlement-cadre sur les systèmes alimentaires durables envisagé dans la Stratégie de 2020 concluait plutôt en faveur de la mise en place d'un étiquetage harmonisé volontaire qui « *incitera les opérateurs économiques à aller au-delà des exigences minimales en matière de durabilité afin de relever l'échelle de notation du label harmonisé de la durabilité et/ou de bénéficier de prix potentiellement plus élevés pour les produits plus durables* » (European Commission, 2021). La nouvelle législature 2024-2029 pourrait se prononcer sur ce sujet dans un contexte de réduction des ambitions écologiques de la Politique agricole commune (Parlement européen, 2024). Dans sa « Vision pour l'agriculture et l'alimentation » publiée en février 2025, la Commission européenne rappelle le rôle que peuvent jouer les consommateurs dans la transition des systèmes alimentaires, mais sans pour autant reprendre les propositions formulées en 2020 concernant l'affichage de durabilité⁹. Seul l'étiquetage ciblé concernant le bien-être animal est évoqué. Les marges de manœuvre des États membres et les obstacles à l'instauration d'un affichage environnemental obligatoire à l'échelle nationale sont donc en cours d'analyse pour explorer les possibilités de pallier le manque d'initiatives à l'échelle de l'Union (Assemat *et al.*, 2023).

5.1.3.2. L'intégration récente de la durabilité dans les signes de qualité et d'origine

La durabilité : une prise en compte tardive par les signes de qualité et d'origine

En ce qui concerne le cadre juridique de l'Union européenne en matière de signes de qualité et d'origine (Olszak, 2001 ; Le Goffic, 2019, 2021), il convient de noter que la biodiversité n'a pas été et n'est toujours pas au cœur des règles de l'Union sur les AOP et les IGP contrairement aux dispositions relatives à l'agriculture biologique. Le règlement (UE) n°2018/848 (Union Européenne, 2018) sur l'agriculture biologique dans les considérants 1-5-24, puis dans les articles 3-4-6 et l'annexe II, fait explicitement référence à la biodiversité en définissant la production biologique comme « *un système global de gestion agricole et de production alimentaire qui allie les meilleures pratiques en matière d'environnement et d'action pour le climat, un degré élevé de biodiversité, [...]* » (considérant 1) et amène les opérateurs

⁷ Art 3- « L'information sur les denrées alimentaires tend à un niveau élevé de protection de la santé et des intérêts des consommateurs en fournissant au consommateur final les bases à partir desquelles il peut décider en toute connaissance de cause et utiliser les denrées alimentaires en toute sécurité, dans le respect, notamment, de considérations sanitaires, économiques, écologiques, sociales et éthiques ».

⁸ Mesure n°23 de la Stratégie de la Ferme à la table, Communication, op.cit

⁹ Communication de la Commission au Parlement Européen, au Conseil, au Comité Économique et Social Européen et au Comité des Régions, Une vision pour l'agriculture et l'alimentation Ouvrir ensemble pour un secteur agricole et alimentaire européen attractif pour les générations futures, COM/2025/75 final.

à « prendre des mesures préventives à chaque étape de la production, de la préparation et de la distribution, s'il y a lieu, pour préserver la biodiversité et la qualité du sol, [...] » (considérant 24).

Le nouveau cadre juridique de l'UE sur les AOP et IGP du règlement (UE) n°1143/2024 (Union Européenne, 2024b)¹⁰ témoigne d'une certaine évolution dans cette direction puisque, pour la première fois, le terme de biodiversité apparaît dans le cadre général d'une réforme du système qui introduit également des références explicites à la durabilité.

Toutefois, afin de comprendre quel espace existe vraiment pour la protection de la biodiversité dans le cadre juridique des AOP et IGP, il est nécessaire de partir d'une approche plus large : celle de l'analyse de la relation entre AOP, IGP et durabilité (Le Goffic et Marty-Houpert, 2021 ; Di Lauro, 2024b).

Les aspects de durabilité n'étaient pas au centre du débat lors de l'adoption du règlement (CEE) n°2081/92 destiné à construire le premier cadre communautaire de reconnaissance des AOP et IGP, qui avait à l'origine pour seule base juridique la Politique agricole commune (PAC). Ces signes, AOP et IGP, constituaient alors une forme d'accompagnement des mesures agricoles (Commission européenne, 1992, 2006).

A partir de 2012, avec le règlement (UE) n°1151/2012 (Union européenne, 2012), la base juridique est désormais l'article 43, paragraphe 2 (base juridique de la PAC), et l'article 118, premier alinéa du Traité sur le fonctionnement de l'Union européenne, qui concerne les mesures relatives à la création de titres européens pour assurer une protection uniforme des droits de propriété intellectuelle dans l'Union. Cette base juridique est maintenue dans le règlement en vigueur, le règlement (UE) n°1143/2024 (2024b). Ce n'est toutefois qu'en 2021 que le cadre juridique des AOP et IGP commence à faire référence au développement durable.

La durabilité : une prise en compte marginale par les signes de qualité et d'origine

Le règlement (UE) n°2117/2021 (Union européenne, 2021c) sur l'organisation commune de marché (OCM) avait modifié l'art. 7 de règlement (UE) n°1151/2012 et l'art. 94 de règlement (UE) n°1308/2013 (Union européenne, 2013) en y intégrant la possibilité de faire référence au développement durable dans les cahiers de charges. Ainsi, si de manière générale les AOP et IGP sont présentées comme « *des produits agricoles possédant (...) des propriétés conférant une valeur ajoutée résultant des méthodes de production agricole ou de transformation utilisées pour leur production ou du lieu de leur production ou de leur commercialisation, ou de leur éventuelle contribution au développement durable* », ils peuvent désormais prendre en considération le développement durable de façon explicite : le règlement prévoit en effet que le « *cahier des charges peut contenir une description de la contribution de l'appellation d'origine ou de l'indication géographique au développement durable* » (Di Lauro, 2023b).

En réalité, ces interventions sur les AOP et les IGP s'avèrent très limitées. L'existence préalable d'une PAC plus durable serait en effet un prérequis selon Bodiguel (2022, 2025 à paraître) pour que les AOP et IGP puissent être de façon générale durables (Union européenne, 2021a).

On trouve les prémisses d'une évolution des signes de qualité vers plus de durabilité dans le cadre du Green Deal (Commission européenne, 2019) qui prévoit la révision de la réglementation des AOP et des IGP (Union européenne, 2012, 2013), ainsi que dans le document stratégique « *de la ferme à la table* » (Commission européenne, 2020b) qui fait état des améliorations envisagées de la réglementation (REFIT). On envisage ainsi la nécessité que les AOP et IGP puissent « *contribuer à améliorer la durabilité du système alimentaire de l'Union en ajoutant des critères de durabilité spécifiques* »¹¹. Il est en effet mentionné que « *Alors que les préoccupations en matière de durabilité se sont accentuées ces dernières années, la production d'IG et de STG ne les prend pas ou pas systématiquement en considération* ».

¹⁰ Voir aussi : Union européenne, 2025a, b, c, d

¹¹ Dans la proposition, trois hypothèses d'intervention avaient été envisagées : 1. améliorer et soutenir ; 2. mieux définir et renforcer ; 3. harmoniser et moderniser. Comme on peut le lire dans le texte de la proposition, parmi les trois hypothèses envisagées, c'est la deuxième qui a été retenue : elle prévoit « l'ajout volontaire par les groupements de producteurs de produits protégés par une IG de critères de durabilité dans

Le règlement (UE) n°1143/2024 (2024b) qui a vocation à rassembler dans un cadre unique les dispositions relatives aux indications géographiques relatives au vin, aux boissons spiritueuses et aux produits agricoles, ainsi que les spécialités traditionnelles garanties et les mentions de qualité facultatives pour les produits agricoles s'ouvre sur l'affirmation suivante dans le considérant 3 : *« Les indications géographiques peuvent jouer un rôle important en matière de durabilité »*. Le règlement veut créer un « système unitaire et exhaustif d'indications géographiques » qui vise entre autres, à *« répondre aux demandes de la société, notamment en ce qui concerne la santé animale et le bien-être des animaux, de produits issus d'une production durable dans ses trois dimensions de valeur économique, environnementale et sociale, et pour opérer et être compétitifs sur le marché »* et à contribuer *« à la réalisation des objectifs de la politique de développement rural »* (article 4).

Toutefois, la durabilité poursuivie peut ne concerner qu'une seule des diverses dimensions économiques, sociales et environnementales du développement durable. Le considérant 24 affirme *« Les pratiques en matière de durabilité devraient contribuer à un ou plusieurs objectifs environnementaux, sociaux ou économiques »* et inclut dans les objectifs environnementaux *« l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à celui-ci, la conservation et l'utilisation durable des sols, des paysages, de l'eau et des ressources naturelles, la préservation de la biodiversité, la conservation des semences rares, des espèces et des variétés végétales locales, la promotion des chaînes d'approvisionnement courtes et la gestion et la promotion du bien-être des animaux »* ; dans les objectifs sociaux *« l'amélioration des conditions de travail et d'emploi, ainsi que des conventions collectives, de la protection sociale et des normes de sécurité, en attirant et en aidant les jeunes et les nouveaux producteurs de produits désignés par une indication géographique afin de faciliter le renouvellement générationnel et de favoriser la solidarité et la transmission de connaissances d'une génération à l'autre »* ; dans les objectifs économiques *« la garantie de revenus stables et équitables ainsi que d'une position solide dans la chaîne de valeur des producteurs de produits désignés par une indication géographique, l'amélioration de la valeur économique des produits désignés par une indication géographique et de la répartition de la valeur ajoutée tout au long de la chaîne de valeur, ainsi que la contribution à la diversification de l'économie rurale et au développement local, y compris les emplois dans le secteur agricole, et la préservation des zones rurales »*. La durabilité dont il est question dans le nouveau règlement est une durabilité qui est volontaire et non obligatoire, et qui peut être évoquée par les producteurs ne serait-ce qu'en poursuivant une seule des trois dimensions du développement durable.

Désormais les cahiers des charges (art. 49 et 94 respectivement pour les indications géographiques des produits agricoles et pour celles du secteur vitivinicole) peuvent inclure des pratiques durables visées à l'article 7, mais pour être qualifiées de durables, ces pratiques doivent appliquer des normes de durabilité plus élevées que celles prévues par le droit de l'Union ou le droit national en matière de durabilité environnementale, sociale ou économique ou de bien-être des animaux.

La durabilité : une prise en compte restreinte par les signes de qualité et d'origine

La durabilité n'est pas définie dans l'article 7 en tant que notion à caractère intrinsèquement multidimensionnel. La « pratique durable » incluse dans le cahier des charges peut ainsi consister en la poursuite d'un seul (« un ou plusieurs ») des *« objectifs sociaux, environnementaux ou économiques, tels que :*

- a) *l'atténuation du changement climatique et l'adaptation à celui-ci, l'utilisation durable et la protection des paysages, de l'eau et du sol, la transition vers une économie circulaire, y compris la réduction du gaspillage alimentaire, la prévention et la réduction de la pollution, et la protection et la restauration de la biodiversité et des écosystèmes ;*
- b) *la production de produits agricoles selon des méthodes permettant de réduire l'utilisation de pesticides et de gérer les risques résultant d'une telle utilisation, ou de réduire le risque de résistance aux antimicrobiens dans la production agricole ;*

le cahier des charges » dont les coûts « pourraient être partiellement compensés par des mesures de soutien dans le cadre de la politique de développement rural ».

- c) le bien-être des animaux ;
- d) un revenu équitable pour les producteurs, la diversification des activités, la promotion de la production agricole locale et la valorisation du tissu rural et du développement local ;
- e) la préservation de l'emploi agricole en attirant et en soutenant les jeunes producteurs et les nouveaux producteurs de produits bénéficiant d'une indication géographique ;
- f) l'amélioration des conditions de travail et de sécurité dans les activités agricoles et de transformation ».

Non seulement l'art. 7 laisse aux producteurs la possibilité de ne poursuivre qu'une seule des dimensions du développement durable (économique, sociale, environnementale), mais elle ne précise pas si, au moins parmi les pratiques regroupées dans les lettres a, b, c, d, e, f, toutes les pratiques énumérées ou seulement certaines doivent être poursuivies.

L'article 8 du règlement (UE) n°1143/2024 (2024b), qui prévoit que les groupements peuvent rédiger un rapport de durabilité, s'exprime en des termes qui pourraient laisser ouvert le débat sur le caractère multidimensionnel ou non de la durabilité dans le système des indications géographiques. L'article 8 prévoit en effet que les groupements peuvent présenter un rapport de durabilité « (...) fondé sur des informations vérifiables, contenant une description des pratiques durables existantes utilisées dans la production du produit, l'impact de la méthode de production du produit sur la durabilité en termes d'engagement, d'environnement, de société, d'économie ou de bien-être animal, ainsi que les informations nécessaires pour comprendre comment la durabilité influe sur le développement, les performances et la position du produit ».

Il n'y a actuellement aucune clarification supplémentaire dans le cadre réglementaire sur l'application de ces dispositions. Pour l'instant, nous pouvons conclure que dans le système des AOP et des IGP, la durabilité et la protection de la biodiversité ne constituent actuellement qu'une orientation possible de la production, qu'il n'y a pas d'autres détails sur la manière dont on peut affirmer que la durabilité de la production a été respectée, ni sur les critères à remplir pour pouvoir déclarer la durabilité de la production sur le marché (Di Lauro, 2024b).

Des indicateurs de durabilité pour les signes de qualité et d'origine

En 2024, la FAO et oriGIn ont publié un rapport fournissant des conseils pratiques pour la mise en œuvre de la Stratégie de durabilité pour les indications géographiques (SSIG), offrant aux organisations d'indications géographiques un outil permettant d'identifier les priorités, d'évaluer les performances et d'améliorer la durabilité de leurs activités (FAO et oriGIn, 2024). Le rapport vise à fournir un soutien pratique à l'analyse et à l'amélioration de l'efficacité des Indications Géographiques, dans un cadre qui divise les 442 indicateurs de durabilité en quatre piliers clés : la résilience économique, la bonne gouvernance, le bien-être social et l'intégrité environnementale.

Certains indicateurs sont expressément consacrés à la biodiversité, qui est également mentionnée dans d'autres indicateurs. En ce qui concerne les indicateurs expressément consacrés à la biodiversité, on trouve les catégories et définitions suivantes : « *Ecosystem diversity* : La diversité, l'intégrité fonctionnelle et la connectivité des écosystèmes naturels, semi-naturels et agroalimentaires, ainsi que les pratiques de conservation dans le territoire, le paysage ou la zone où se trouvent les unités de production IG », « *Genetic diversity* : La diversité des variétés, cultivars et races d'espèces domestiques et locales qui font partie du cahier des charges du produit IG ou qui s'y rapportent ; ils peuvent améliorer la capacité à s'adapter à des conditions environnementales changeantes tout en conservant les qualités de l'IG » ; « *Species diversity* : La diversité des espèces sauvages vivant dans les écosystèmes naturels et semi-naturels et/ou des espèces domestiquées vivant dans les écosystèmes agricoles, forestiers et halieutiques » ; et enfin « *Sustainable fisheries* : Pratiques de pêche incluant une stratégie de conservation des espèces ». Ces indicateurs ont été utilisés dans un récent rapport¹².

¹² Rapporto DOP Sostenibilità. Ricerca sulla sostenibilità delle filiere agroalimentari DOP e IGP in Italia. Analisi dei processi produttivi e della gestione delle IG, della normativa e degli schemi di certificazione a supporto della resilienza economica, della buona governance, del benessere

Le récent rapport FAO & oriGin de 2024 permet également de poursuivre la réflexion sur le caractère contradictoire de certains rapports précédents¹³ qui ont associé superficiellement ces productions à la durabilité, sans considérer le cadre juridique général qui, à l'époque, n'intégrait pas la durabilité dans les critères de formulation des cahiers des charges. À y regarder de plus près, ces considérations restent valables même avec le nouveau cadre juridique du Règlement (UE) n°1143/2024 (Union européenne, 2024b) car les groupements de producteurs définis à son article 32 ne sont pas obligés d'intégrer des pratiques durables dans les cahiers des charges. Ainsi, la relation entre la biodiversité, la durabilité et les AOP et IGP ne doit pas être considérée comme acquise : si ce système peut contribuer à la préservation de la biodiversité — ne serait-ce que parce qu'il continue d'utiliser des méthodes et des variétés ancestrales ou traditionnelles —, il peut aussi contribuer à la réduction de la biodiversité, comme cela peut arriver par exemple avec certaines productions AOP et IGP qui augmentent leur productivité et leur production (en raison de la croissance de leur réputation) et finissent par affecter le territoire, l'environnement et les paysages (Di Lauro, 2020a, 2022b).

Il est certain que ce rapport tente de combler le fossé difficile qui sépare la théorie de la pratique quand on parle de la protection et l'amélioration de la biodiversité et de la durabilité dans les AOP et IGP. Cependant, le choix de procéder sur la base d'indicateurs n'est ni neutre ni objectif. Les indicateurs (Vandecandelaere *et al.*, 2021) proposent en effet une vision de la réalité qui contribue à la construire. Fruits de compromis, les choix d'indicateurs recèlent en eux-mêmes des risques de ne retranscrire qu'une partie de la réalité des pratiques. Ainsi, on aboutit finalement à une notion nécessairement fragmentée de la durabilité et de la biodiversité (Di Lauro, 2014, 2023a).

En outre, ces documents et rapports tendent à reconnaître la durabilité de ces signes en présence d'une seule des différentes dimensions du développement durable, soit économique, soit sociale, soit environnementale ou culturelle, et ils ne tiennent pas, ou très peu, compte de la biodiversité.

Prise en compte de la biodiversité et du climat par les signes de qualité et d'origine

Il peut être utile pour compléter l'analyse du rôle de la biodiversité dans la discipline de ces productions de prendre en considération un certain nombre de projets concernant l'impact du changement climatique sur ces productions. Même si l'objectif de ces analyses n'est pas la préservation de la biodiversité, on peut noter que certaines d'entre elles font référence à la nécessité d'adopter des pratiques plus respectueuses de l'environnement telles que l'extension du pâturage en plein air ou la réduction de l'utilisation de certains aliments pour animaux qui ont un impact sur la consommation des sols et l'installation de monocultures. C'est le cas par exemple du projet CLIMALAIT (2018/2019) mené par le Centre national interprofessionnel de l'économie laitière (CNIEL)¹⁴, des travaux de la filière de l'AOP Époisses pour créer un Groupement d'intérêt économique et environnemental (GIEE)¹⁵ et rouvrir les discussions sur l'évolution du cahier des charges¹⁶, du projet ADAoPT (« Accompagner les filières laitières en AOP et IGP dans l'adaptation au changement climatique »)¹⁷ porté par le Conseil national des appellations d'origine laitières (CNAOL)¹⁸ et l'Institut de l'Élevage, des travaux réalisés en 2010 (Malheiro *et al.*, 2010) dans le secteur vitivinicole sur les indices bioclimatiques et l'étude à laquelle ont contribué plus de six cents acteurs de la filière vitivinicole, qui a conduit à l'élaboration d'une Stratégie de la filière viticole face au changement climatique (Institut Français de la Vigne et du Vin, 2023). En Italie, il convient également de mentionner l'inventaire effectué en mars 2019 par le Conseil pour la

sociale e dell'integrità ambientale Fondazione Qualivita, 2024. Rapporto Ismea-Qualivita 2024 : <https://www.qualivita.it/rapporto-ismea-qualivita-2024/>

13 Nombreux documents établissent ce genre de lien entre les AOP, les IGP et la durabilité : parmi eux, le guide Fao-SinerGi (Vandecandelaere *et al.*, 2009), le rapport de la FAO (Barjolle *et al.*, 2012); le document Vandecandelaere *et al.* (2018)

14 La filière laitière en chiffres : <https://www.filiere-laitiere.fr/fr/les-organisations/cniel>

15 Code rural et de la pêche maritime, Chapitre V : Groupement d'intérêt économique environnemental (Articles L315-1 à L315-6).

16 Le développement durable indissociable de l'ancrage territorial de l'AOP Époisses <https://www.fromage-epoisses.com/>

17 <https://www.rmtfromagesdeterroirs.com/projets-de-r-et-d/adaopt/>

18 <https://www.professionfromager.com/salon-virtuel/france/ile-de-france/article/cnaol>

recherche agricole et l'analyse de l'économie agricole (CREA)¹⁹, qui a répertorié les travaux en cours dans les différents centres de recherche italiens pour prévenir, atténuer et contrer les effets du changement climatique sur l'agriculture, l'alimentation et l'environnement.

Une recherche qui analyse quatre-vingt-une demandes de modification importantes de cahiers des charges dans le secteur de la production des fruits et légumes principalement concernant les produits fabriqués en Italie, France, Espagne, Grèce et Portugal (Marescotti *et al.*, 2020) conclut que les changements justifiés par des « raisons environnementales », liées à la durabilité de la production, manquent de rigueur. Elle considère que la préoccupation environnementale est en réalité secondaire par rapport à d'autres besoins tels que la réduction des coûts et l'ouverture de nouveaux segments de marché. Les auteurs de cette étude émettent l'hypothèse que, dans la mesure où les signes AOP et IGP sont davantage perçus comme des outils de marketing que comme un « moyen d'écologiser » les pratiques, l'adaptation du secteur au changement climatique et à la durabilité de la production serait plus efficacement assurée par l'avantage concurrentiel résultant de la possibilité pour les producteurs d'utiliser plus largement la référence à la durabilité, que par des règles environnementales plus strictes (Quiñones-Ruiz *et al.*, 2018 ; Arfini et Bellassen, 2019).

Le changement climatique reste un sujet évoqué pour demander des changements de cahier des charges et faire des propositions de modification des variétés végétales utilisées dans les AOP et IGP (en particulier dans le secteur du vin) (Ollat et Touzard, 2020 ; Grimonprez, 2022), et aussi pour ouvrir la voie à de nouvelles approches de génomique (« *new genomic techniques* », NGT) (Bodiguel, 2023 ; Brosset, 2023 ; Di Lauro, 2024c).

La question de l'origine des denrées alimentaires, de l'origine des matières premières et des contrôles sur ces aspects reste cruciale en raison de l'impact qu'elle peut avoir sur le caractère non trompeur des informations fournies aux consommateurs et la durabilité de la production des AOP et IGP.

Traçabilité de l'origine des produits sous signes de qualité et d'origine

Quant à l'origine, on sait qu'une « appellation d'origine » est une « *dénomination qui identifie un produit : a) originaire d'un lieu déterminé, d'une région déterminée ou, dans des cas exceptionnels, d'un pays déterminé ; b) dont la qualité ou les caractéristiques sont dues essentiellement ou exclusivement à un milieu géographique particulier et aux facteurs naturels et humains qui lui sont inhérents ; et c) dont toutes les étapes de production ont lieu dans l'aire géographique délimitée* », et qu'une « indication géographique » est une « *dénomination qui identifie un produit : a) originaire d'un lieu déterminé, d'une région déterminée ou d'un pays déterminé ; b) dont une qualité donnée, la réputation ou une autre caractéristique peut être attribuée essentiellement à son origine géographique ; et c) dont au moins une des étapes de production a lieu dans l'aire géographique délimitée* » (Règlement (UE) n°1143/2024 (2024b), Art. 46). En outre, « *certaines dénominations sont enregistrées en tant qu'appellations d'origine bien que les matières premières des produits concernés proviennent d'une aire géographique plus vaste que l'aire géographique délimitée ou différente de cette dernière, à condition : a) que l'aire de production des matières premières soit délimitée ; b) qu'il existe des conditions particulières pour la production des matières premières ; c) qu'il existe un régime de contrôle assurant le respect des conditions visées au point b) ; et d) que les appellations d'origine concernées aient été reconnues comme appellations d'origine dans le pays d'origine avant le 1^{er} mai 2004. Aux fins de cette disposition, seuls les animaux vivants, la viande et le lait sont considérés comme des matières premières* » (Règlement (UE) n°1143/2024, Art. 46).

Le contrôle de l'origine et de la traçabilité du processus est mieux précisée par l'article 20 du règlement (UE) n°26/2025 (2025a) qui dispose que le cahier des charges d'une AOP ou d'une IGP énonce les procédures que les opérateurs doivent mettre en place concernant la preuve de l'origine du produit, des matières premières, des aliments pour animaux et d'autres éléments qui, conformément au cahier des charges, doivent provenir de l'aire géographique délimitée et ajoute que « *Les opérateurs doivent être en mesure d'identifier : a) le fournisseur, la quantité et l'origine de tous les lots*

19 Parmi les différents projets : AGRIDIGIT, FOODCONS e SUSFANS, COMETA, UNIHEMP, Horizon SOLACE, DIOL; Foreste e Legno LIFE VEG-GAP, GENDIBAR; AGROENER; Rete Rurale Nazionale, WASA e IRIDA e INNOVABIO (Mipaaf), Life+ "CarbOnFarm", QuaSAR, AGROENER (<https://www.crea.gov.it/-/global-climate-strike-l-impegno-dei-12-centri-crea-contro-il-cambiamento-climatico>).

de matières premières et produits qu'ils reçoivent ; b) le destinataire, la quantité et la destination des produits fournis ; c) la corrélation entre chaque lot entrant visé au point a) et chaque lot sortant visé au point b) ».

Sur la question de l'origine des aliments pour animaux et des matières premières en règle générale, il est énoncé que les aliments pour animaux doivent provenir principalement de la zone définie mais s'il « n'est pas possible de garantir que les aliments pour animaux proviennent intégralement de l'aire géographique délimitée, l'ajout d'aliments pour animaux ne provenant pas de ladite aire est autorisé, à condition que la qualité ou les caractéristiques du produit dues essentiellement au milieu géographique ne soient pas altérées. Dans tous les cas la quantité d'aliments pour animaux ne provenant pas de l'aire géographique délimitée ne doit pas représenter plus de 50 % de matière sèche sur une base annuelle », sauf des modifications temporaires « jusqu'à ce que la possibilité de s'approvisionner en aliments pour animaux dans l'aire géographique délimitée puisse être rétablie » (Règlement (UE) n°1143/2024, Art. 47). Dans ce but, « le cahier des charges d'un produit d'origine animale dont la dénomination est enregistrée en tant qu'appellation d'origine protégée contient des règles détaillées sur l'origine et la qualité des aliments pour animaux » (Règlement (UE) n°26/2025, Art. 19).

La question des règles d'origine des matières premières et des aliments pour animaux « associés à la déforestation et à la dégradation des forêts » (le périmètre de ce règlement UE) sera affectée par les dispositions du règlement (UE) n°1115/2023 (2023) qui prévoit que « les produits de base en cause [NB il s'agit de bovins, cacao, café, palmier à huile, caoutchouc, soja et bois] et les produits en cause ne sont pas mis sur le marché ou mis à disposition sur le marché ou exportés, à moins que toutes les conditions suivantes ne soient remplies : a) ils sont zéro déforestation ; b) ils ont été produits conformément à la législation pertinente du pays de production ; et c) ils font l'objet d'une déclaration de diligence raisonnée ».

En France, l'art. 48 de la Loi dite EGALIM n°2018-938 du 30 octobre 2018 (République française, 2018) pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine, durable et accessible à tous, prévoit que « Un décret fixe les conditions dans lesquelles, au plus tard le 1^{er} janvier 2030, les signes d'identification de la qualité et de l'origine mentionnés au 1^o de l'article L. 640-2 du code rural et de la pêche maritime intègrent dans leurs cahiers des charges les dispositions pour que les exploitations concernées répondent aux exigences prévues pour faire l'objet de la certification prévue à l'article L. 611-6 du même code ». Ce décret devant préciser les modalités de mise en œuvre de l'article 48 n'a pas été publié, en raison d'incompatibilité juridique avec la réglementation européenne sur les signes officiels de qualité. Quoiqu'il advienne de ce décret, l'agroécologie est déjà inscrite dans le droit français (art. L. 1 du Code rural) et constitue un objectif législatif (Hermon, 2015 ; Raffray, 2019 ; Bodiguel, 2022).

Entre-temps le Conseil permanent de l'Institut national de l'origine et de la qualité (INAO)²⁰ a validé pour les produits sous signes d'identification de la qualité et de l'origine (SIQO) les trois options suivantes²¹ : 1) introduire dans le cahier des charges une ou plusieurs dispositions agro-environnementales (DAE)²² ambitieuses (qui concernent la protection des ressources naturelles, la préservation de la biodiversité, la réduction de l'utilisation des produits chimiques de synthèse et le bien-être animal) ; 2) demander l'accompagnement vers une certification collective hors cahier des charges, démarche de certification environnementale ou en Agriculture Biologique ; 3) demander à l'INAO l'introduction dans le cahier des charges d'une obligation de certification environnementale officielle (certification environnementale des exploitations ou agriculture biologique)²³.

²⁰ <https://www.inao.gouv.fr/>

²¹ <https://www.inao.gouv.fr/Espace-professionnel-et-outils/Produire-sous-signes-de-qualite-comment-faire/SIQO-et-engagement-dans-l-agro-environnement>

²² Dispositions agro-environnementales-type viticoles :

https://www.inao.gouv.fr/content/download/3820/33703/version/2/file/liste_dae_type_viticoles-02-2022.pdf

²³ https://www.inao.gouv.fr/content/download/3819/33697/version/2/file/INAO_Plaquette%20certif.%20environnement.pdf

La certification HVE, un complément aux signes de qualité et d'origine qui reste à consolider

La certification HVE, introduite en France en 2010²⁴, est en train de conquérir de larges portions des entreprises agricoles françaises²⁵. Il s'agit d'une certification historiquement prévue avec trois niveaux (le premier niveau a été supprimé en novembre 2023 ; Décret n°2023-990 du 25 octobre 2023 - art. 1) qui permet aux exploitants de valoriser leurs pratiques agricoles favorables pour la biodiversité et l'environnement. Seuls les exploitants qui ont obtenu le 3^e niveau (le plus élevé) de la certification peuvent apposer le logo « Haute Valeur Environnementale » dans leur exploitation. Il faut considérer que le premier niveau prévoyait une forme de « sensibilisation aux prérequis réglementaires et auto-diagnostic de leur exploitation au regard du 2^e et/ou du 3^e niveau » ; le 2^e niveau prévoit la mise en œuvre de bonnes pratiques agronomiques ; le 3^e niveau (Haute Valeur Environnementale) requiert d'atteindre « une combinaison d'objectifs de résultats mesurés grâce à des indicateurs de performance environnementale ».

La mention Haute Valeur Environnementale s'appuie sur quatre domaines : la préservation de la biodiversité (insectes, arbres, haies, bandes enherbées, fleurs...) ; la stratégie phytosanitaire ; la gestion de la fertilisation ; la gestion de l'irrigation, et sur quatre indicateurs. Le logo « Issu d'une exploitation Haute Valeur Environnementale » peut être apposé sur les produits bruts issus d'exploitations Haute Valeur Environnementale et sur les produits transformés composés d'au moins 95% de matières premières agricoles issues d'exploitations Haute Valeur Environnementale.

Toutefois, la pression sur les AOP et IGP pour qu'elles adoptent ces systèmes de certification peut être source de débats (Raffray, 2019, 2020b, 2023a).

Il suffit d'examiner les dernières demandes de modification des cahiers des charges déposées en France²⁶ pour se rendre compte de l'impact que semble commencer à avoir la recherche de l'adaptabilité des productions AOP et IGP aux exigences de l'INAO en matière de respect des profils environnementaux (Charef, 2019 ; de Menthère *et al.*, 2019 ; Marescotti *et al.*, 2020).

Toutefois, à l'heure actuelle, il ne semble pas exister d'études spécifiques permettant de faire le point sur les modifications proposées, sur l'impact de ces modifications sur la biodiversité, mais aussi sur la notion de biodiversité appliquée dans les différents contextes de production.

Certaines données peuvent être recueillies à partir de l'évaluation du contrat d'objectif et de performance (COP) 2019-2023 de l'INAO et perspectives pour le COP 2024-2028 (Bonnefoi et Torlet, 2023), qui souligne qu'en France les signes officiels peuvent se combiner entre eux, avec une seule impossibilité légale : le Code rural et de la pêche maritime exclut de combiner AOC/P et Label Rouge. Il est également précisé que les trois composantes de la durabilité ne doivent pas être dissociées « *faute de quoi, le modèle économique des productions sous SIQO pourrait être déstabilisé et la création de valeur qui les caractérisent s'en trouver dégradée au point, à l'extrême, de disparaître* ».

Entre-temps un groupe de producteurs de la dénomination Côtes de Bourg, sous certification AB, refuse de suivre la voie de la certification HVE choisie par le conseil d'administration de la dénomination²⁷ et de s'inscrire dans une démarche HVE. Ce conflit met en évidence la difficulté à trouver un modèle juridique adapté pour gérer correctement les AOP et IGP, en particulier en matière de gouvernance sur laquelle le nouveau règlement intervient en demandant que les groupements de producteurs d'AOP et d'IGP soient organisés de manière démocratique (art. 32 et 55). Le problème reste de comprendre quels critères seront adoptés pour la mise en œuvre de cette perspective, et quelle place

24 La certification HVE a été introduite en France avec la loi n° 2010-788 du 22 juillet 2010 « Engagement national pour l'environnement ». Elle fait partie des mentions valorisantes qui peuvent être apposées sur les produits alimentaires pour signaler leur qualité et leur origine (art. L640-2 et L. 611-6 du Code rural et de la pêche maritime)..

25 <https://agriculture.gouv.fr/quest-ce-que-la-haute-valeur-environnementale>

26 Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Institut Français de la Vigne et du Vin et les Vignerons Indépendants, Guide de sensibilisation à la certification Haute Valeur Environnementale, <https://www.vignevin.com/environnement/guide-hve/>

27 <https://www.vitisphere.com/actualite-95679-des-vignerons-bios-refusent-lobligation-hve-en-cotes-de-bourg.html>

sera accordée à la participation de tiers aux processus décisionnels, qui peuvent être ceux d'une communauté au sens large ou dans le cadre de la reconnaissance des droits bioculturels (Di Laura 2022a, 2023b, 2024a).

Dernièrement l'association Alerte aux toxiques qui avait publié des résultats détaillés d'une analyse de vins de châteaux bordelais avec le label HVE, nommément désignés, révélant la présence – en deçà toutefois des limites légales applicables aux raisins de cuve – de résidus de pesticides dangereux, a été condamnée par le Tribunal judiciaire de Libourne, (TJ Libourne, 25 février 2021, n° RG 20/01409) sur le fondement du dénigrement fondé d'une part sur le contenu de la communication de l'association, d'autre part sur sa réception par les médias. Comme a été rappelé *« il revenait donc au tribunal de dire si la communication d'informations relatives à la présence de résidus de pesticides dans les vins analysés, que l'on peut considérer comme reposant sur une base factuelle suffisante et se rapportant à un sujet d'intérêt général, était exprimée avec mesure »* (Raffray, 2022). L'affaire soulève la question de savoir quelle possibilité existe de critiquer un produit conforme aux exigences légales, notamment aux LMR (limite maximale de résidus de pesticides). Elle interroge sur les limites de la liberté d'expression et sur le niveau d'information du consommateur ainsi que des limites de HVE.

En outre en janvier 2023, le Conseil d'État a été saisi par un recours déposé par un groupe de sept associations (la Fédération nationale de l'agriculture biologique, Bio Consom'acteurs, le Syndicat national des entreprises de l'agroalimentaire bio, Générations futures, Agir pour l'environnement, UFC-Que Choisir et Réseau Environnement Santé) pour faire reconnaître le label HVE comme trompeur pour les consommateurs. Ces organisations reprochent au label de ne pas être assez exigeant en matière de pratiques agricoles respectueuses de l'environnement. Elles soulignent notamment le fait que le label n'exclut pas certains pesticides.

En conclusion

La question de savoir comment communiquer et quoi communiquer revient donc. Qu'il s'agisse de signes de qualité ou de certifications, de nombreuses questions se posent lorsqu'il s'agit de communiquer sur la durabilité, comme le souligne le récent rapport publié en juillet 2024 sur les labels liés à la durabilité (environnementaux et/ou sociaux) dans le secteur alimentaire de l'UE (Sanye Mengual *et al.*, 2024) et comme l'indique la Cour des comptes. Selon ses conclusions, *« le droit des consommateurs à une information complète et précise sur les denrées alimentaires est devenu de plus en plus important ces dernières années, avec un intérêt croissant pour la santé et le bien-être, la durabilité et la transparence »* (Cour des comptes européenne, 2024), mais la confusion dans le contexte de la durabilité en particulier s'est également accrue en raison du grand nombre d'étiquettes (Raffray, 2019, 2023c, 2023d, 2024a ; Friant-Perrot, 2025 à paraître).

5.1.3.3. L'encadrement des mentions volontaires concernant l'impact environnemental

La construction progressive d'un cadre spécifique pour les allégations environnementales

Les incidences environnementales et sociales de la denrée alimentaire font l'objet de nombreuses allégations. Les labels privés et publics côtoient de multiples mentions valorisantes apposées sur les emballages alimentaires ou plus largement sur les supports de communication des entreprises agro-alimentaires. Un cadre juridique général issu de la directive (CE) n°29/2005 (2005) sur les pratiques commerciales déloyales prescrit de ne pas induire le consommateur en erreur, sans détailler avec précision les critères qui permettraient de distinguer clairement les allégations environnementales considérées comme trompeuses. Certes la directive désigne certaines pratiques commerciales qui peuvent être en lien avec des considérations environnementales comme trompeuses en toutes circonstances, sans examen au cas par cas. Toutefois il ne fait aucun doute que ces allégations sont de nature à induire en erreur le consommateur.

L'article L. 121-4 du Code de la consommation précise que sont réputées trompeuses en toutes circonstances, au sens des articles L. 121-2 et L. 121-3 du même code, les pratiques commerciales qui ont pour objet :

- pour un professionnel, de se prétendre signataire d'un code de conduite alors qu'il ne l'est pas ;
- d'afficher un certificat, un label de qualité ou un équivalent sans avoir obtenu l'autorisation nécessaire ;
- d'affirmer qu'un code de conduite a reçu l'approbation d'un organisme public ou privé alors que ce n'est pas le cas ;
- d'affirmer qu'un professionnel, y compris à travers ses pratiques commerciales, ou qu'un produit ou service a été agréé, approuvé ou autorisé par un organisme public ou privé alors que ce n'est pas le cas, ou de ne pas respecter les conditions de l'agrément, de l'approbation ou de l'autorisation reçue.

Avant même que le droit de l'Union ne définisse un cadre spécifique pour les allégations environnementales, le droit français dans les lois n°2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire, dite loi AGECE (République française, 2020), et n°2021-1104 du 22 août 2021 (République française, 2021) portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets, dite loi Climat et résilience, a créé de multiples obligations d'information d'ordre environnemental et a également prévu des interdictions pour certaines allégations vertes.

En effet, la loi Climat et résilience a intégré dans le Code de la consommation la répression des pratiques commerciales fallacieuses ayant trait à une information ou à un aspect environnemental. L'article L.121-2 du Code de la consommation prévoit ainsi que « *Une pratique commerciale est trompeuse si elle est commise dans l'une des circonstances suivantes [...]. Lorsqu'elle repose sur des allégations, indications ou présentations fausses ou de nature à induire en erreur et portant sur l'un ou plusieurs des éléments suivants : Les caractéristiques essentielles du bien ou du service, à savoir : ses qualités substantielles [...] ses propriétés et les résultats attendus de son utilisation, notamment son impact environnemental, ainsi que les résultats et les principales caractéristiques des tests et contrôles effectués sur le bien ou le service ; [...] La portée des engagements de l'annonceur, notamment en matière environnementale, la nature, le procédé ou le motif de la vente ou de la prestation de services* ».

Par ailleurs, l'article 12 de la loi n°2021-1104 du 22 août 2021 prohibe les allégations « neutre en carbone » trompeuses²⁸. Les décrets d'application de la loi définissent le régime de sanctions applicables en cas de méconnaissance des dispositions relatives aux allégations de neutralité carbone dans la publicité²⁹ et relatives à la compensation carbone et aux allégations de neutralité carbone dans la publicité³⁰.

Le contentieux Nespresso initié en 2022 illustre cette évolution vers plus de sévérité à l'égard de ces allégations. En l'espèce, les requérants soutiennent que les allégations relatives à la neutralité carbone de l'activité du groupe, au caractère recyclable des capsules en aluminium, et à la plantation d'arbres, qui rendraient la production durable et responsable, sont constitutives de pratiques commerciales trompeuses³¹.

Les codes déontologiques

En l'absence de règles détaillées applicables aux allégations environnementales, ce sont des règles de droit « souple », des règles déontologiques de bonne conduite sans valeur juridique contraignante qui ont progressivement précisé les

²⁸ L'article 12 prévoit l'insertion dans le Code de l'environnement de l'article « Art. L. 229-68.-I. » qui prévoit :

- Il est interdit d'affirmer dans une publicité qu'un produit ou un service est neutre en carbone ou d'employer toute formulation de signification ou de portée équivalente, à moins que l'annonceur rende aisément disponible au public les éléments suivants :

« 1° Un bilan d'émissions de gaz à effet de serre intégrant les émissions directes et indirectes du produit ou du service ;

« 2° La démarche grâce à laquelle les émissions de gaz à effet de serre du produit ou du service sont prioritairement évitées, puis réduites et enfin compensées. La trajectoire de réduction des émissions de gaz à effet de serre est décrite à l'aide d'objectifs de progrès annuels quantifiés ;

« 3° Les modalités de compensation des émissions de gaz à effet de serre résiduelles respectant des standards minimaux définis par décret.

« II.-Un décret fixe les modalités de mise en œuvre du présent article.

²⁹ Décret n° 2022-539 du 13 avril 2022 relatif à la compensation carbone et aux allégations de neutralité carbone dans la publicité. JORF n°0088 du 14 avril 2022 : <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045570611>

³⁰ Décret n° 2022-539 du 13 avril 2022 relatif à la compensation carbone et aux allégations de neutralité carbone dans la publicité. JORF n°0088 du 14 avril 2022 : <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045570611>

³¹ Dans une décision en date du 20 mars 2024, la Cour d'appel de Paris a jugé l'action de la CLCV recevable car non prescrite (RG n°22/10771).

critères applicables. Ces éléments sont de nature à fournir un cadre interprétatif pour le juge saisi d'une allégation litigieuse. Ainsi, au niveau français, le Conseil national de la consommation a élaboré un guide pratique des allégations environnementales qui a été actualisé en 2023 : il liste les allégations couramment utilisées et propose un cadrage pour garantir la loyauté des mentions employées (CNC et République française, 2023).

Dans le cadre d'une démarche d'autorégulation, le secteur de la publicité s'est par ailleurs doté d'une Autorité de régulation professionnelle de la publicité (ARPP) qui a vocation à émettre des recommandations (Code de l'ARPP des Recommandations de la publicité) parmi lesquelles figure une recommandation « développement durable » initiée en 2009 et régulièrement réévaluée depuis. Sur le fondement de ce cadre déontologique, de nombreuses publicités mobilisant des arguments écologiques fallacieux ont fait l'objet de plaintes devant le Jury de déontologie publicitaire. Ont ainsi été considérées comme fondées, des plaintes contre les allégations globalisantes ni justifiées ni relativisées. Le 2 janvier 2024, l'expression « café durable » pour le café à emporter de la marque Lavazza a été considérée comme une formule globale contraire à ladite recommandation. Des allégations sur le bien-être animal et sur l'impact écologique de l'élevage ont également été sanctionnées : on peut citer à titre d'exemple l'avis du Jury de déontologie publicitaire du 13 mars 2023 qui considère qu'une publicité induit le consommateur en erreur sur la durabilité d'un mode d'élevage³². Le 2 avril 2024 la plainte contre la campagne promotionnelle d'Interbev arguant du fait que « *En matière de changement climatique, l'agriculture n'est pas le problème, mais la solution* » a elle aussi été considérée comme fondée dès lors que cette promesse devait être relativisée en l'état des connaissances et des méthodes de production agricoles³³.

La directive européenne du 28 février 2024

Des textes européens récents et en discussion sont venus préciser le cadre juridique des allégations environnementales. Ce cadre n'est pas spécifique aux produits agro-alimentaires, mais il apporte des précisions utiles sur la manière dont pourraient être analysées des allégations environnementales intégrant la biodiversité. Il s'agit de la directive (UE) n°825/2024 (2024a) pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte, qui modifie et enrichit la directive (CE) n°29/2005 (2005) en matière d'allégations environnementales³⁴, et de la proposition complémentaire de directive relative à la justification et à la communication des allégations environnementales explicites³⁵. Ces textes cherchent à garantir au consommateur que les engagements et les objectifs des entreprises en matière environnementale soient objectivés, rendus accessibles aux consommateurs et vérifiables (Bernheim-Desvaux, 2024 ; Bombardier et Miaux, 2024).

5.1.3.4. Définition des allégations environnementales

En l'absence de définition légale, on a retenu jusqu'à présent une définition technique des allégations environnementales. La Norme ISO 140211 définit les allégations environnementales comme des mentions, symboles ou graphiques indiquant un aspect environnemental d'un produit, d'un composant ou d'un emballage. Elle précise :

32 Jury de déontologie publicitaire : avis du 13 mars 2023 jugeant fondée une plainte contre une publicité diffusée par KFC pour une offre promotionnelle sur sa « crispy box ».

Le film publicitaire en cause montre, sur fond de ciel bleu clairsemé de nuages, un poulet apparaissant et disparaissant du bas de l'écran, en battant des ailes. Un cadrage élargi révèle que le poulet effectue des bonds sur le ventre d'une vache allongée sur le dos, les pattes en l'air, au milieu d'un troupeau paissant dans une prairie. Le texte audio accompagnant ces images est : « Plus incroyable qu'un poulet qui vole, la Crispy Box – 5 produits pour 6 euros ». Le jury a conclu que la publicité donne ainsi à penser au public que les poulets entrant dans la composition des sandwichs commercialisés par KFC seraient élevés en plein air, en compagnie des vaches ce qui n'est pas le cas et ce qui induit le consommateur « particulièrement sensible à la question des conditions d'élevage » en erreur

33 Avis publié le 2 avril 2024 INTERBEV – 997/24 Plaintes fondées

34 Directive (UE) n°825/2024 du Parlement européen et du Conseil du 28 février 2024 modifiant les directives 2005/29/CE et 2011/83/UE pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte grâce à une meilleure protection contre les pratiques déloyales et grâce à une meilleure information, PE/64/2023/REV/1, JOUEL, 2024/825, 6 mars 2024

35 Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil relative à la justification et à la communication des allégations environnementales explicites (directive sur les allégations écologiques) COM (2023) 166 final

« Une allégation environnementale peut apparaître sur les étiquettes du produit ou de l'emballage, sous forme de documentation relative au produit, de bulletins techniques, de publicité, de publications, de télémarketing, ou être véhiculée par le biais de supports numériques ou électroniques tels qu'internet. »

La directive (UE) n°825/2024 (2024a) a introduit une définition harmonisée à l'échelle de l'Union en considérant comme allégation environnementale *« tout message ou toute déclaration non obligatoire en vertu du droit de l'Union ou du droit national, sous quelque forme que ce soit [...] et qui affirme ou suggère qu'un produit, une catégorie de produits, une marque ou un professionnel a une incidence positive ou nulle sur l'environnement, est moins préjudiciable pour l'environnement que d'autres produits, catégories de produits, marques ou professionnels, ou a amélioré son incidence environnementale au fil du temps »*³⁶. Cette définition particulièrement large (Leray et Cattalano, 2024) inclut les messages explicites comme les suggestions qui s'inscrivent dans la stratégie commerciale de l'entreprise. Cela concerne les produits, marques mais également les informations sur les impacts environnementaux de l'activité de l'entreprise telles qu'elles sont communiquées dans le cadre des démarches RSE.

5.1.3.5. Régime juridique

Pour lutter contre l'écoblanchiment (« *greenwashing* » en anglais), la directive (UE) n°825/2024 considère les caractéristiques environnementales du produit comme des caractéristiques principales sur lesquelles le consommateur ne peut pas être induit en erreur. Elle ajoute aux pratiques commerciales trompeuses par action deux pratiques supplémentaires : *« une allégation environnementale relative aux performances environnementales futures sans engagements clairs, objectifs, accessibles au public et vérifiables inscrits dans un plan de mise en œuvre détaillé et réaliste qui inclut des objectifs mesurables et assortis d'échéances (...), et qui est régulièrement vérifié par un tiers expert indépendant, dont les conclusions sont mises à la disposition des consommateurs »* et *« la publicité d'avantages pour les consommateurs qui ne sont pas pertinents et ne résultent d'aucune caractéristique du produit ou de l'entreprise »*³⁷.

Par ailleurs, la liste noire des pratiques déloyales *per se* est enrichie de nouvelles pratiques commerciales qui incluent des allégations non fondées scientifiquement, non distinctives (exigence de différenciation dans la référence aux pratiques courantes sur le marché concerné) ou non cohérentes. Sont expressément interdits les auto-labels environnementaux des entreprises qui ne sont pas fondés sur un système de certification³⁸, le système de certification étant défini comme *« un système de vérification par un tiers qui certifie qu'un produit, un processus ou une entreprise satisfait à certaines exigences »*³⁹. Les allégations vagues génériques comme « vert », « durable » ou « respectueux de la nature » sont exclues à moins qu'elles reposent sur des preuves tangibles et vérifiables démontrant la performance environnementale. Ceci permet de renverser la charge de la preuve qui reposait jusque-là sur l'annonceur. Ce souci de cohérence s'exprime aussi dans la pratique ajoutée à la liste noire consistant à *« Présenter une allégation environnementale concernant le produit dans son ensemble, alors qu'elle ne concerne en réalité qu'une des*

36 Art 1^{er} de directive (UE) n°825/2024

37 Art 1^{er}, modifiant l'article 2 de la directive 2005/29

38 Annexe I modifiée

39 "système de certification": un système de vérification par un tiers qui certifie qu'un produit, un processus ou une entreprise satisfait à certaines exigences, qui permet l'utilisation d'un label de développement durable correspondant et dont les dispositions, notamment les exigences qu'il définit, sont accessibles au public et répondent aux critères suivants:

- i) le système est ouvert, à des conditions transparentes, équitables et non discriminatoires, à tous les professionnels désireux et en mesure de se conformer aux exigences du système;
- ii) les exigences définies par le système sont élaborées par le propriétaire de ce dernier en consultation avec les experts et les parties prenantes concernées;
- iii) le système établit des procédures pour traiter les cas de non-conformité à ses exigences et prévoit le retrait ou la suspension de l'utilisation du label de développement durable par le professionnel en cas de non- respect des exigences définies par le système; et
- iv) le contrôle du respect par le professionnel des exigences du système fait l'objet d'une procédure objective et est effectué par un tiers dont la compétence et l'indépendance par rapport au propriétaire du système comme au professionnel sont fondées sur des normes et procédures internationales, de l'Union ou nationales;

caractéristiques du produit». Enfin, il est interdit d'affirmer qu'un produit est « neutre en carbone » sur la base de la compensation carbone (la loi Climat et résilience de 2021 avait anticipé cette évolution du droit européen).

Dès lors, la mise en avant de caractéristiques sur la biodiversité doivent être étayées factuellement, vérifiées par un tiers indépendant, et ne doivent pas conduire à rendre un produit alimentaire ou une activité vertueux sur ce seul aspect, alors même que les autres caractéristiques du produit ou les autres activités de l'entreprise sont délétères pour l'environnement.

La proposition de directive relative à la justification et à la communication des allégations environnementales explicites impose à titre complémentaire que ces allégations fassent l'objet d'un contrôle préalable et soient justifiées scientifiquement. Cela concerne des allégations volontaires sous forme de texte ou contenues dans un label environnemental et portant uniquement sur les caractéristiques environnementales d'un produit ou d'un professionnel. L'article 3 exige notamment que l'évaluation « *repose sur des preuves scientifiques reconnues* ». Pour s'assurer de leur fiabilité, le texte a été amendé en ajoutant qu'elles doivent être indépendantes et évaluées par des pairs. Le degré de robustesse et d'indépendance des études scientifiques étayant la promesse environnementale reste à discuter lors du trilogue. Par souci de cohérence, l'évaluation utilisée pour étayer les allégations environnementales explicites devrait déterminer si les améliorations apportées aux incidences environnementales ou aux caractéristiques environnementales conduisent à des arbitrages susceptibles d'aggraver la performance à l'égard d'autres incidences environnementales ou caractéristiques environnementales. L'article 10 précise la manière dont la justification et la communication d'allégations et labels environnementaux devront être préalablement vérifiées et certifiées par des organismes tiers accrédités, qualifiés de « vérificateurs ». Ce contrôle *ex ante* conduirait à mettre ces informations à disposition des consommateurs par différents biais qui sont encore discutés (communication directe sous forme physique ou indirecte via un lien internet, QR code, etc.⁴⁰). Cette pré-approbation des allégations environnementales et des systèmes de notation environnementale soulève des interrogations dans un contexte de prolifération des affichages de durabilité. Une étude publiée par le groupe de recherche de la Commission européenne en juillet 2024 recense 210 labels alimentaires sur la durabilité et déplore « *la forte prolifération, l'hétérogénéité et les incohérences de l'étiquetage de durabilité sur le marché alimentaire de l'UE* ». Elle conclut que la recherche « *montre que l'abondance des différents labels, avec une couverture hétérogène et non systématique des impacts environnementaux, n'aborde pas les aspects environnementaux de manière horizontale et n'utilise pas une approche systématique du cycle de vie* » (Sanye Mengual *et al.*, 2024).

Pour réduire la lourdeur d'un contrôle préalable systématique, le Conseil envisage une procédure de vérification simplifiée pour certaines catégories d'allégations. Pour rentrer dans le cadre de cette procédure simplifiée, il faut que l'allégation remplisse plusieurs critères cumulatifs : qu'aucune analyse complète du cycle de vie ne soit jugée nécessaire pour étayer l'allégation ; que l'allégation porte sur une seule caractéristique environnementale ; et que l'allégation ne concerne pas une caractéristique environnementale qui conduit à des compromis importants entre différentes catégories d'impact environnemental. Cette procédure implique la publication d'une « documentation technique spécifique » qui inquiète les opérateurs au regard des risques de divulgation d'informations confidentielles qu'elle recèle.

Pour éviter la prolifération de nouveaux labels environnementaux sous forme de scoring, l'article 7 prévoit que seuls ceux « *attribués dans le cadre de systèmes de labels environnementaux établis en vertu du droit de l'Union pourraient présenter pour un produit ou un professionnel un score ou une note attribuée sur la base d'un indicateur agrégé des incidences environnementales d'un produit ou d'un professionnel* ». L'objectif est d'établir un score fondé sur une méthodologie européenne harmonisée en interdisant tout autre label de notation. Cela pourrait entraîner l'invalidation de scores de notation privés comme le Planet-Score en France. Toutefois, il semble que cette disposition pourrait faire l'objet d'amendements, voire être supprimée. Le Parlement propose de modifier l'article en enlevant notamment l'exigence qu'un tel label soit nécessairement « établi en vertu du droit européen » pour exiger qu'il repose « *sur des*

40 Contrairement à la position prise dans les orientations de la Commission de 2021 sur la directive 2005/29.

méthodes d'évaluation scientifiques, indépendantes et reproductibles et une approche fondée sur le cycle de vie ». Le Conseil, lui, propose le retrait de la proposition.

5.1.3.6. Méthodes retenues pour étayer les allégations relatives aux incidences environnementales

La proposition de directive de 2023 sur les allégations environnementales explicites souligne les limites de la méthode PEF ou ACV (CESIAe, 2023 ; Saujot et Aubert, 2023) : « Toutefois, même si les méthodes d'empreinte environnementale sont utiles aux entreprises pour déterminer les domaines dans lesquels celles-ci devraient améliorer leur incidence et leur performance environnementales, et même si ces méthodes permettent d'étayer de manière adéquate certaines allégations concernant plusieurs catégories de produits, elles ne couvrent pas encore toutes les catégories d'incidence pertinentes pour tous les types de produits⁴¹ et peuvent donc donner un aperçu incomplet des qualités environnementales d'un produit dans le cadre des allégations écologiques [...]. En outre, de nombreuses allégations environnementales portent également sur des caractéristiques environnementales (par exemple la durabilité, la réutilisabilité, la réparabilité, la recyclabilité, le contenu recyclé, l'utilisation du contenu naturel) pour lesquelles les méthodes d'empreinte environnementale ne sont pas adaptées pour servir d'unique méthode de justification. Traiter le domaine très large et en évolution rapide des allégations environnementales au moyen d'une seule méthode présente ses limites. Imposer une méthode unique telle que l'empreinte environnementale comme méthode standard de justification pour toutes les allégations environnementales ne serait donc pas approprié et présenterait un risque pour les entreprises qui ne sont pas en mesure de communiquer sur les caractéristiques ou performances environnementales pertinentes de leurs produits ou activités. [...] Pour ces raisons, et sur la base des résultats de la consultation, d'une évaluation interne des conséquences en ce qui concerne la charge pesant sur les entreprises, ainsi que d'autres échanges avec les parties prenantes, la possibilité d'utiliser une méthode standard pour étayer les allégations environnementales n'a pas été retenue »⁴².

Ainsi la méthode PEF n'est pas imposée et ne conférerait probablement pas une présomption de conformité au bénéfice des allégations environnementales reposant sur cette méthode (L'Honnen-Frossard, 2024).

5.1.4. Prochaines étapes et conclusions

La proposition de directive « Green claims » a été discutée par le Parlement européen (résolution du 12 mars 2024). Le Conseil (17 juin 2024) a apporté différentes modifications tenant notamment à la procédure simplifiée pour certains types d'allégations (V. supra). Le texte devrait être adopté en 2025. Il est difficile d'apporter des conclusions concernant l'étude BiodivLabel dès lors que cette directive est en cours de discussion. Pour autant, quelques points de vigilance peuvent être énoncés en relation avec les apports de la directive (UE) n°825/2024.

De manière générale, les restrictions nouvelles introduites par le droit de l'Union et le contrôle *ex ante* devraient conduire à une réduction du nombre de labels environnementaux, comme cela a été le cas pour les allégations nutritionnelles et de santé à la suite de l'adoption du règlement n°1924/2006.

5.1.4.1. Pertinence scientifique des labels environnementaux

Les preuves scientifiques devront être améliorées pour objectiver la promesse de durabilité des labels. Les pistes établies par l'étude BiodivLabel pour chiffrer l'impact des labels sur la biodiversité s'inscrivent dans ce mouvement.

41 Par exemple en ce qui concerne la pêche marine, la durabilité du stock halieutique visé ; en ce qui concerne les produits alimentaires et agricoles, la biodiversité et la protection de la nature au niveau des exploitations ainsi que les différentes pratiques agricoles ; en ce qui concerne les textiles, les rejets de microplastiques

42 Proposition de directive, op cit., p 15

Chaque label sera donc vraisemblablement amené à documenter son caractère distinctif et mieux-disant de l'impact sur l'environnement par rapport aux pratiques conventionnelles et au respect de la réglementation (pratiques obligatoires précises et justifiées, limitation des dérogations ou des compensations entre pratiques). Un niveau de référence absolu doit être privilégié par rapport à un niveau relatif en référence aux meilleures pratiques existantes (exemple, les critères du principe 2 du MSC en voie de modification). Pour les améliorations futures, cela inclut des objectifs intermédiaires quantifiables et vérifiables, avec vérifications à intervalles réguliers (les indicateurs de suivi de tendance comme pour le RSPO devront être affinés).

5.1.4.2. Cohérence des labels environnementaux

A l'image des allégations nutritionnelles et de santé qui ne devraient pas être apposées sur les aliments ayant un profil nutritionnel global défavorable à la santé⁴³, se pose la question de la cohérence des labels en matière d'impact environnemental. La promesse liée à la biodiversité ne peut pas être mise en avant au préjudice d'autres catégories d'impacts environnementaux. Du reste, cette cohérence devrait être exigée pour accéder à la procédure simplifiée en présence de cette seule promesse.

5.1.4.3. Nouveaux labels environnementaux fondés sur un scoring global

Dans la lignée des difficultés relatives à la mise en place d'un affichage nutritionnel simplifié harmonisé à l'échelle européenne (Gérard *et al.*, 26 décembre 2022), les résistances nationales sont à craindre quant à la mise en place d'un score environnemental européen.

5.1.4.4. En conclusion

Si l'on prend en compte les signes distinctifs identifiés en France comme SIQO, il est possible de suivre un contexte qui identifie des conditions de production caractérisées, comme on peut le lire sur le site de l'INAO, par « *une démarche collective et volontaire émanant de producteurs ou d'un groupement de producteurs ; des conditions de production strictes validées par l'État ; des contrôles réguliers réalisés par des organismes indépendants agréés par l'État* ». Toutefois les labels AOP, IGP, STG et AB répondent également à un cadre harmonisé de l'Union européenne.

Le signe AB répond depuis longtemps à la recherche de la protection de l'environnement et intègre un certain nombre de dispositions qui soulignent cette sensibilité de la production biologique à l'égard de l'environnement. En revanche, lors de l'adoption en 1992 du cadre harmonisé de l'UE des AOP et IGP, le respect de l'environnement et la durabilité n'étaient pas la préoccupation essentielle et n'ont pas été pris en compte. Cependant, ce cadre juridique, même avant les récentes modifications, n'est pas sans intérêt pour le juriste qui souhaite reconstruire la relation entre les signes distinctifs dans le secteur alimentaire et la durabilité, dès lors que les AOP et les IGP sont des signes distinctifs à caractère public, réglementés par un cadre harmonisé au niveau européen mais aussi avec des répercussions au niveau international. L'intérêt est d'autant plus grand aujourd'hui que le règlement (UE) n°1143/2024 prévoit expressément la possibilité pour les cahiers des charges d'intégrer des pratiques durables et pour les groupements de producteurs d'élaborer un rapport de durabilité. Cette évolution ne permet pourtant pas d'évaluer l'impact de ces productions sur la durabilité, et pas uniquement parce qu'il n'est pas obligatoire d'adopter des pratiques durables. Pour évaluer l'incidence des AOP et IGP sur la durabilité et la biodiversité, il est nécessaire de passer du cadre général aux règles adoptées dans les cahiers des charges des différentes AOP ou IGP, étant donné que les cahiers des charges peuvent contenir des indications différentes sur les pratiques à suivre. Mais le nombre d'AOP et d'IGP rend cette tâche difficile et ne peut qu'indiquer l'extrême variété des pratiques adoptées. Pour cette même raison, la prise en compte d'une AOP

43 Rapport de mise en œuvre sur le règlement (CE) n° 1924/2006 concernant les allégations nutritionnelles et de santé portant sur les denrées alimentaires- Résolution du Parlement européen du 18 janvier 2024 sur la mise en œuvre du règlement (CE) n°1924/2006 concernant les allégations nutritionnelles et de santé portant sur les denrées alimentaires (2023/2081(INI)), 17.10.2024 (C/2024/5729)

ou d'une IGP spécifique ne permet pas de transposer les conclusions tirées au cadre juridique général. Les AOP et les IGP ont un régime qui pourrait, en principe, permettre une analyse de l'impact sur un territoire déterminé correspondant à celui envisagé dans l'aire géographique déterminée. Toutefois, il faut tenir compte du fait que le cadre juridique des AOP et des IGP, bien qu'ayant évolué dans l'identification de l'origine, prévoit certaines exceptions telles que le fait que l'appellation d'origine puisse indiquer un produit dont l'origine est plus large que la dénomination indiquée. Le rôle de l'origine de la matière première doit également être pris en compte. Le succès commercial de certaines productions peut également entraîner des problèmes en termes d'environnement, de paysage, de biodiversité (avec la création de monocultures) et d'impact social (santé, coût du foncier, etc.). La possibilité d'utiliser des variétés autres que celles prévues à l'origine peut également affecter la durabilité et la diversité car les producteurs s'efforcent également de trouver des variétés plus résistantes en raison du changement climatique. L'évaluation de l'impact de ces signes doit tenir compte également de la possibilité d'utiliser des cultures génétiquement modifiées, mais aussi de l'évolution de règles sur les OGM qui pourrait conduire à considérer certaines nouvelles variétés comme non génétiquement modifiées si elles sont obtenues avec certaines techniques. Sachant que dans certains cas elles ne peuvent être tracées, cette situation pourrait également concerner l'agriculture biologique. Enfin, le cadre de la durabilité au sein de la PAC et des systèmes alimentaires est également susceptible d'évoluer, et il convient de noter que le règlement (UE) n°1143/2024 (2024b) énonce que les pratiques à adopter par les producteurs d'AOP et d'IGP doivent être plus strictes que celles prévues dans le cadre général, ce qui introduit une autre variable dans l'évaluation de l'impact de ces productions sur la durabilité. Les mêmes conclusions peuvent être tirées quant à l'impact des évolutions juridiques sur la conception du bien-être animal.

En tout état de cause, tous les signes sont confrontés à un cadre européen et à des règles sur la biodiversité et sur les déclarations environnementales qui évoluent fortement, ce qui rend le contexte juridique instable et difficile à prédire.

5.2. Le design institutionnel module l'effectivité de la « promesse de durabilité » du label

5.2.1. De la difficulté d'évaluer systématiquement l'effectivité des labels de durabilité

5.2.1.1. De la diversité des designs institutionnels des labels de durabilité

Le label est un terme générique qui désigne un signe visible apposé sur un produit pour informer le consommateur de qualités spécifiques au regard d'exigences particulières, définies dans un cahier des charges. Le label est donc la partie visible affichée sur le produit, dont la crédibilité et la reconnaissance reposent sur un ensemble de règles, de procédures et d'éléments organisationnels qui régissent l'élaboration et l'application des engagements annoncés. L'agencement de l'ensemble de ces éléments forme le « design institutionnel » du label.

Chaque label, en fonction de son histoire et de son évolution, présente un « design institutionnel » qui lui est spécifique (Marx *et al.*, 2022), mais qui a pour but d'organiser systématiquement trois dimensions du label :

- les modalités d'élaboration (et de révision) de la promesse du label ;
- les modalités de contrôle et mise en œuvre de la promesse du label ;
- les modalités de transmission de la promesse du label le long de la chaîne de valeur.

Gouvernance - modalités d'élaboration (et de révision) de la promesse du label

La promesse du label désigne l'étendue des engagements énoncés par le label dans son cahier des charges – désigné également comme *référentiel* ou *norme* du label. Dans le champ des labels de durabilité, l'accent est mis sur une ou plusieurs dimensions de la durabilité (sociale, environnementale, économique) qui sont ensuite traduites en une série

de règles et d'obligations qui s'appliquent à l'ensemble des opérateurs impliqués dans le cycle de production considéré par le label (fermiers, producteurs, fournisseurs d'intrants, distributeurs, metteurs en marché, etc.). L'élaboration et la révision périodique du *référentiel* du label sont organisées par des règles définies par le *titulaire du label*. Le titulaire du label peut être une organisation publique, privée, ou de la société civile, dont les règles d'organisation sont explicitées dans un document de référence (statuts, charte, règlement, texte de loi). Les documents de gouvernance du label vont ainsi définir les règles de composition, de décision et de représentativité des parties-prenantes du label, dans chacune des instances fonctionnelles (comités ou groupes de travail sur l'évolution des normes, conseil scientifique, etc.) ou décisionnaires (assemblée générale ou législateur).

Contrôle – modalités de contrôle et mise en œuvre de la promesse du label

Le titulaire du label détermine également la manière dont le contrôle du cahier des charges va être effectué – c'est-à-dire comment va être vérifiée la conformité entre les pratiques des opérateurs et l'ensemble des règles établies par le label. L'organisation du contrôle et les moyens d'assurer la qualité de ce contrôle peuvent s'organiser de différentes manières (Loconto, 2017). Ces différents modèles de garantie de la conformité par des intermédiaires ont évolué dans le temps, font l'objet de normativités concurrentes, défendues et structurées par différents acteurs des chaînes d'approvisionnement.

Traçabilité – transmission de la promesse du label le long de la chaîne de valeur

Enfin, chaque titulaire de label décide aussi des modalités organisationnelles qui garantissent la transparence et la bonne transmission de ces engagements de durabilité, à chaque étape de production, jusqu'au consommateur final. Là encore, plusieurs modèles de *chaîne de traçabilité* sont possibles (*chain of custody*), et pour un même label plusieurs organisations de la traçabilité peuvent coexister. Bien que souvent considérées comme interchangeables, les notions de chaîne de traçabilité et de traçabilité peuvent être définies séparément. La traçabilité est la capacité à démontrer la chaîne de traçabilité. Le niveau et le type d'informations enregistrées tout au long de la chaîne d'approvisionnement peuvent varier, et la démonstration de la capacité à retrouver les informations est obtenue grâce à la mise en œuvre de différents modèles de chaîne de traçabilité (Mol et Oosterveer, 2015 ; ISEAL Alliance, 2016 ; Hinkes et Peter, 2020).

5.2.1.2. Les initiatives de parangonnage des labels de durabilité : présentations, principes et limites

Face à ces configurations à géométries variables, depuis les années 2010, de nombreuses initiatives privées ou publiques ont été développées pour comparer l'étendue des engagements en termes de durabilité des labels. On peut identifier plusieurs initiatives portées par différentes institutions ou collectifs œuvrant dans le secteur des standards de durabilité. L'objectif partagé est de produire une comparaison des différents labels, afin de pouvoir discerner la nature et l'étendue des engagements de durabilité. Ces initiatives s'appuient sur des outils différents, pour comparer différents labels selon des critères de contenu thématique (eau, sol, biodiversité, etc.) et/ou de fonctionnement (traçabilité, gouvernance, suivi-évaluation, etc.). Ces comparaisons descriptives ou normatives (évaluatives) procèdent également de manières différentes : certaines proposent la constitution de bases de données permettant la recension plus ou moins exhaustive des labels ou initiatives multipartites de durabilité. D'autres proposent des grilles analytiques de mise en comparaison des labels sur la base de critères systématiquement informés. D'autres encore proposent des processus de comparaison experte des labels. Nous proposons un aperçu de la diversité des principales initiatives de parangonnage des labels volontaires de durabilité (Tableau 5-1).

Ces initiatives comparatives ont pour objectif de rendre la diversité des règles de durabilité dans les labels et leur efficacité plus lisibles. A la diversité des labels, répond alors une diversité des modes de comparaison et d'évaluation. Qu'est-ce qui fait l'efficacité de la promesse de durabilité du label ?

Certaines comparaisons considèrent uniquement les principes généraux des labels ou la philosophie du changement, d'autres entrent dans le détail des cahiers des charges. Certaines grilles d'analyse proposent d'évaluer des moyens d'agir (obligation de moyens), tandis que d'autres évaluent uniquement des impacts (obligation de résultats). Certaines de ces comparaisons portent uniquement sur l'organisation formelle du label lui-même, en vue d'évaluer sa crédibilité globale au regard de principes généraux reconnus dans le monde de la certification (e.g. ISEAL Credibility Principles)⁴⁴.

Cependant, aucune de ces démarches ne considère que le design institutionnel du label crée des conditions nécessaires (mais non suffisantes) de respect et d'application du cahier des charges.

Tableau 5-1. Principales initiatives de parangonnage des labels volontaires de durabilité.

Initiative	Date	Porteurs de l'initiative	Type d'outil	Comparaison
ITC Standard Map	2011	International Trade Center (UN agency)	Base de données permettant la comparaison multi-sectorielle de labels de durabilité > 300 labels	DESCRIPTIVE 1 650 critères
Sustainability Standards Comparison Tool (SSCT)	2016	ISEAL, GIZ et ITC	Grille analytique de comparaison de la crédibilité des labels (durabilité, pertinence, impartialité, transparence, etc.)	EVALUATIVE ISEAL Credibility Principles
MSI Evaluation Tool	2017	Multi-Stakeholder Initiative Integrity (MSI Integrity) et Harvard Law School's International Human Rights Clinic	Grille analytique de comparaison des structures institutionnelles des initiatives multipartites de durabilité (mandat, gouvernance, transparence, etc.)	EVALUATIVE Référentiel normatif développé par MSI Integrity
EVIDENSIA Knowledge Matrix	2019	ISEAL, WWF, Rainforest Alliance	Base de données permettant la comparaison multi-sectorielle de l'impact des labels et des initiatives volontaires de durabilité	DESCRIPTIVE Recension des travaux de recherche de moins de 10 ans sur les impacts des labels
Tool's 7-step Benchmark Process	2015	Initiative mondiale pour des produits de la mer durables (GSSI)	Processus de comparaison experte des labels apposés aux produits de la mer au regard de critères environnementaux, de gouvernance et opérationnels (les questions sociales ne sont pas incluses).	EVALUATIVE Référentiels FAO + GSSI (175 composants essentiels)
Label INFO	2023	Pusch and ZHAW en lien avec ITC & GIZ	Grille analytique de comparaison entre différents labels de durabilité pour les produits d'origine agricole – s'appuie sur le SSCT et l'ITC standard map	EVALUATIVE Référentiel normatif (grille d'évaluation textile, et denrées alimentaires) développé par ZHAW
Guide des labels et systèmes de garanties de commerce équitable origine France	2021	Commerce Équitable France	Grille analytique de comparaison entre différents labels de commerce équitable pour les produits d'origine agricole et en France. Le guide mobilise la même grille développée pour les labels internationaux en 2020.	EVALUATIVE Référentiel normatif développé par Commerce Équitable France, en partenariat avec Fair World Project (USA), le Forum Fairer Handel (Allemagne) et FairNESS FR (un réseau de chercheurs)

5.2.1.3. Conformité au label : une tension entre respect des règles et tenue des objectifs

La notion de conformité⁴⁵ est un concept clef des standards de durabilité, envisagés comme des instruments (volontaires) de régulation d'un secteur de production. L'efficacité des labels repose sur le couplage entre la prescription

⁴⁴ <https://www.isealliance.org/defining-credible-practice/iseal-credibility-principles>

⁴⁵ La conformité constitue une obligation légale au sens de la réglementation (ex: AOP, IGP, Bio...) mais aussi une obligation contractuelle au sens de la conformité au cahier des charges

de règles communes volontaires et leur mise en pratique. La littérature considère d'une part une conformité dichotomique (oui/non) et une conformité inclusive, qui envisage un gradient de conformité depuis l'adoption de la norme jusqu'au changement et la mise en conformité des pratiques (Meyer et Rowan, 1977). L'enjeu d'efficacité du label réside ainsi dans sa capacité à faire intégrer ses règles et exigences dans les pratiques des opérateurs afin de garantir la promesse annoncée dans le cahier des charges. Cependant, un respect purement formel des exigences peut (producteur, agriculteur, entreprise) se conformer aux exigences du label mais ne parvient pas à obtenir les résultats souhaités. La notion de conformité recouvre donc cette double dynamique de respect de la règle et de changement des pratiques afin de garantir les promesses de durabilité annoncées dans le cahier des charges (Nava et Tampe, 2023).

De récents travaux dans le champ de l'efficacité des labels ont identifié que le design institutionnel du label est clef dans la gestion et l'arbitrage des tensions pour une adoption et une mise en œuvre réussie (Depoorter et Marx, 2023). C'est donc l'ensemble des modalités de fonctionnement du label qui permet d'assurer d'une part l'adhésion à la théorie du changement proposée et le respect des règles du cahier des charges, et d'autre part, de garantir des mécanismes adaptatifs pour réduire des risques de découplage entre les moyens et les fins, c'est-à-dire une application procédurale qui ne tiendrait pas compte du contexte d'application spécifique de la règle.

5.2.2. Vers l'identification d'attributs spécifiques de design institutionnel favorables à l'adoption et au respect du cahier des charges

5.2.2.1. De la confrontation des modèles d'assurance à la comparaison des fonctions d'intermédiations

Pour appréhender les éléments du design institutionnel des labels favorables à une conformité entre les règles contenues dans les cahiers des charges et leur mise en pratique par les producteurs et opérateurs des chaînes de valeur alimentaires, la réflexion initiée autour des modèles d'assurance est centrale. En effet, les modèles d'assurance ont pour objectif de produire une preuve démontrable que les exigences spécifiques relatives à un produit sont remplies.

Le modèle d'assurance international, porté par la norme ISO, promeut la certification par tierce-partie accréditée. L'Union européenne a ainsi aligné l'ensemble de ses labels de durabilité et de qualité sur ce modèle d'assurance (2009 pour le bio et 2012 pour les IG). A rebours de cette normalisation des modèles d'assurance, à partir des années 2000, le secteur des standards volontaires de durabilité s'est organisé autour d'une organisation ombrelle : l'alliance ISEAL (*International Social and Environmental Accreditation and Labelling alliance*), pour faire valoir la crédibilité de modèles d'assurance alternatifs. Les critères de crédibilité sont détaillés dans le Code d'Assurance de l'ISEAL (2023⁴⁶), un ensemble de métarègles harmonisées assurant l'impartialité et l'indépendance des systèmes de certification des labels durables.

Ce mouvement a ouvert la diversification des modèles d'assurance et la recomposition des rôles de régulation entre les différentes parties prenantes des labels autour de deux principales fonctions d'intermédiation réglementaire : l'attestation et la détermination (Loconto, 2017). La fonction d'attestation désigne l'ensemble des activités de vérification et de contrôle (les audits de contrôle auprès des opérateurs). La fonction de détermination désigne l'ensemble des activités ayant trait à la gestion de la non-conformité (déviation entre la norme et les pratiques constatées dans le cadre d'un audit de contrôle) et l'attribution du label.

Cependant, nous proposons d'approfondir et d'élargir cette discussion sur les modèles d'assurance des labels au-delà du respect de la conformité, en considérant l'ensemble des relations d'intermédiations liées à l'activité de création de norme elle-même (normalisation), aux activités de contrôle de la norme (attestation), de gestion de l'attribution du label et de gestion des non-conformités (détermination), ainsi qu'aux activités liées aux modalités de transmission de

⁴⁶ ISEAL Alliance, 2023. ISEAL Code of Good Practice for Sustainable Systems. Version 1.0 – December 2023. Effective since March 1st, 2024. Available on line: ISEAL Codes of Good Practice

l'assurance de la conformité jusqu'au consommateur (transmission). Les questions sous-jacentes des quatre intermédiations sont les suivantes :

NORMALISATION : qui contribue à la création et à la gestion des règles du label ?

ATTESTATION : qui est en charge du contrôle / des audits et de leur qualité ?

DETERMINATION : qui est en charge de la gestion de la conformité aux règles du label ?

TRANSMISSION : comment se transmet la promesse du label jusqu'au consommateur final ?

5.2.2.2. Méthode de comparaison et d'analyse des designs institutionnels

Constitution d'une base de données pour l'ensemble des labels

Pour informer finement l'ensemble des relations d'intermédiations à l'œuvre pour chaque label, il était nécessaire de manipuler directement les documents officiels de description des différents designs institutionnels. Les dernières versions accessibles publiquement ont été téléchargées et consignées pour 17 labels (soit les 13 étudiés dans l'étude auxquels ont été ajoutés 4 autres pour une vision un peu plus large), en trois catégories : Gouvernance (statuts, charte, schéma de gouvernance ou règlement intérieur) ; Contrôle (référentiel ou standard, plan de contrôle, protocole de certification, manuel pratique, etc.) et Traçabilité (standards de traçabilité, règlement d'usage du label, chaîne de traçabilité, etc.).

Description systématique des différents designs institutionnels

Nous avons procédé ensuite à la description comparative et systématique des 17 labels. Pour cela, nous mobilisons le modèle classique d'analyse des activités de régulation : le modèle RIT pour « *Regulator, Intermediary and Target* » (Abbott *et al.*, 2017). Ce cadre d'analyse nous permet de décrire finement les différentes relations d'intermédiations organisées à l'intérieur de chaque label entre les producteurs de la norme (*Regulator* (R)), les intermédiaires, facilitateurs de l'application de la norme (*Intermediaries* (I) – comme les organismes de contrôle ou d'accréditation) et les cibles de la norme (*Target* (T)) – auxquels nous ajoutons également les bénéficiaires (B) comme les consommateurs. Pour chaque fonction d'intermédiation, nous avons cherché à informer (1) la nature de l'opérateur ou des opérateurs impliqués en mobilisant le modèle RIT et/ou (2) les modalités pratiques ou techniques organisant la fonction (règles de représentativité, type de contrôle, méthodes de traçabilité).

Qualification de chacune des fonctions d'intermédiation

Au regard de l'ensemble des résultats obtenus, nous avons ensuite procédé à la qualification de chacune des fonctions d'intermédiation, afin de différencier des attributs de design institutionnel qui sont communs à un certain nombre de labels, sur l'ensemble du périmètre couvert par notre analyse (Tableau 5-2).

Tableau 5-2. Fonctions d'intermédiations dans les labels et leurs descripteurs.

Fonctions d'intermédiations	Descripteurs de chaque fonction d'intermédiation dans le label		
Normalisation	Qui est en charge de la définition (et/ou révision) du cahier des charges – selon quelles modalités ?	Qui est en charge de l'adoption du cahier des charges – selon quelles modalités ?	Règles de représentativité de l'organe décisionnaire
Attestation	Qui est en charge de l'attestation ?	Règles de qualification (accréditation, formation) ?	
Détermination	Qui est en charge de la détermination ?	Quelles sont les activités de détermination considérées ?	Règles de composition du collectif
Transmission	Quel est le modèle de traçabilité autorisé ?	Règles de mise en marché (crédits, titres)	

Normalisation

La création et la gestion des cahiers des charges se fait en plusieurs temps. Un temps technique d'élaboration et de préparation de cette norme. Un temps décisionnaire de sa validation (ou de la décision de sa réactualisation). Les deux dimensions sont distinctes et bien souvent opérées par des groupes d'opérateurs différents à l'intérieur du label. Les différentes configurations de création de la norme dans les différents labels étudiés, que nous avons décrites de manière systématique, qui nous ont conduits à stabiliser 4 modes de normalisation distincts :

- Normalisation Endogène : les créateurs (r_1) et décisionnaires (r_2) de la norme sont également les destinataires de la norme (t) soit (r_1 et $r_2 = t$)*R
- Normalisation Représentative : des représentants des destinataires de la norme (t') prennent part à son adoption mais ne sont pas inclus dans sa création [$(t' \notin r_1 ; t' \in r_2) \neq t$]
- Normalisation Participante : des représentants des destinataires de la norme (t') sont associés au processus d'élaboration de la norme mais pas la décision [$(t' \in r_1 ; t' \notin r_2) \neq t$]
- Normalisation Exogène : les créateurs (r_1) et décisionnaires de la norme (r_2) sont extérieurs à son application par les destinataires de la norme (t) soit (r_1 et $r_2 \neq t$)

Attestation

Les fonctions d'attestation désignent : les activités de contrôle des destinataires de la norme, d'évaluation de la conformité des produits et des pratiques de production avec le cahier des charges. Trois modes d'attestation différents ont été relevés sur l'ensemble des labels étudiés :

- Attestation par seconde partie : les opérateurs impliqués dans la chaîne de commercialisation (b) ou (t) et/ou le processus de normalisation (r) sont impliqués dans des fonctions d'audit et de contrôle ($=>$) soit [$(r)*(b)*(t)] => t$
- Attestation par tierce partie indépendante accréditée : les audits sont menés par un organisme de contrôle (i_1), lui-même certifié par une structure d'accréditation soit [$(i_1)*(i_2)] => t$
- Attestation par tierce partie indépendante non accréditée : les audits de contrôle sont menés par un organisme de contrôle (i_1), choisi par le titulaire du label, en fonction de critères qui lui sont propres, soit [$(i_1)*(r)] => t$

Détermination

La détermination recouvre l'ensemble des activités de gestion des non-conformités et d'attribution du label : évaluation des rapports d'enquête, avis de conformité de pratiques, suivi des mises en règles et plans de sortie de la non-conformité, gestion des réclamations et attributions du label, suspensions des certificats, etc. Les activités de détermination s'appuient sur les résultats de la phase d'attestation, soit essentiellement sur le rapport d'audit de l'organisme certificateur. Attestation et détermination sont deux fonctions complémentaires d'intermédiations au cœur de la gestion des labels. On distingue plusieurs configurations de détermination parmi les labels à l'étude :

- Détermination par seconde partie - séparée : les activités de détermination du label sont assurées par des représentants des cibles de la norme (t'), mais organisées à l'intérieur des structures de gouvernance du label (r) afin d'assurer une séparation des rôles soit [rt'] $=> t$
- Détermination par tierce partie : la détermination est effectuée par les instances en charge de la normalisation du label, qui n'ont pas de relation directe avec les destinataires de la règle soit [(r) ou R] $=> t$
- Détermination par tierce partie - déléguée : une majeure partie des activités de détermination sont déléguées par le gestionnaire du label à un intermédiaire (souvent l'organisme de contrôle, i_1) soit [$(i_1)*r$] $=> t$

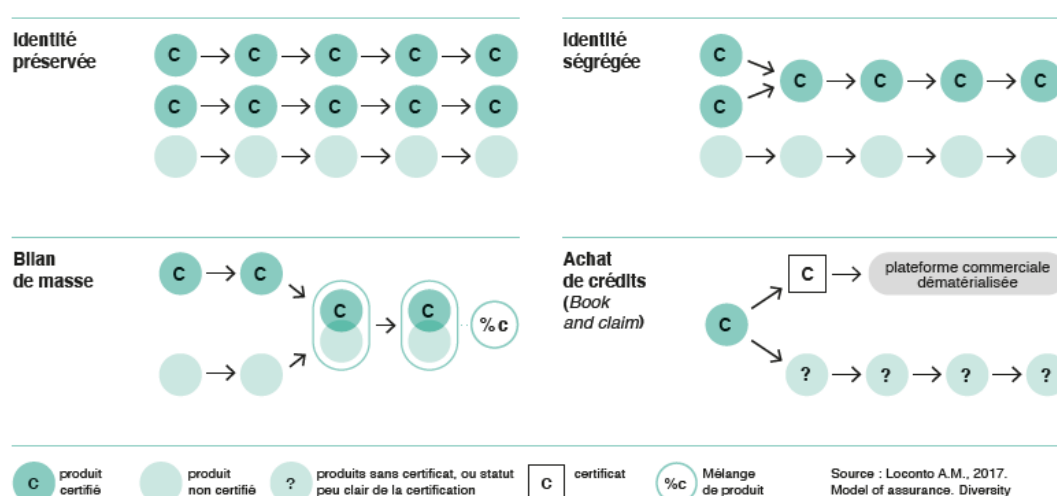
Transmission

La transmission de la promesse de durabilité du label tout au long des étapes de production et de transformation du produit repose sur l'organisation de la chaîne de traçabilité. La traçabilité revoie à l'ensemble des moyens techniques,

documentaires et informationnels qui permettent à chaque étape de démontrer le respect du cahier des charges. La chaîne de traçabilité, c'est alors l'ensemble de la séquence de surveillance (*custodial sequence*) qui se produit lorsque la propriété ou le contrôle du bien échangé sont transférés d'un dépositaire à un autre au sein de la chaîne d'approvisionnement (ISEAL Alliance, 2016). Les modèles de traçabilité organisent ainsi différentes manières de démontrer le lien (physique ou administratif) entre l'unité de production d'une part, et la promesse (de durabilité) sur le produit fini d'autre part. Avec l'allongement des chaînes de valeur et l'émergence de nouvelles préoccupations (zéro déforestation, non-OGM, etc.), les systèmes de traçabilité se sont complexifiés. Tout comme les modèles d'attestation et de détermination, les différents modèles de chaînes de traçabilité (Figure 5-1) font l'objet d'une normalisation internationale (méta-normes), afin de garantir la qualité de la transmission de l'information du respect du cahier des charges jusqu'au consommateur final.

- La première configuration de la chaîne de traçabilité est dite d'**identité préservée**, c'est-à-dire que le produit est physiquement séparé tout au long de la chaîne de production, son origine est conservée et documentée jusqu'au consommateur final. Chaque lot de produit certifié est traité séparément des produits conventionnels assurant au consommateur une transparence maximale. Le modèle d'**identité ségrégée** autorise le mélange de plusieurs produits répondant à la même certification. Mais ces produits restent séparés physiquement des flux de produits qui ne répondent pas aux critères du label.
- Dans le modèle dit de **bilan de masse**, le mélange de produits certifiés et non certifiés est permis. Le rapport entre volumes certifié et non certifié doit être constant et tracé. Cette modalité est largement utilisée pour les commodités agricoles (thé, café, soja, huile de palme, etc.). Le produit répondant aux normes du label est documenté à l'achat, par la suite il est mélangé avec des produits conventionnels. Suivant les modèles de traçabilité, ce mélange peut se faire à l'échelle du lot de produit (*batch level mass balance*), du site de production (*site-level mass balance*), à l'échelle d'un groupe (*groupe-level mass balance*). Ces trois options sont significativement différentes. Plus encore, les ratios peuvent se comptabiliser sur la base d'un pourcentage déclaré de produits mélangés, ou bien sur la base d'un volume donné de produits labellisés traités (*certified sourced content claim*).
- Enfin l'**achat de crédits** (*book and claim*) est une modalité qui permet la dissociation physique totale entre le produit et le certificat. Le bien certifié est produit suivant le cahier des charges et vendu sur les marchés physiques (sans label), tandis que son crédit est vendu sur une plateforme dématérialisée de vente de crédits. Cette option est très prisée des opérateurs de l'aval des chaînes d'approvisionnement agricole qui doivent tenir des engagements de durabilité mais ont du mal à changer physiquement la structure de leurs approvisionnements.

LES DIFFÉRENTES CHÂÎNES DE TRAÇABILITÉ



Source : Loconto A.M., 2017. Model of assurance. Diversity and standardization of modes of intermediation. *Annals of The American Academy of Political and Social Science*, 670 (1):112-132.

Figure 5-1. Modèles génériques de traçabilité.

A la suite de cette phase de traitement des données, nous sommes donc en mesure de qualifier systématiquement l'ensemble des fonctions d'intermédiations à l'œuvre dans les labels étudiés. Nous en donnons un aperçu synthétique dans le Tableau 5-3.

Tableau 5-3. Récapitulatif des qualifications des fonctions d'intermédiations dans les labels étudiés.

Fonctions d'intermédiations	Qualification systématique des fonctions d'intermédiations dans les labels (attributs)			
Normalisation	Endogène	Participante	Représentative	Exogène
	$(r1 \text{ et } r2 = t) * R$	$[(t' \in r1 ; t' \notin r2) \neq t]$	$[(t' \notin r1 ; t' \in r2) \neq t]$	$(r1 \text{ et } r2 \neq t)$
Attestation	2 nd partie	Tierce partie - accréditée	Tierce partie - non accréditée	
	$[(r) * (b) * (t)] \Rightarrow t$	$[(i1) * (i2)] \Rightarrow t$	$[(i1) * (r)] \Rightarrow t$	
Détermination	2nd Partie - séparée	Tierce partie	Tierce partie - déléguée	
	$[rt'] \Rightarrow t$	$(r) \text{ ou } R \Rightarrow t$	$(i1) * r \Rightarrow t$	
Transmission	Intégrale	Partielle	Découplée	
	Identité préservée ou ségrégée	Bilan de masse par lot	Bilans massiques (autre que par lot) et crédits	

5.2.2.3. Résultats : description comparative des différents designs institutionnels des labels de l'étude

Cette clef de lecture originale nous permet de décrire finement le fonctionnement des différents labels de l'étude, et de comparer les relations d'intermédiations à l'œuvre dans leur gestion quotidienne.

NORMALISATION - Du point de vue de la constitution et révision de la règle du label de durabilité (activités de normalisation), nous identifions quatre modalités possibles, dans lesquelles les destinataires de la règle (les producteurs) sont plus ou moins associés à son élaboration.

Normalisation endogène : les créateurs et décisionnaires de la norme sont également destinataires de la norme, ce qui est le cas pour les signes de qualité et d'origine tels que les AOP, IGP et labels rouges. Les producteurs (t) eux-mêmes, organisés en groupements d'opérateurs, proposent le contenu de la norme (cahier des charges) et les points de contrôle. Soulignons cependant que ce processus de normalisation endogène est encadré à la fois par le Règlement européen (pour les IG) et par le Code rural et de la pêche maritime pour les labels rouges et les IG. Le cahier des charges décidé par les producteurs est alors homologué par l'INAO (R), publié au Journal officiel de la République française, puis transmis à la Commission européenne pour enregistrement au registre européen des IG. La publication au Journal officiel de l'Union européenne avalise l'enregistrement du produit. La réglementation française pose également un cadre juridique général pour l'organisation de groupements d'opérateurs et définit leurs missions et les critères de leur reconnaissance en tant qu'organismes de défense et de gestion (ODG). Exemples : AOP, AOC, Labels rouges.

Normalisation représentative : l'élaboration experte de la norme est confiée à des comités techniques permanents ou *ad hoc*, mandatés par le Conseil d'administration du label, puis votée en AG avec une structure de représentation qui inclut les destinataires de la norme, au travers de leurs représentants. L'organisation titulaire du label organise ainsi, au cœur de ses instances décisionnaires, une proximité avec les opérateurs destinataires de la norme. Exemples : Tables rondes RSPO ou RTRS, mais aussi Bio Cohérence, Bleu-Blanc-Cœur, Nature & progrès, Demeter.

Normalisation participante : l'élaboration de la norme est un processus ouvert, qui se traduit par une comitologie inclusive et souvent mixte (public/privé) organisée sous la forme de groupes de travail techniques, comités scientifiques, conseils consultatifs des parties prenantes, etc. L'inclusion des destinataires du label dans ces instances dépend des règles de composition. Pour les labels publics, la participation à l'élaboration de la norme est structurée

dans des instances qui incluent l'ensemble de la filière ou du secteur au-delà des seuls destinataires de la norme (e.g. Pêche durable : Commission Ecolabel ; HVE : Commission nationale de certification environnementale CNCE ; pour le bio/AB : Commission nationale de l'agriculture biologique - CNAB). Les labels Pêche durable, MSC, Rainforest, HVE, Bio/AB ainsi que ASC utilisent un mode de normalisation participante selon des modalités de participation variables.

Normalisation exogène : l'élaboration et la validation de la norme sont prises en charge par des opérateurs complètement extérieurs à son application. Ces comités en charge de l'élaboration de la norme du label sont alors composés d'experts reconnus dans le domaine ou secteur d'activité concerné (personnalités scientifiques, directeurs d'ONG internationales, chefs d'entreprise, etc.). Ce processus de création de norme est souvent adossé à des référentiels internationaux de durabilité reconnus dans le secteur concerné, afin d'asseoir la légitimité du référentiel. On peut citer par exemple, ProTerra dont la norme s'appuie sur les Critères de Bâle pour une culture du soja responsable, publiés en 2004, ou l'ASC qui s'est appuyé sur les critères de la Global Sustainable Seafood Initiatives (GSSI) ou les Lignes directrices de la FAO sur l'éco-étiquetage.

CONTROLE - En ce qui concerne les modèles de contrôle du label, le modèle qui s'est progressivement imposé est celui du contrôle par tierce partie indépendante (CTP) (Tanner, 2000 ; Hatanaka *et al.*, 2005 ; Loconto et Busch, 2010 ; Munteanu, 2015) : un organisme certificateur privé et indépendant, lui-même accrédité pour administrer des contrôles⁴⁷, vérifie si les exigences du label sont tenues aux différentes étapes de production et transformation du produit, en fonction d'un plan de contrôle. Ce document, adossé au cahier des charges, détaille la nature et la fréquence de contrôle, les moyens du contrôle (documentaire, sur site, visuel, prélèvement), ainsi que la qualification des écarts. Les résultats du contrôle sont consignés dans un rapport d'audit. Sur la base de ce rapport d'audit, le certificateur délivre un certificat au producteur. Ce certificat permet au producteur d'utiliser le label et de l'apposer sur les produits. En cas de non-conformité détectée à l'audit, l'organisme responsable de la gestion de la non-conformité intervient, pour décider de l'application de la sanction. Dans le modèle de certification par « tierce partie », ces différentes fonctions de détermination sont assurées par un organisme extérieur à la cible du label : ce peut être l'organisme de contrôle (tierce partie déléguée) ou le gestionnaire du label lui-même (tierce partie).

Un second modèle, porté à l'origine par les réseaux de producteurs en agriculture biologique, passe par une évaluation de la conformité par une « seconde partie », en faisant intervenir non pas une tierce partie indépendante extérieure au système de production, mais au contraire, un ou plusieurs des acteurs qui sont inclus dans la chaîne de transactions commerciales (Mundler et Bellon, 2011). Ces « systèmes participatifs de garantie » (SPG) reposent sur la documentation des pratiques de production au regard des exigences du cahier des charges, mais leur vérification se fait sur la base d'audits (qui comprennent une inspection sur site) menés de manière horizontale, entre le producteur lui-même, un représentant du label (conseiller) et un ou plusieurs participants concernés (citoyen, consommateur, transformateur, etc.) (IFOAM, 2021)⁴⁸. Le rapport d'audit est ensuite examiné par une commission de contrôle, qui comprend également des représentants des cibles de la norme (des producteurs). Les règles de gouvernance de cette commission lui assurent une indépendance interne, tout en garantissant une proximité avec les situations contrôlées et une compétence technique sur les enjeux du contrôle.

Le cadre d'analyse que nous avons choisi nous permet d'aller plus loin dans cette comparaison. Il nous permet en effet de différencier les fonctions d'attestation et de détermination à l'intérieur des modèles classiques de contrôle. Nous avons ainsi systématiquement analysé et qualifié les fonctions d'attestation et de détermination des 17 labels de l'étude pour obtenir 7 configurations différentes (Tableau 5-4), à mettre en regard des deux modèles de contrôle classiquement identifiés : par seconde ou tierce partie.

⁴⁷ La norme internationale ISO 17065 : 2012 « Évaluation de la conformité » fait référence en matière d'indépendance, de compétence, de confidentialité et d'efficacité des organismes de certification. En France, c'est la COFRAC qui accrédite les organismes certificateurs pour les labels bio, les IGP, les labels rouges etc.

⁴⁸ <https://ifoam.bio/sites/default/files/2021-04/systemesdegantieparticipatifs-visionideale.pdf> [Consulté le 13/10/2024]

Nous mettons ainsi en évidence une diversité sous-estimée de configurations, dans lesquelles les opérations de contrôle de la conformité recherchent un équilibre entre l'implication des opérateurs destinataires de la règle (t), du gestionnaire du label (r) et de tiers extérieurs indépendants (i), voire même des bénéficiaires du label (b), les consommateurs, impliqués dans le contrôle de la conformité.

Tableau 5-4. Sept configurations de contrôle au sein des labels de l'étude.

ATTESTATION	DETERMINATION
Seconde partie	Seconde partie - séparée
Tierce partie - accréditée ISO	Seconde partie - séparée
Tierce partie - non accrédité	Seconde partie - séparée
Tierce partie - accréditée ISO	Tierce partie
Tierce partie - non accrédité	Tierce partie
Tierce partie - accréditée ISO	Tierce partie déléguée
Tierce partie - accréditée (non ISO)	Tierce partie déléguée

Variations sur le modèle de contrôle par seconde partie. Comme décrit en introduction, le modèle classique de contrôle par seconde partie repose sur une organisation des fonctions d'attestation et de détermination par seconde partie. On parle d'attestation par seconde partie lorsque des opérateurs impliqués dans la chaîne de commercialisation et/ou le processus de normalisation sont en charge du contrôle. Dit autrement, le contrôle de la conformité entre le cahier des charges et les pratiques n'est pas réalisé par un intermédiaire externe au label. Par exemple, l'audit peut être réalisé par les clients (bénéficiaires du label), des producteurs et opérateurs de transformation (cibles du label) ou des parties-prenantes au processus de normalisation (r). Cette attestation par seconde partie est doublée d'une détermination par seconde partie – séparée. Les activités de détermination du label sont ainsi assurées par des représentants des cibles de la norme (t'), mais organisées à l'intérieur des structures de gouvernance du label (r) afin d'assurer une séparation des rôles. Cette approche permet de proposer des actions correctives ou de mise en conformité au plus proche des contraintes spécifiques du secteur de production ou de la filière.

Ces modalités de contrôle par seconde partie sont souvent moins coûteuses pour les producteurs et permettent une meilleure prise en compte des spécificités locales des conditions sociotechniques ou agroécologiques des systèmes de production. Elles sont caractéristiques des Systèmes participatifs de garantie (SPG). A titre d'exemple, les audits organisés par le label Nature & Progrès impliquent ainsi dans le contrôle un binôme consommateur/professionnel adhérent de l'Association. Pour les fonctions de détermination, les COMAC locales (Commission mixtes d'agrément et de contrôle) composées de producteurs, consommateurs et représentants du label, évaluent les rapports d'enquête fournis par les binômes consommateur/producteur prévus par le SPG, et émettent un avis de conformité des pratiques. Une COMAC fédérale, responsable de l'attribution de la mention Nature & Progrès, assure ainsi une harmonisation de la détermination à l'échelle nationale.

Les SPG sont particulièrement développés dans le monde de la production biologique et reconnus par l'IFOAM (la Fédération internationale des mouvements d'agriculture biologique) depuis 2009. On dénombre ainsi 323 SPG agricoles présents dans 76 pays et impliquant environ 1,5 million de producteurs (Willer *et al.*, 2023). Même si 11 pays du monde autorisent l'utilisation des SPG pour certifier l'agriculture biologique destinée au marché domestique (Niederle *et al.*, 2020), les institutions publiques des principaux importateurs de produits biologiques comme l'Union européenne ne reconnaissent pas encore officiellement ces modes d'organisation alternatifs d'attestation de la qualité, qui sont principalement utilisés sur les marchés domestiques en marge des échanges internationaux.

Pour contourner cette difficulté, certains labels ont alors fait le choix de garder une fonction d'attestation par tierce partie, mais de rapatrier la fonction de détermination à l'intérieur du label, en permettant une plus grande inclusion

des cibles du label (les producteurs, les opérateurs économiques qui utilisent le label) dans les opérations d'attribution et de suivi de la certification.

Par exemple, le Comité de marque Bio Cohérence, composé de producteurs, entreprises, magasins et consommateurs, élus par l'AG, délivre les attestations de conformité au label. Même organisation pour le Comité de contrôle Bleu-Blanc-Cœur, composé des spécialistes qualité des entreprises adhérentes à la démarche. Demeter est organisé sur le même principe, avec un comité de certification national, composé de professionnels de la filière biodynamie, qui est garant de la certification des produits Demeter.

Modèles de contrôle par tierce partie indépendante : 50 nuances d'accréditation. Parmi les systèmes d'assurance qualité, la forme la plus courante reste un contrôle par tierce partie indépendante, que ce soit pour les fonctions d'attestation ou de détermination (Hatanaka *et al.*, 2005 ; Fouilleux et Loconto, 2017). Des structures de contrôle privées sont en charge des audits (i1). Elles sont indépendantes du titulaire du label ou producteur de la norme (r) et leurs services sont payés par le destinataire de la règle (t). A l'issue de l'audit, l'organisme de contrôle (OC) délivre un certificat de conformité au standard. Ces organismes de contrôle sont eux-mêmes soumis à un contrôle qualité, évalué sur la base de critères d'indépendance, de compétence, d'impartialité par un organisme d'accréditation (i2). Cette assurance qualité « de second rang » atteste de la crédibilité de l'organisme de contrôle. C'est ce qu'on appelle le régime tripartite de standardisation (Loconto et Busch, 2010). La détermination est ensuite effectuée par les instances en charge de la normalisation du label, qui n'ont pas de relation directe avec les destinataires de la règle. Or, ce que nous montrent nos résultats, c'est une diversité des formes organisationnelles du contrôle par tierce partie, dans lesquelles la différenciation se joue autour de l'accréditation de l'opérateur en charge des contrôles, et dans une moindre mesure, dans le niveau de délégation des tâches de détermination à ce même opérateur.

Attestation par tierce partie indépendante accrédité ISO : ce régime a été initialement développé par les labels privés internationaux de durabilité soucieux d'assurer la crédibilité de leur certification et de réduire une compétition inutile entre différents standards privés de durabilité. Autour de l'Alliance ISEAL, l'association globale des standards environnementaux et sociaux fondée en 2022 par quatre organisations majeures de standardisation (Forest Stewardship Council, Fairtrade International, the Marine Stewardship Council, the International Federation of Organic Agriculture Movements) s'est développée une normalisation de la certification, dont les pratiques de contrôle autour d'un référentiel commun : l'*Assurance Code* (Paiement, 2017). Dans cet *Assurance code*, l'ISEAL insiste sur la séparation des fonctions de normalisation (création de la règle) et de contrôle (attestation-détermination), en conformité avec le modèle d'assurance qualité ISO 17065 qui porte sur les systèmes d'évaluation de la conformité. Même si ce point est un point de discussion interne vif, il n'en reste pas moins que la norme ISO et le système de certification par tierce partie indépendante sont devenus le mode majoritaire de fonctionnement pour les standards privés de durabilité dans le domaine agroalimentaire.

A la même période, l'Union européenne aligne sa réglementation sur le régime tripartite de standardisation pour les labels publics volontaires de durabilité et impose la certification par tierce partie indépendante accréditée, sur le modèle ISO, en actualisant l'ensemble des textes juridiques encadrant les signes d'origine (IGP/AOP) (2012) et la Bio (2009). Plus encore, avec le Règlement No 765/2008, l'UE exige que les fonctions d'accréditation des organismes de contrôle soient endossées par un seul organisme (public ou privé non lucratif) désigné par pays : COFRAC pour la France, DAkkS pour l'Allemagne, etc. Depuis lors, en France, pour l'ensemble des labels publics de durabilité, les audits sont conduits par des OC privés, accrédités par la COFRAC. On notera cependant que les OC en charge de la certification des labels publics sont également agréés (pour une durée déterminée) par les structures gestionnaires de ces labels (SIQO : INAO, Pêche Durable : FAM, HVE : CNCE). L'agrément permet ainsi à l'État d'exercer une autorité publique formelle dans un système de certification volontaire dont le design institutionnel souscrit à l'origine à une source de norme privée (ISEAL).

Attestation par tierce partie accréditée – non ISO. Avant la standardisation européenne de l'accréditation, plusieurs structures opéraient dans le domaine. Ainsi, les labels MSC, ASC, CSPO et FSC avaient contribué à l'émergence d'une

structure accréditation internationale : l'*Accreditation service international* (ASI)⁴⁹. Cette coexistence des modèles d'accréditation en Europe n'a pas été sans poser de problèmes (Galland, 2013, 2017). Depuis 2019, l'ASI a modifié son nom pour devenir l'*Assurance service international* pour marquer la différence avec la fonction d'accréditation réservée à la DAKKS, et l'ensemble des OC qui audient pour le compte de ces labels n'ont pas besoin d'être accrédités ISO 17065, l'accréditation ASI suffit. Ainsi, les deux standards marins de durabilité (MSC et ASC) ainsi que les deux labels issus des initiatives multipartites de durabilité pour le Soja et l'Huile de palme (RSOP et CSPO), fonctionnent sur ce système de certification par tierce partie indépendante, et sont agréés par l'ASI selon les exigences fixées par les référentiels des titulaires du label et non par la norme ISO.

Attestation par tierce partie – non accréditée : plus récemment, on assiste au développement de systèmes de certification par tierce partie indépendante non accréditée, à rebours du mouvement global de « normalisation » des systèmes de certification et d'assurance qualité. Dans ce cas, le titulaire du label prend sur lui d'assurer la qualité du contrôle. Cela peut se faire par le biais d'un agrément délivré par le titulaire du label. La Fédération biodynamique Demeter international (FBDI) agréée en direct les organismes de contrôle opérant auprès des producteurs parties prenantes du label. Certains labels décident de conventionner directement avec un ou des OC de leur choix. Bio équitable France a conventionné de manière bilatérale avec une série d'OC privés tandis que le label Bleu-Blanc-Cœur a désigné un seul OC (Certys) comme unique certificateur partenaire du label.

Enfin, le dernier niveau de différenciation des modèles de contrôle par tierce partie se joue sur le niveau de délégation de certaines fonctions de détermination par le titulaire du label à l'organisme en charge du contrôle (OC). Dans le modèle canonique de **détermination par tierce partie**, ce sont les instances en charge de la normalisation du label (qui n'ont pas de relation directe avec les destinataires de la règle) qui sont en charge de l'ensemble des fonctions de détermination. A titre d'exemple, en France, c'est l'INAO qui est en charge des activités de détermination, et plus particulièrement le Conseil des agréments et des contrôles. L'originalité de cette instance est de regrouper à la fois des représentants des organismes de contrôle (OC) agréés, ainsi que des personnalités qualifiées permettant d'assurer une expertise professionnelle, technique et juridique pour le traitement de tous les dossiers. Rainforest Alliance est également organisé sur un modèle de détermination par tierce partie, pris en charge par le Comité de l'Audit et du risque du Bureau des directeurs. Cette gestion des activités de détermination, au plus près des activités de création de la norme, assure à RA un contrôle de bout en bout sur son label, et permet d'assumer un choix original dans l'approche de la détermination : le rejet du « zéro tolérance », au profit d'une évaluation des risques et de mise en place de mesures d'atténuation. Les risques de cette approche souple et inclusive de la conformité sont donc internalisés dans le label.

Cependant, de nombreux labels ont fait le choix d'une **détermination par tierce partie – déléguée**. Dans cette configuration, la majeure partie des activités de détermination sont déléguées par le gestionnaire du label à un intermédiaire. Cette externalisation de la majeure partie des activités de détermination aux organismes de contrôle (i1) s'opère sur la base de règles d'évaluation de la conformité et de gestion des non-conformités très standardisées. Les gestionnaires des labels se concentrent alors sur l'administration des registres d'opérateurs certifiés et les règles et conditions d'utilisation du label (octroi de licence d'utilisation de marque commerciale par exemple).

⁴⁹ Nous notons que la norme MSC, qui mobilise une forme d'attestation similaire au FSC et le ASC, représente une forme d'attestation par tierce partie indépendante non accréditée, qui est effectivement à deux niveaux. Le MSC, en suivant les conseils de l'Alliance ISEAL, a bien intégré les principes de l'ISO 17065 dans leur système d'assurance – mais ils n'obligent pas l'accréditation officielle ISO 17065 des organismes de contrôle. C'est une décision techno-politique des acteurs fondateurs du champ des standards de durabilité qui date déjà à plus de dix ans quand le MSC et le FSC avait investi dans la création de l'association Assurance Service International (ASI) qui certifie la compétence des organismes de certification par tierce partie selon la norme de MSC. Mais, compte tenu que l'ASI n'est pas une entité publique (équivalent au COFRAC en France), l'ASI ne peut pas accréditer les organismes selon les normes ISO. Conformément à la nouvelle vague de normalisation au niveau de l'Union Européenne qui a eu lieu dans les années 2000, l'UE a homologué toutes les normes ISO et ils ont décidé que pour les systèmes d'évaluation de conformité seul un organisme d'accréditation sera autorisé par pays Européen. Compte tenu que l'ASI a son siège en Allemagne, c'est seulement le DAKKS qui est autorisé à effectuer l'accréditation selon la norme ISO 17065. DAKKS avait porté plainte contre l'ASI, qui à l'époque s'appelait « accreditation services international », par rapport à l'utilisation du mot « accréditation ». Le résultat est un accord en 2019 pour créer un système à deux niveaux pour l'« accréditation » des organismes de contrôle pour les normes MSC, FSC et ASC.

Ainsi, pour le label ProTerra une partie de la détermination est externalisée à l'organisme de contrôle dont les décisions sont notifiées à ProTerra. En dernière instance, c'est le Comité du standard de ProTerra qui se prononce (soit détermination = $i1 \times r2$). Pour les standards RTRS et RSPO, on notera le même rôle central des OC dans l'attribution du label (certificat valable 5 ans), la gestion des métarègles de l'accréditation et des listes des opérateurs certifiés est en revanche réalisée par le standard lui-même. Chez MSC et ASC, même organisation : la gestion de la non-conformité, le suivi de la remise en conformité et la décision de certification sont assurés par l'OC, qui délivre un certificat valable trois ans à la suite de son rapport d'audit. MSC et ASC gèrent uniquement le système centralisé de référencement des opérateurs certifiés (Annuaire fournisseur MAD ou ASC) et sont destinataires des audits d'évaluation (documents non publics). En revanche, c'est une troisième structure, commerciale : le MSCI (pour Marine Stewardship Council International) qui assure les accords de licence d'utilisation du label avec les opérateurs certifiés. Le bureau de cette structure (5 personnes) comprend deux représentants du label MSC : le Président du Conseil d'administration et le Directeur du MSC). Certaines certifications environnementales publiques sont également gérées sur ce modèle de détermination par tierce partie délégué : ce sont les 17 OC agréés par la CNCE pour le label HVE qui délivrent la certification environnementale pour 3 ans, prennent les mesures sanctionnant les manquements au référentiel ou décident de la suspension ou du retrait de la certification. Même organisation pour Pêche durable, dont un OC agréé par FAM est en charge d'attribuer la certification.

TRANSMISSION - A partir de l'analyse des modèles de traçabilité, nous qualifions trois configurations majeures de l'organisation de cette transmission de l'information du produit certifié jusqu'au consommateur (Tableau 5-5).

Transmission intégrale : la traçabilité physique est maintenue tout à long de la chaîne, on peut remonter à l'origine de production du produit. Ces caractéristiques sont permises dans les modèles de traçabilité dits d'identité préservée et d'identité ségréguée. L'ensemble des labels Bio et SIOO utilisent ces modèles de traçabilité, ainsi que certains standards volontaires privés qui portent sur des caractéristiques précises (ou des pratiques de production) qui nécessitent de préserver l'identité du produit, ou au minimum de garantir une séparation physique du produit labellisé des autres produits (e.g. non-OGM, production biologique).

Transmission partielle : on considérera qu'il y a une transmission partielle de la promesse du label au consommateur, lorsque la traçabilité physique du produit n'est pas intégrale. Par exemple, certains labels permettent que le produit certifié soit mélangé à un pourcentage (minoritaire) de produit non certifié. Cette méthode de traçabilité s'appelle le bilan massique. Ici, nous considérons uniquement les bilans massiques réalisés en pourcentage à l'échelle du lot de produit.

Transmission découplée : on considérera que la transmission de la promesse du label au consommateur est découplée du produit qu'il achète, lorsque le modèle de traçabilité permet la déconnexion entre la certification et le produit physique. Les modèles de traçabilité de bilan massique à l'échelle d'un site de production (*site-level mass balance*), ou d'un groupe d'opérateurs (*groupe-level mass balance*) établis sur la base d'un pourcentage déclaré de produits mélangés ou bien sur la base d'un volume donné de produits labellisés traités (*certified sourced content claim*) permettent ce découplage. Il n'est pas garanti qu'il y ait un volume significatif de produit labellisé dans le lot acheté par le consommateur. Une traçabilité en bilan massique assure simplement qu'un certain ratio de produit labellisé a été mobilisé, à un moment du processus de transformation, pour concourir au produit final. Le lien physique avec le produit certifié est complètement perdu (sauf si le bilan de masse est réalisé à l'échelle d'un lot de produit, sur la base d'une comptabilité par pourcentage déclaré de produit physiquement mélangé, comme dans le modèle de transmission partielle). On qualifie également de transmission découplée l'ensemble des systèmes de traçabilité basés sur des systèmes de crédits (*book and claim*). Là encore, le lien physique avec le produit certifié est perdu. Le consommateur est simplement assuré qu'une quantité identique à celle qu'il achète a été produite selon les règles du label.

Tableau 5-5. Récapitulatif des différents modèles de traçabilités adoptés par les labels de l'étude.

Label	Identité Préservée	Identité Séparée /Ségrégation	Bilan Massique	Achat de crédit
Demeter		x		
Nature & Progrès		x		
AB FR (= BIO EU)		x		
Bleu-Blanc-Cœur		x		
Bio Cohérence		x		
Bio Equitable en France		x		
"exploitation HVE"		x (95% des ingrédients d'origine agricole issus d'une entreprise HVE)		
Label Rouge	x	x		
Appellation d'Origine Contrôlée (AOC)	x	x		
Indication Géographique Protégée (IGP)	x	x		
Rainforest Alliance (RA)	x 90% min	x 90% min	x	
Marine Stewardship Council (MSC)		x		
Certified Sustainable Palm Oil (CSPO)	x	x	x	x
ProTerra	x	x	x	x
Standard for Responsible Soy Production		x	x	x
Pêche durable		x		
Aquaculture (ASC)		x		

Tableau 5-6. Comparaison systématique des différents designs institutionnels des labels de l'étude.

Label	NORMALISATION	ATTESTATION	DELEGATION	TRANSMISSION
Demeter FR	Représentative	TPC - non accrédité	2 nd partie - séparée	Intégrale
Nature & Progrès	Représentative	Seconde partie	2 nd partie - séparée	Intégrale
Agriculture Biologique EU	Participative	TPC - accréditée ISO	Tierce partie	Intégrale
Bleu-Blanc-Cœur	Représentative	TPC - non accréditée	2 nd partie - séparée	Intégrale
Bio Cohérence	Représentative	TPC - accréditée ISO	2 nd partie - séparée	Intégrale
Bio Equitable en France	Représentative	TPC - non accréditée	Tierce partie	Intégrale
Haute Valeur Environnementale (HVE)	Participante	TPC - accréditée ISO	Tierce partie déléguée	Partielle
Label Rouge	Endogène	TPC - accréditée ISO	Tierce partie	Intégrale
Appellation d'Origine Protégée (AOP)	Endogène	TPC - accréditée ISO	Tierce partie	Intégrale
Indication Géographique Protégée (IGP)	Endogène	TPC - accréditée ISO	Tierce partie	Intégrale
Rainforest Alliance (RA)	Participante	TPC - accréditée ISO	Tierce partie	Partielle / Découplée
Marine Stewardship Council (MSC)	Participante	TPC - accréditée non ISO	Tierce partie déléguée	Intégrale
Certified Sustainable Palm Oil (CSPO)	Représentative	TPC - accréditée non ISO	Tierce partie déléguée	Intégrale/Partielle / Découplée
ProTerra	Exogène	TPC - accréditée ISO	Tierce partie déléguée	Intégrale/Partielle / Découplée
Standard for Responsible Soy Production (RSPO)	Représentative	TPC - accréditée non ISO	Tierce partie déléguée	Partielle / Découplée
Pêche durable	Participante	TPC - accréditée ISO	Tierce partie déléguée	Intégrale
Aquaculture (ASC)	Exogène	TPC - accréditée non ISO	Tierce partie déléguée	Intégrale

5.2.3. Identification des tensions de conformité inhérente aux processus de labellisation et leurs arbitrages

Cette dernière section propose de confronter les différentes fonctions d'intermédiation ainsi qualifiées, avec la littérature scientifique ayant traité de la conformité aux règles énoncées par les labels volontaires de durabilité. L'objectif est de pointer des attributs institutionnels positivement corrélés à un respect des règles du cahier des charges ou d'identifier des configurations de designs institutionnels qui sont en mesure d'assurer la conformité au label, et donc de compléter une évaluation de l'impact des labels sur la biodiversité au regard des pratiques proposées dans les cahiers des charges.

Les labels de durabilité sont au cœur de l'émergence des nouvelles formes de régulation des systèmes alimentaires. Des acteurs privés (ONG, fondations) ou des configurations hybrides public/privé (tables rondes) endossent des rôles de producteurs de normes et de régulateurs des échanges dans le secteur alimentaire. L'émergence de ces nouveaux acteurs dans des fonctions historiquement assurées par le secteur public pose des questions de légitimité et de représentativité. Une partie de la littérature sur les standards volontaires de durabilité traite donc de la question de la légitimité démocratique et de la représentativité des opérateurs ciblés par les labels dans les mécanismes de gouvernance de ces derniers (Auld *et al.*, 2015 ; Bennett, 2017 ; Ponte et Cheyns, 2013 ; Vorley, 2004).

Un autre regard sur l'activité de création de règles par les labels de durabilité questionne leur efficacité. Une partie de cette littérature s'attache à travailler sur les effets produits par cette normativité émergente considérant les labels de durabilité comme un ensemble « *de règles, procédures et méthodes volontairement prédéfinies, pour évaluer, mesurer, auditer et/ou communiquer systématiquement le comportement et/ou la performance sociale et environnementale des entreprises* » (Gilbert *et al.*, 2011). L'efficacité des labels est garantie par la conformité des pratiques au cahier des charges. Conformité qui peut être mise à mal par un manque d'adhésion ou d'appropriation des objectifs et règles du label par les cibles du label (découplage norme/pratiques) (Christmann et Taylor, 2006 ; Behnam et MacLean, 2011 ; Brunsson *et al.*, 2012), ou alors rapportée à une inadéquation entre les règles et leur contexte d'application (découplage moyen/fin) (Bromley et Powell, 2012 ; Wijen, 2014). De récents travaux de recherche proposent d'investiguer plus avant cette recherche d'équilibre inhérente à tous les standards volontaires de durabilité, qui oscillent entre (1) susciter l'adhésion aux obligations posées par la normativité du label et (2) tout en permettant suffisamment de flexibilité pour rendre possible son application en contexte (Nava et Tampe, 2023).

5.2.3.1. Conformité : une gestion dynamique des tensions à l'œuvre dans les différentes phases d'adoption et d'intégration du label

La mobilisation des apports de la littérature sur les transferts de connaissances permet de concevoir la démarche de labellisation de manière dynamique, répondant à un mouvement d'adhésion au label d'une part (entrée dans la démarche de labellisation), et d'intégration des règles du label dans les pratiques d'autre part (obtention de la certification, inscription dans les routines de fonctionnement de la norme du label). Or ces deux moments difficilement dissociables mobilisent des mécanismes antagonistes afin de réduire les risques de découplage inhérents à la démarche de labellisation. Dans la transition d'un moment à l'autre, trois tensions, internes à tous les labels, sont ainsi identifiées : une tension de proximité à la source de la règle, une tension d'autonomie dans la mise en œuvre de la règle, et une tension d'interprétation lors de son adoption.

La tension de proximité à la source de la règle renvoie au fait qu'une « source globale de connaissance », soit le titulaire du standard (r), fortement visible et avec une haute obligation de redevabilité ou une autorité reconnue dans le secteur, est incitée à mettre en place des mécanismes d'adhésion stricte au label, afin d'assurer une excellente conformité règle/pratique des cibles du label (t). Dans le même temps, lors de la mise en œuvre routinière des règles de standard dans le fonctionnement quotidien des cibles du standard (t), les « sources locales de connaissance » sont des adjuvants précieux pour faciliter l'adéquation entre les règles du label et le contexte de mise en œuvre, et ancrer ainsi les normes de durabilité dans les pratiques quotidiennes des cibles du label.

La tension d'autonomie dans la mise en œuvre de la règle renvoie au constat établi dans la littérature, que plus le récipiendaire du savoir est autonome de la source de connaissance, plus cela favorise une adoption effective de cette nouvelle connaissance et une appropriation approfondie. Ainsi, si la cible du label est très proche de la source de la norme (r), cela peut être très moteur lors de la phase d'adoption. Mais cette situation peut devenir contre-productive lors de la phase d'intégration. La dépendance excessive à la connaissance transférée nuisant ainsi à la création de nouvelles connaissances adaptées au contexte, essentielles pour éviter un découplage fin/moyen. Ainsi, la capacité d'autonomie correspond à une certaine liberté d'agentivité et de créativité pour adapter les règles du label aux réalités organisationnelles et permettre d'atteindre les objectifs recherchés.

La tension d'interprétation : plus les règles et normes du label sont univoques, plus elles sont facilement comprises et permettent à la cible du label de se projeter dans leur réalisation. Dans le même temps, un certain degré d'interprétation de la norme permet d'éviter le découplage fin/moyen, lorsqu'il permet de mettre en œuvre les normes du label de plusieurs manières. La Figure 5-2 reprend de manière visuelle ces trois axes de tensions mises en jeu dans le processus de labellisation.

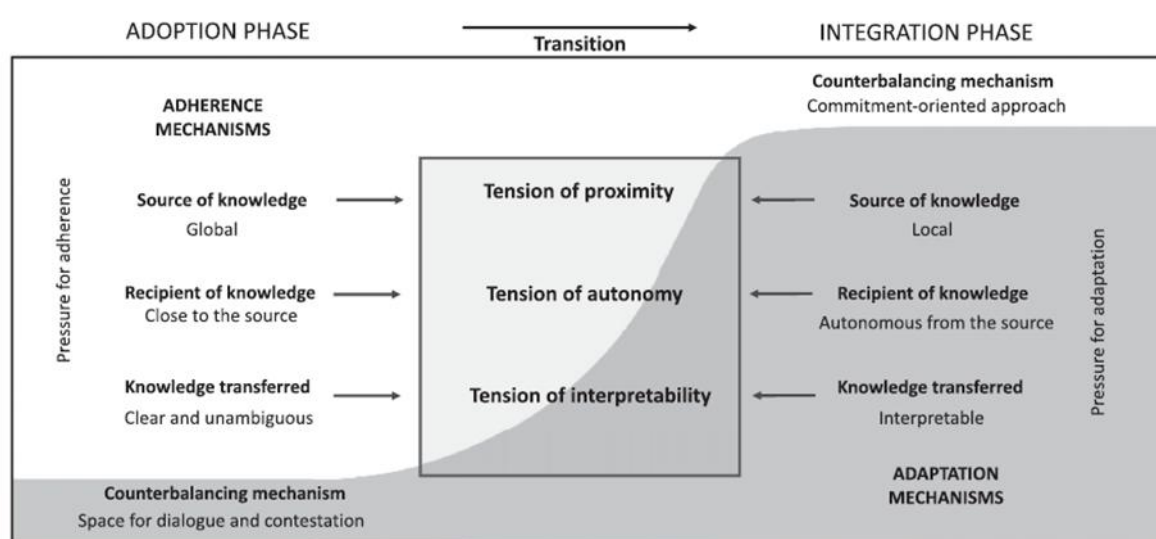


Figure 1: A Dynamic Framework of VSS Implementation

Figure 5-2. Un cadre d'analyse dynamique de la mise en œuvre des labels de durabilité. Source : Nava et al. (2023).

A partir de notre analyse des relations d'intermédiation à l'œuvre dans la gouvernance des labels, nous pouvons ainsi postuler que certains attributs sont par *design* plus adaptés que d'autres pour prendre en charge ces tensions liées au fonctionnement inhérent des labels volontaires de durabilité, et donc réduire les risques de découplage à certains moments de la démarche de labellisation.

5.2.3.2. La tension de proximité est modulée par le design des fonctions de normalisation dans le label

La tension de proximité à la source de la règle peut être appréciée au regard des modes de normalisation que nous avons qualifiés précédemment : normalisation endogène, représentative, participante et exogène. Ces quatre configurations sont autant de stratégies différentes pour prendre en charge cette tension.

Dans les configurations de « normalisation endogène », le risque d'adoption formelle du label est minoré, car le processus de construction de la norme du label s'appuie sur les savoirs et connaissances des cibles de la norme elle-même (connaissance locale), mobilisés pour construire la qualité spécifique du produit décrite dans le cahier des charges. Création (r1) et adoption (r2) de la norme sont prises en charge par les destinataires de cette norme (t). En revanche, dans ces configurations, le risque est de développer des référentiels normatifs moins exigeants et plus

permissifs lors de l'adhésion. Dans le cas des labels publics (AOP, IGP, Label rouge), ce risque est encadré par une validation légale de la norme par la puissance publique (R) soit $(r1 \text{ et } r2 = t) * R$.

A l'extrême opposé, les configurations de « normalisation exogène » sont développées par des organisations titulaires du label strictement différentes des cibles du label, soit $(r1 \text{ et } r2 \neq t)$. Elles adossent leur légitimité sur des référentiels normatifs globaux (e.g. ProTerra : les critères de Bâle pour une culture du soja responsable, publiés en 2004). Cette reconnaissance officielle et globale des règles proposées est une incitation très forte à l'adoption au label, mais nécessite dans la phase d'intégration de mettre en place des mécanismes d'adaptation aux contextes locaux de mise en œuvre du référentiel, afin d'éviter un découplage fin/moyen (e.g. déclinaisons régionales du référentiel ou par type de producteur).

Entre les deux extrêmes, plusieurs configurations mixtes, dans lesquelles les titulaires du label, gestionnaires de la norme ($r1$ ou $r2$) et les cibles du label (t) interagissent autour de l'élaboration de la norme ou autour de la prise de décision. Ces formes mixtes de normalisation permettent donc d'absorber la tension inhérente à la phase de transition entre adoption et intégration du label, tandis que les deux autres (endogène et exogène) nécessitent des mécanismes additionnels pour équilibrer les risques liés à ces deux moments d'adoption et d'intégration du label.

Tableau 5-7. Attributs de normalisation des labels au regard de leur capacité à gérer la tension de proximité à la norme.

Intermédiation	NORMALISATION			
Attribut de l'intermédiation	Endogène $(r1 \text{ et } r2 = t) * R$	Représentative $[(t \notin r1 ; t \in r2) \neq t]$	Participante $[(t \in r1 ; t \notin r2) \neq t]$	Exogène $(r1 \text{ et } r2 \neq t)$
Gestion de la tension de proximité à la norme				
Risques associés	Risque de faible exigence à l'adoption		Risque de faible mise en œuvre à l'intégration	
Labels de l'étude	AOP, IGP, Label rouge	Demeter, Nature & Progrès, Bleu-Blanc-Cœur, RSPO, Bio Cohérence, Bio Equitable FR, CSPO, RA	AB, Pêche durable, HVE, MSC, ASC	Pro Terra

5.2.3.3. Les modèles de contrôle comme outils de gestion des tensions d'autonomie et de flexibilité

Les tensions d'autonomie et de flexibilité peuvent quant à elles être appréciées à l'aune des fonctions d'attestation et de détermination que nous avons analysées précédemment. Ces fonctions organisent la manière dont la norme est gérée — avec un contrôle des pratiques plus ou moins autonome de la source de la norme (attestation) — et la manière dont elle est interprétée (flexibilité) — notamment dans les activités de gestion des écarts, remise en conformité, application des sanctions et délivrance de la certification (détermination). Notre analyse des fonctions d'attestation et de détermination met en évidence la complexité croissante des designs institutionnels choisis par les labels volontaires de durabilité. Cette complexité traduit à notre sens l'arbitrage difficile entre l'adhésion du plus grand nombre d'opérateurs au label, qui nécessite une forte formalisation des règles et une standardisation de leur contrôlabilité, et l'intégration effective du label dans les routines des opérateurs, qui nécessite une autonomie dans le contrôle et une flexibilité dans l'interprétation des règles.

Normalisé à l'échelle européenne, le modèle d'assurance par tierce partie indépendante prévaut pour l'ensemble des labels publics, et a été suivi largement par de nombreux labels privés.

La figure de la tierce partie indépendante (i1) est garante de l'autonomie de la certification au regard du gestionnaire de la norme. La littérature sur les standards volontaires de durabilité a commenté la manière dont ce modèle d'assurance a favorisé l'émergence de nouveaux intermédiaires privés : les organismes de contrôle (i1). Ces organismes de contrôle, dans le sens où ils peuvent être nombreux et assurer un contrôle régulier des opérateurs, participent à un certain rapprochement entre les cibles de la norme et la source de la norme. Ainsi, les OC ont un rôle de vulgarisation ou d'explicitation des référentiels qu'ils contrôlent. Cette fonction réduit les risques de découplage règle/pratique, surtout dans la phase d'adoption du label. Mais ce faisant, elle diminue l'autonomie locale. Or l'autonomie locale dans la phase d'intégration est essentielle pour pouvoir permettre l'adaptation des pratiques et des routines sur le long terme aux règles du label. Un découplage moyens/fins est donc le risque principal dans cette configuration, dans laquelle une conformité de façade ne permettrait pas un changement profond des pratiques pour plus de durabilité.

Les stratégies d'accréditation modulent ainsi cette tension d'autonomie. En effet, l'accréditation ISO, soit $[(i1)*(i2)] \Rightarrow t$ où i2 est un organisme public unique reconnu pour l'accréditation, est une assurance de second rang qui garantit l'indépendance et la compétence de l'organisme certificateur au regard de référentiels normalisés globaux. Dans cette configuration, l'autonomie locale est faible pour interpréter les situations de mise en œuvre du label.

L'accréditation non ISO, soit $[(i1)*(i2)] \Rightarrow t$ où i2 est un organisme privé d'accréditation (type ASI), garantit et renforce la dimension de loyauté à l'esprit du label de l'organisme certificateur. Opérée par des organismes accréditeurs qui ne sont pas nécessairement publics, l'accréditation permet d'attester la capacité de l'organisme certificateur au regard des exigences et compétences jugées nécessaires par l'organisme titulaire du label, essayant de limiter le découplage moyens/fins.

Tableau 5-8. Attributs d'attestation des labels au regard de leur capacité à gérer la tension d'autonomie par rapport au gestionnaire de la norme.

Intermédiation	ATTESTATION			
Attribut de l'intermédiation	Seconde partie	Tierce partie non accréditée	Tierce partie accréditée non ISO	Tierce partie accréditée ISO
	$[(r)*(b)*(t)] \Rightarrow t$	$[(i1)*(r)] \Rightarrow t$	$[(i1)*(i2(r))] \Rightarrow t$	$[(i1)*(i2(iso))] \Rightarrow t$
Gestion de la tension d'autonomie				
	Forte autonomie locale Faible autonomie locale			
Risques associés	Découplage règle/pratique plus élevé en phase d'adoption Découplage moyen/fin plus élevé en phase d'intégration			
Labels de l'étude	Nature & Progrès	Demeter FR, Bleu-Blanc-Cœur, Bio Equitable FR	MSC, CSPO, RSPO, ASC	AB, HVE, Label Rouge, IGP/AOP, RA, ProTerra, Bio Cohérence, Pêche durable

Mais dans ces deux configurations, l'accréditation (ISO ou non) contribue à la standardisation des opérations de contrôle, en accréditant l'organisme certificateur au regard de référentiels valables pour l'ensemble des situations et des contextes audités. En revanche, dans les configurations par certification par tierce partie sans accréditation, le titulaire du label, gestionnaire de la règle (r), est directement responsable de la qualité de l'organisme de contrôle (i1) en charge de l'audit des cibles du label (t), soit $[(i1)*(r)] \Rightarrow t$. Dans ces configurations, la gestion des fonctions d'attestation est plus proche de la source de la règle, les espaces d'interactions entre (r) et (t) sont nombreux, permettant une gestion de la tension entre apprentissage et conformité lors des opérations de contrôle, pour adapter localement les conditions de mise en œuvre de la norme.

A partir de ce modèle standard, se profilent 2 choix très différents quant à la gestion des fonctions de détermination.

Plusieurs des labels identifiés par l'étude ont fait le choix de déléguer tout ou une partie importante des activités de détermination aux mêmes organismes de contrôle qui sont en charge de l'attestation, ne gardant que la gestion de certaines fonctions ultimes (arbitres en dernier recours des non-conformités, ou gestion des listes de certification), soit $(i1)*r \Rightarrow t$. Dans ces configurations, la dimension d'interprétation de la règle est très faible : la gestion des non-conformités et des plans de remise en conformité est standardisée, peu de place est laissée à l'interprétation de la règle. On est moins dans des configurations d'apprentissage que de conformité stricte, avec finalement peu de mécanismes d'adaptation du label aux configurations locales (risque de découplage moyens/fins, adhésion de façade).

On remarque une seconde stratégie, dans laquelle les titulaires des labels (r) font le choix de prendre de la distance avec les opérateurs intermédiaires (i), en rapatriant la fonction de détermination au sein de leur organisation (2nd partie), tout en ayant soin d'aménager une indépendance fonctionnelle au groupe en charge de la détermination, soit $(rt') + [rt'] \Rightarrow t$. Dans ces configurations, la dimension d'interprétation de la règle est plus forte. Les cibles de la norme (t) gagnent dans les activités de détermination des espaces d'apprentissages et d'acculturation à la règle, et peuvent également l'accommoder aux contraintes locales de mise en œuvre. Ici, le risque de découplage moyens/fins est plus faible.

Tableau 5-9. Attributs de détermination des labels au regard de leur capacité à gérer la tension de flexibilité d'interprétation de la norme.

Intermédiation	DETERMINATION		
Attribut de l'intermédiation	Seconde partie – séparée $[rt'] \rightarrow t$	Tierce partie (r) ou $R \rightarrow t$	Tierce partie déléguée $(i1)*r \rightarrow t$
Gestion de la flexibilité dans l'interprétation de la norme			
	Forte flexibilité		Faible flexibilité
Risques associés	Adhésion plus réduite, mais intégration de la règle favorisée. Adhésion facilitée pour le plus grand nombre mais risque de découplage fin/moyen à l'intégration		
Labels de l'étude	Nature & Progrès, Demeter, Bio Cohérence, Bleu-Blanc-Cœur	AB, Label Rouge, IGP, AOP, RA, Bio Equitable FR	Proterra, HVE, CSPO, RSPO, Pêche durable, ASC, RSPO

5.2.3.4. Assurer une transmission intégrale de la promesse du label

Une dernière dimension importante du design institutionnel des labels concerne la question de la transmission de la promesse du label jusqu'au consommateur. Cette dimension est peu traitée dans la littérature dédiée à la performance des designs institutionnels des labels qui se concentre sur le cahier des charges ou sur le modèle d'assurance, alors que la question de la chaîne de traçabilité est tout aussi fondamentale pour le bon fonctionnement du label et son efficacité (Hinkes et Peter, 2020).

En effet, les théories de changement des labels reposent toutes sur un sous-jacent important : le consommateur (compagnies ou consommateur final) mieux informé grâce au label (réduction de l'asymétrie d'information) choisit un produit plus durable ou bien est prêt à payer plus pour un produit durable, ce qui en retour encourage la production de biens produits de manière durable/permets une agriculture moins intensive, et finalement réduit l'impact de la production agricole sur les écosystèmes.

Or la comparaison des designs institutionnels des labels nous a également permis de mettre à jour une diversification de l'organisation des chaînes de traçabilité, et toutes ne permettent pas le même degré de traçabilité – et donc le même degré d'information au consommateur final sur les pratiques de production du produit. Nous avons identifié trois

modalités de transmission de la promesse du label le long de la chaîne d'approvisionnement. Pour mémoire :

- **la transmission intégrale** : la traçabilité physique est maintenue tout à long de la chaîne, on peut remonter à l'origine de production du produit. Ces caractéristiques sont permises dans les modèles de traçabilité dits d'identité préservée et d'identité ségréguée.

- **la transmission partielle** : la traçabilité physique du produit n'est pas intégrale, le produit certifié peut être mélangé à un pourcentage (minoritaire) de produit non certifié. Cette méthode de traçabilité s'appelle le bilan massique. Ici, nous considérons uniquement les bilans massiques réalisés en pourcentage à l'échelle du lot de produit.

- **la transmission découplée** : la chaîne de traçabilité permet la déconnexion entre la certification et le produit physique. Il n'est pas garanti qu'il y ait un volume significatif de produit labellisé dans le lot acheté par le consommateur. Les modèles de traçabilité de bilan massique à l'échelle d'un site de production (*site-level mass balance*), ou d'un groupe d'opérateurs (*groupe-level mass balance*) établi sur la base d'un pourcentage déclaré de produits mélangés ou bien sur la base d'un volume donné de produits labellisés traités (*certified sourced content claim*) permettent ce découplage.

La transmission découplée est particulièrement utilisée pour les commodités agricoles (produit substituable, faible identité auprès du consommateur) échangées sur les marchés mondiaux (longues chaînes d'approvisionnement) (e.g. soja, huile de palme, sucre, coton, cacao, café, thé, etc.). Le traitement des grandes quantités de produits ne se prête pas bien aux modèles de transmission intégrale ou partielle qui nécessitent une segmentation importante des volumes en fonction de leurs cahiers des charges, à chaque étape de la production. Cet aspect très contraignant notamment pour les phases d'agréage, de stockage et de transport, met à mal les économies d'échelles nécessaires à la rentabilité de ces modèles commerciaux basés sur les volumes (Amiel *et al.*, 2019). La transmission découplée apparaît ainsi comme une solution efficace, qui permet de mettre sur le marché une grande qualité de produits certifiés à moindre coût pour les consommateurs.

La littérature existante sur ce sujet est restée très prudente sur l'effectivité de la transmission découplée (Mol et Oosterveer, 2015) :

- d'une part, la promesse de durabilité est beaucoup plus exposée à la fraude (création de certificats, fraude dans les registres, etc.) que dans les systèmes de transmission intégrale (identité préservée ou ségréguée), car l'ensemble des informations sur les conditions du produit sont validées à chaque étape de la chaîne d'approvisionnement. Ainsi ces modèles de certification sont significativement moins robustes dans leur capacité à garantir des produits véritablement durables (Heron *et al.*, 2018).

- d'autre part, certaines organisations des chaînes de traçabilité en « transmission découplée », ne permettent pas de garantir la redevabilité totale du gestionnaire du label. Ainsi se pose la question de la division des responsabilités avec, notamment, l'émergence des plateformes d'échange de crédits : qui est responsable *in fine* des illégalités ? Par exemple, l'organisation RSPO est-elle responsable des certificats de durabilité échangés sur GreenPalm, l'organisation privée qui administre le système d'achat/vente de crédits ?

- plus encore, ces chaînes de traçabilité en « transmission découplée » coexistent avec des chaînes de traçabilité en transmission partielle ou intégrale pour les mêmes denrées alimentaires. Ces options ne créent pas un nouveau marché pour des produits durables, mais créent surtout une opportunité marchande pour des certificats de durabilité. Ainsi, pour le cas spécifique du soja, « *la pratique de la balance massique ou des crédits encourage la segmentation des marchés dans lesquels la majorité du soja vendu continue à être produit de manière non durable et ne permet donc pas de réduire in fine le problème d'un point de vue global* » (Comité scientifique et technique Forêts *et al.*, 2021). Cette pratique aurait même tendance à réduire la quantité de soja produite selon des critères « zéro déforestation » (Mol et Oosterveer, 2015).

Nous proposons de considérer les configurations de transmission de la promesse du label selon un gradient de robustesse, défini comme la capacité à assurer la transparence et la crédibilité de la certification à chaque étape de la chaîne de valeur (Tableau 5-10).

Tableau 5-10. Attributs de transmission des labels au regard de leur robustesse (transparence et crédibilité).

Intermédiation	TRANSMISSION		
Attribut de l'intermédiation	Intégrale	Partielle	Découplée
	Identité préservée ou ségrégée	Bilans massiques /lot	Bilans massique /site ou volume ; Crédits
Robustesse = transparence et crédibilité			
Risques associés	Adhésion réduite mais intégration de la règle favorisée. Adhésion facilitée pour le plus grand nombre Mais faible intégration de la règle		
Labels de l'étude	AB, Demeter, Nature & Progrès, BioEquitable FR, Bleu-Blanc-Cœur, IGP, AOP, Label rouge, Bio Cohérence, MSC, ASC, Pêche durable	RA, HVE	RSPO, CSPO, ProTerra

5.2.3.5. Des profils d'arbitrages bénéfice/risque de non-conformité différenciés des labels

L'efficacité du label dépend ainsi de sa capacité à gérer une tension inhérente à toute démarche de certification volontaire : l'adhésion à la démarche par le plus grand nombre d'opérateurs et le respect du cahier des charges et un changement effectif de pratiques par les opérateurs labellisés.

La manière dont sont attribués les rôles et fonctions de mise en œuvre du label (fonctions d'intermédiations) permet de gérer ces tensions. Pour chaque dimension du design institutionnel, on peut alors identifier des arbitrages bénéfices/risques (de non-conformité) spécifiques. L'ensemble de ces arbitrages conditionne l'effectivité générale des engagements de durabilité portés par le label. Ils influent sur la capacité des opérateurs à être en conformité avec les règles énoncées par le cahier des charges du label. On dit alors que le design institutionnel module les promesses de durabilité du label. La méthode développée permet d'identifier systématiquement pour toute démarche de certification volontaire les risques de non-conformité en fonction des bénéfices attendus, ce que nous avons appelé des « profils d'arbitrages ».

Nous proposons une représentation graphique des résultats (Figure 5-3). Pour chacun des 4 invariants du design institutionnel d'un label (qualifié par un type de fonction d'intermédiation), nous représentons la balance bénéfice/risque, explicitée pour les deux phases du processus de labellisation. Cette clé de lecture permet ensuite de comparer facilement les profils d'arbitrages des différents labels étudiés (Figure 5-4).

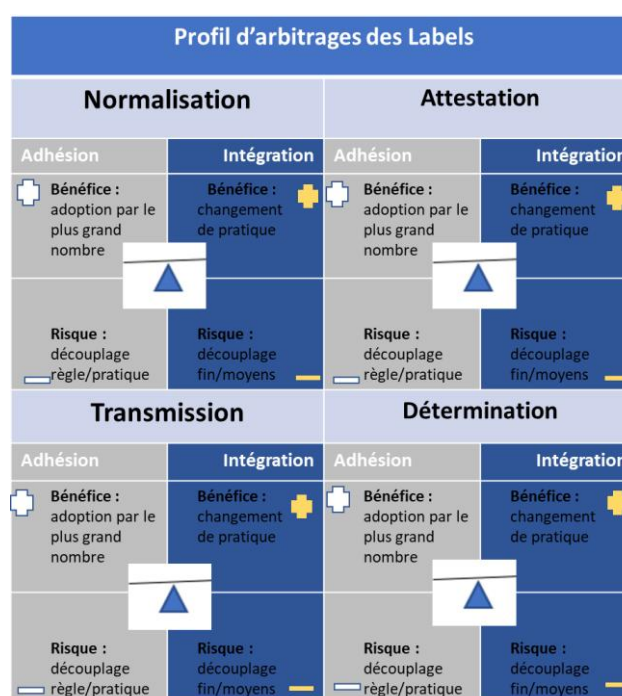


Figure 5-3. Clé de lecture des profils d'arbitrages des labels.

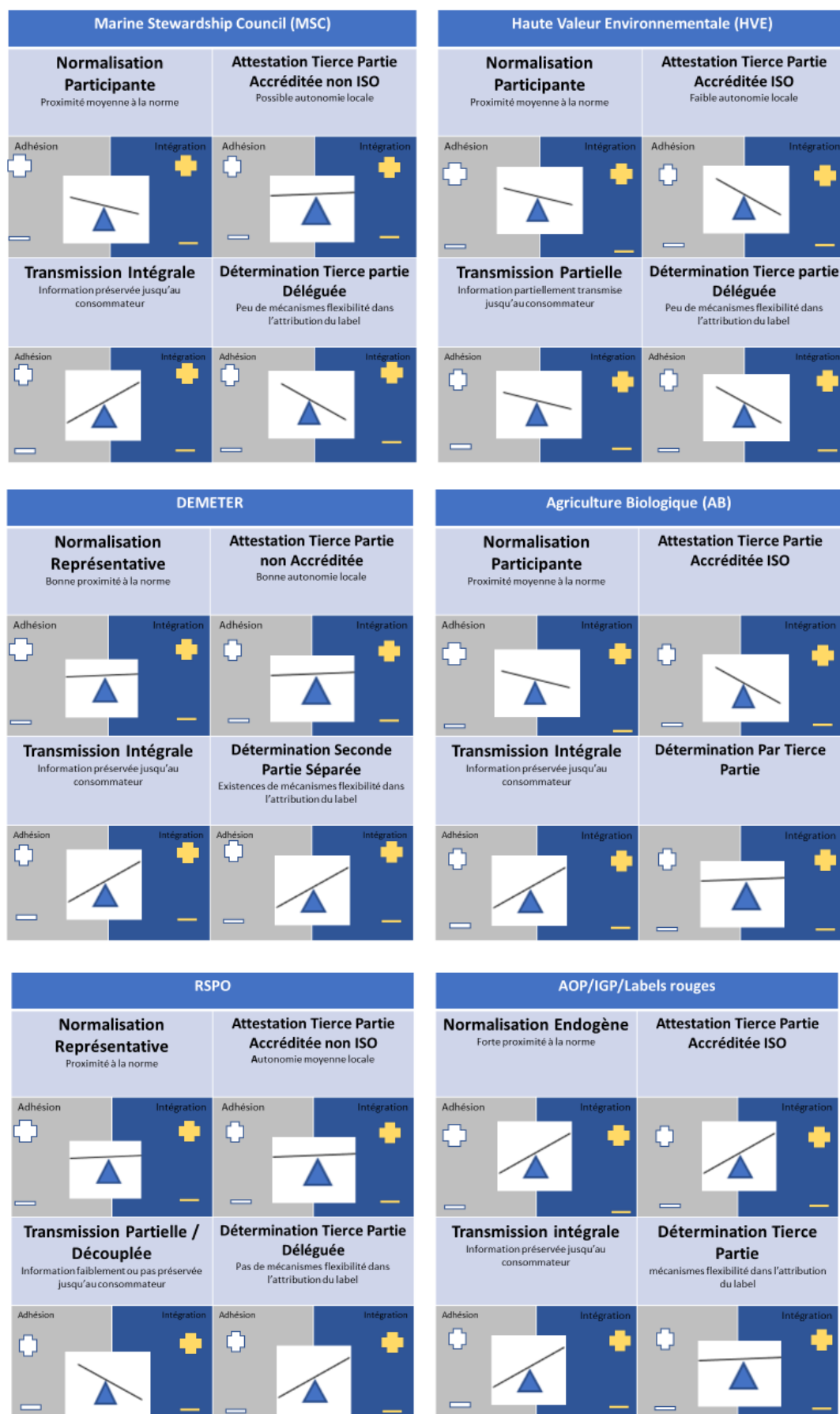


Figure 5-4. Comparaison des profils d'arbitrages liés aux designs institutionnels de certains labels.

5.2.4. Conclusion : le design institutionnel, un élément essentiel de l'effectivité des engagements de durabilité des labels

Du fait de la très grande diversité des labels et des standards volontaires de durabilité, il est souvent difficile de différencier l'effectivité des promesses de durabilité affichées sur les produits alimentaires. Un premier axe d'évaluation porte sur le contenu de la promesse de durabilité. C'est à l'aune du cahier des charges ou de la norme du label que l'on peut évaluer l'ambition de changement du label de durabilité. Une autre dimension, souvent oubliée, porte sur la manière dont la promesse de durabilité est appliquée : l'ensemble des règles de gouvernance, de contrôle, d'attestation, de traçabilité du label, son organisation interne, l'ensemble des parties prenantes impliquées, leurs rôles, les mécanismes de séparation et d'équilibre des pouvoirs.

Ce travail de comparaison des *designs institutionnels* des labels a donc permis de compléter les initiatives de parangonnages existantes, en proposant une clef d'identification des principales fonctions d'intermédiation à l'œuvre dans le fonctionnement des labels : définition/révision de la norme (normalisation), contrôle des opérateurs (attestation), gestion de la conformité (détermination) et traçabilité des opérations le long de la chaîne d'approvisionnement (transmission de la promesse de durabilité). Nous avons pu, pour chacune de ces fonctions, qualifier le type d'intermédiation à l'œuvre, en fonction du label étudié.

Nous avons ensuite contribué à informer de quelle manière ces designs institutionnels étaient équipés pour garantir l'application effective de la promesse de durabilité portée par le label. En nous appuyant sur la littérature scientifique existante, nous avons montré que la conformité nécessite de gérer de manière dynamique des tensions antagonistes entre la phase d'adoption au label et la phase d'intégration des règles et normes dans les routines productives et organisationnelles de l'ensemble des opérateurs. Nous avons ainsi donné à voir les forces et faiblesses de chaque design institutionnel dans une gestion dynamique de la conformité.

Dans le cadre de l'évaluation de l'impact des labels sur la biodiversité, ce travail contribue à intégrer la dimension organisationnelle des labels, dont certains éléments modulent le respect de la « promesse de biodiversité » contenue dans le cahier des charges. La démarche d'analyse que nous proposons permet de produire une appréciation de la robustesse du design institutionnel et sa capacité à assurer d'une conformité entre les règles portées par le label et les pratiques mises en œuvre par les opérateurs. Elle ouvre une perspective d'opérationnalisation dans un exercice de *scoring* des labels qui souhaiterait affiner son appréciation de l'impact des labels sur la biodiversité en prenant également en charge les dimensions organisationnelles et formelles de ces différentes initiatives volontaires de durabilité.

5.3. Analyse économique des labels agriculture biologique et MSC

Si l'objet central de l'étude BiodivLabel porte sur les effets environnementaux des labels en termes de biodiversité, il convient également de considérer les aspects économiques liés à l'adoption de ces labels d'un point de vue des acteurs directement concernés (agriculteurs, pêcheurs, aquaculteurs) ou plus largement de la société (consommateurs notamment). Faute de littérature scientifique sur ces aspects pour l'ensemble des labels couverts par l'étude, cette section se concentrera sur l'agriculture biologique (avec quelques éclairages sur d'autres SIQO) et le label MSC.

5.3.1. Analyse économique pour l'agriculture biologique

Les comparaisons entre l'agriculture bio et l'agriculture conventionnelle sont généralement centrées sur les dimensions agronomiques ou écologiques, beaucoup moins sur les aspects économiques. Il s'agit pourtant d'un diagnostic important pour évaluer les coûts et les opportunités associés à d'éventuelles conversions. Nous proposons ici de passer

en revue un certain nombre de variables qui permettent d'évaluer la viabilité économique de ce secteur, qui a connu une forte croissance pendant les 20 dernières années mais qui vit actuellement une période beaucoup plus instable.

La première variable est la *productivité* puisqu'il s'agit de celle qui concentre les critiques lorsque des trajectoires de transition à grande échelle vers la bio sont évoquées. La deuxième est celle du *coût* car la structure des charges dans le secteur du bio est significativement différente de celle du conventionnel. Le *marché* du bio est la troisième variable qui nous intéresse car elle permet d'évaluer la dynamique du secteur. Le *revenu* est évidemment une variable essentielle car c'est elle qui génère une incitation ou une désincitation à la conversion pour les professionnels. Les *subventions*, en offrant un complément de revenu qui peut être conditionné par les bénéfices environnementaux du secteur, peuvent aussi jouer un rôle clé dans les conversions. L'*emploi* est une variable importante car le bio est un secteur intensif en travail. La *consommation*, enfin, est la dernière variable qui nous intéresse ici car elle explique la croissance ou la contraction du marché au regard de l'évolution des croyances et des comportements mais aussi bien évidemment du pouvoir d'achat.

Nous présentons ces sept variables en vue d'évaluer le modèle économique sur lequel repose le bio et sa viabilité pour les années à venir. Nous avons volontairement laissé de côté la question des externalités négatives et positives de ce secteur d'activité, de manière à s'en tenir à un bilan comptable.

5.3.1.1. Méthode

La littérature utilisée ici a été sélectionnée à partir d'une recherche sur le Web of Science des articles qui citaient la synthèse de Crowder et Reganold (2015) intitulé « *Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale* ». Il s'agit en effet du premier article de référence sur l'économie de l'agriculture biologique. Crowder et Reganold (2015) ayant produit une revue de la littérature extrêmement complète sur le sujet, l'objectif est de cibler les derniers articles publiés pour compléter leurs résultats. En effet, l'agriculture biologique a connu un véritable boom au cours des années 2010 et il est intéressant de s'appuyer sur les données les plus récentes concernant sa dynamique et ses effets.

247 articles citent cet article. Parmi ces derniers, nous avons sélectionné 45 articles qui nous semblaient intéresser très directement l'économie de l'agriculture biologique, dans ses différentes composantes. Après lecture, seuls 23 articles ont été retenus en plus de la publication de Crowder et Reganold (2015).

Nous avons aussi ajouté des articles qui comparaient la productivité du bio par rapport au conventionnel (Seufert *et al.*, 2012 ; Ponisio *et al.*, 2015 ; Schrama *et al.*, 2018).

Nous avons aussi ajouté des publications concernant la consommation : une méta-analyse sur les facteurs influençant la consommation bio (Katt et Meixner, 2020) et quelques références sur les spécificités des modes de consommation bio (Desquilbet *et al.*, 2018 ; Baudry *et al.*, 2019 ; Boizot-Szantai *et al.*, 2017 ; Lacour *et al.*, 2018 ; Lambotte *et al.*, 2020 ; Treu *et al.*, 2017).

Nous avons complété cette bibliographie par des rapports offrant un bilan à large échelle ou une revue de la littérature. Pour l'Europe, deux rapports de la Commission européenne sur l'agriculture biologique ont été mobilisés (European Commission, 2023). Pour la France, des données ont été collectées sur le site web de l'Agence Bio et dans une publication de cette dernière en 2019, dans un rapport du Sénat (2020), un rapport de la Cour des comptes (2022) et un rapport du ministère de l'Agriculture (Forget *et al.*, 2019).

Enfin, nous avons complété ces documents par quelques références, plus rares, notamment dans la littérature académique, sur l'économie des autres labels (Label Rouge et indications géographiques notamment).

5.3.1.2. La productivité

L'agriculture bio est notoirement moins productive que l'agriculture dite conventionnelle. Plusieurs méta-analyses soulignent que les différences se situent entre 20% (Kniss *et al.*, 2016) et 25% (Smith *et al.*, 2019) en moyenne. Ces

différences de rendements sont plus importantes pour les céréales, les tubercules et les légumes (entre 15% et 40%) que pour les productions animales, les fruits, les noix, les oléagineux et les légumineuses (entre 0% et 15%) (Seufert *et al.*, 2012 ; Ponisio *et al.*, 2015). Malheureusement, les différences sont les plus élevées pour les cultures qui constituent l'essentiel des surfaces et de l'alimentation en Europe comme le blé (entre -30% et -50%); (CA Occitanie et CER Occitanie, 2016 ; Seufert et Ramankutty, 2017 ; Smith *et al.*, 2019) (voir aussi chapitre 4).

Certaines expérimentations laissent espérer une atténuation des différences entre les rendements du bio et du conventionnel après dix à quinze années de pratiques (Schrama *et al.*, 2018), mais cela ne semble pas être le cas dans les exploitations agricoles (Coinon, 2022).

Il existe aussi des divergences de résultats entre études concernant la perte de rendement pour les mêmes cultures. Ainsi, alors que Seufert *et al.* (2012) et Ponisio *et al.* (2015) évaluent les baisses de rendement pour le maïs ou le soja à 10%, une étude réalisée à l'échelle américaine montre que les pertes seraient plutôt situées autour de 30% pour ces deux types de cultures (Kniss *et al.*, 2016). L'explication tient aux différences de méthodes (méta-analyses *versus* données déclarées par les agriculteurs), mais aussi aux échelles auxquelles sont réalisés ces travaux (monde *versus* États-Unis).

La productivité peut exceptionnellement être plus élevée en bio qu'en conventionnel, comme le montre une étude réalisée au Ghana où la productivité est beaucoup plus élevée dans les exploitations bio de café (+308%), de maïs (+127%) ou de noix de macadamia (+172%), que dans les exploitations conventionnelles (Schader *et al.*, 2021).

Une autre méta-analyse tend à montrer que les petites exploitations bio des pays du Sud ne connaissent pas les mêmes pertes de rendements que dans les pays du nord avec une baisse moyenne de 10% (Meemken, 2020).

Les exploitations bio connaissent une plus grande variabilité des rendements comme le montre une méta-analyse publiée par Smith *et al.* (2019). Cela s'explique par le fait que le bio s'appuie sur des solutions naturelles qui connaissent plus d'aléas. Sur le long terme, plusieurs publications insistent sur le côté plus résilient, en termes de rendements, de l'agriculture bio par rapport à l'agriculture conventionnelle (renouvellement de la fertilité naturelle des sols, moindre consommation d'eau, usage de semences rustiques, etc.), sans pour autant pouvoir le mesurer.

Notons que les AOP semblent se positionner à un niveau de rendement intermédiaire entre le bio et le conventionnel, tandis que les IGP présentent un rendement proche du conventionnel (Bellassen *et al.*, 2021).

5.3.1.3. Les coûts

Les charges des agriculteurs bio sont plus faibles pour ce qui concerne les fertilisants et les pesticides, mais plus élevées pour ce qui concerne le travail agricole (White *et al.*, 2019). En Europe, les agriculteurs bio réduisent de 75% à 100% leurs charges financières liées aux produits phytosanitaires et de 45% à 90% leurs charges financières liées à la fertilisation, en comparaison des exploitants conventionnels (European Commission, 2023). Les surcoûts supportés par les agriculteurs bio sont liés à la rémunération du travail agricole, qui serait situé entre 7% et 13% en moyenne au niveau mondial (White *et al.*, 2019). Le coût du travail dans certaines exploitations bio africaines peut être jusqu'à 2,5 fois supérieur (pour la noix de macadamia), tant l'exploitation est intensive en main-d'œuvre comparativement au conventionnel (Schader *et al.*, 2021). Sur un échantillon important d'exploitations laitières françaises, Lambotte *et al.* (2023) estiment que les coûts liés au travail sont identiques en bio et en conventionnel, alors que les coûts liés aux intrants sont de 65% inférieurs en bio.

Aux États-Unis, il existe une forte différence de coût de location des terres avec un fermage 26% plus élevé pour les agriculteurs bio que pour les agriculteurs conventionnels (Fuller *et al.*, 2021), ce qui peut sembler surprenant compte tenu du fait que l'agriculture bio a plutôt tendance à augmenter la fertilité naturelle des terres et à réduire la concentration des polluants dans les sols (donc à augmenter la qualité du capital foncier).

5.3.1.4. Le marché des produits sous label

La croissance de la consommation de produits bio dans le monde a été très élevée depuis le début des années 2000, passant de 20,4 milliards d'euros en 2004 à 100,6 milliards en 2018 (Agence BIO, 2020 ; Crowder et Illan, 2021). L'augmentation a été particulièrement importante en Europe avec un doublement des ventes de produits bio entre 2015 et 2020, pour atteindre un volume de 45 milliards d'euros de chiffre d'affaires (European Commission, 2019). A l'échelle européenne, ce sont ainsi 14,8 millions d'hectares qui sont en bio, pour 9,1% de la surface totale agricole (European Commission, 2023). La France est le second marché européen bio en volume et le cinquième en part de la production agricole. La place du marché bio n'a cessé d'augmenter depuis 2005 avec un chiffre d'affaires total qui est passé de 4,7 milliards en 2013 à 12,7 en 2020, pour redescendre à 12 milliards en 2022 (hors restauration) (Agence Bio, 2020).

La contraction du marché en France depuis 2021 est très importante pour les magasins spécialisés (-8,6% entre 2021 et 2022) et la grande distribution (-4,7%), tandis que la vente directe augmente de 3,9% sur la même période. Tous les produits ne sont pas impactés de manière homogène, les produits carnés subissant en moyenne une contraction du marché 2 à 3 fois plus importante que les fruits et légumes. Par ailleurs, on constate une augmentation de la vente de produits bio dans la restauration collective (Agence Bio, 2020).

Le marché des indications géographiques dépasse nominalement celui du bio avec 77 milliards d'euros de chiffre d'affaires en Europe en 2017, mais il convient de préciser que 65% de ce chiffre d'affaires est réalisé par les vins et spiritueux (European Commission Directorate-General for Agriculture Rural Development, 2021). La France à elle seule représentait 33 milliards d'euros en 2021, auquel on peut rajouter 1,6 milliard d'euros pour le Label Rouge (INAO, 2022). Si la part de ces filières dans les volumes produits en France est en général inférieure au bio, elle le dépasse sur certains segments importants comme les fromages (16%) ou les volailles (8%), sans parler bien sûr des vins (95%) et spiritueux (31%).

Les différences de prix entre produits conventionnels et produits bio expliquent cette contraction de la demande dans un contexte inflationniste. La méta-analyse de Crowder et Reganold (2015) évoque une différence de prix moyenne de 30%, mais cette dernière cache une grande diversité d'écarts de prix. À titre d'exemple, en 2016 en France, les pommes bio coûtaient en moyenne 4,20 € le kilo contre 2,90 € pour le conventionnel, et le litre de lait bio 1,35 € contre 1 € en conventionnel ; en Italie, les prix étaient respectivement de 3 € contre 2,50 € pour les pommes ; en Estonie la différence était respectivement de 1,45 € pour les pommes et 1,30 € pour le lait (Orsini *et al.*, 2019). Sur neuf filières dans différents pays européens, Monier-Dilhan *et al.* (2021) relèvent une différence de prix de 60% entre bio et conventionnel, et Rogissart *et al.* (2021) l'estiment à 65% pour le panier moyen des Français. Les différences sont parfois difficilement compréhensibles, tant les pays ont des économies qui semblent très similaires. Ainsi la Hongrie et la Tchéquie exportent toutes les deux leurs pâtes bio vers l'Italie et l'Allemagne, mais leurs prix de vente diffèrent fortement : les pâtes bio sont vendues 2,60 €/kg contre 2,50 € en conventionnel en Tchéquie, et 4,30 €/kg pour le bio contre 2,15 € pour le conventionnel en Hongrie (Orsini *et al.*, 2019). Le marché du bio est donc beaucoup plus hétérogène que le marché du conventionnel et les logiques de concurrence ne fonctionnent pas exactement selon les mêmes modalités.

Notons que pour les indications géographiques, la prime est très variable, mais de l'ordre de deux fois inférieure à celle du bio (Monier-Dilhan *et al.*, 2021).

La contraction de la demande ne se traduit pas encore au niveau des exploitations en France, l'année 2022 ayant encore connu une croissance du nombre de producteurs (+3,5%) et des surfaces (+2,7%), pour un total de 2,4 millions d'hectares (10,7% de la surface agricole française et 14% des exploitations agricoles), mais qui masque un effondrement des surfaces en conversion (-24% entre 2021 et 2022).

Le taux d'importation de produits bio en France est stable, autour de 30% (Agence Bio).

5.3.1.5. Les revenus

Les bénéfices des agriculteurs bio sont 20% à 35% plus élevés que ceux des agriculteurs conventionnels en moyenne, hors subvention, du fait de la prime payée par les consommateurs située autour de 30% (Crowder et Reganold, 2015 ; Smith *et al.*, 2019).

Un autre élément qui explique les meilleurs revenus des agriculteurs bio est que ces derniers récupèrent une plus grande part de la chaîne de valeur (par rapport aux distributeurs), comme cela a été démontré via une étude menée dans 8 pays européens (Orsini *et al.*, 2019). Cette observation vaut pour la grande distribution et pour les magasins spécialisés. La part de la valeur captée par les fermiers est cependant très variable selon les produits. En France, 40% de la valeur liée à la vente des pommes seraient récupérés par les fermiers (Orsini *et al.*, 2019). On retrouve un taux très élevé pour tous les pays d'Europe, allant de 21% en Italie à 64% en Estonie. Pour la production de pâtes bio ou pour le lait, en revanche, les fermiers bio ne récupèrent que quelques pour cent de la valeur (entre 3% et 8%), traduisant sans doute des rapports de négociation plus défavorables avec les distributeurs.

En Europe, sur la base de huit produits, Bellassen *et al.* (2022) relèvent 60% de marge nette en plus pour les filières bio, du moins quand la marge est exprimée en pourcentage du chiffre d'affaires. Certaines études menées en Europe semblent confirmer cette meilleure rentabilité des exploitations bio (par exemple Hampl, 2020), mais d'autres ne détectent pas de différences de bénéfices entre le bio et le conventionnel (par exemple Cisilino *et al.* (2019) pour l'Italie ou Lambotte *et al.* (2023) pour la France). Ces différences de résultats peuvent s'expliquer notamment par les types de cultures étudiées. Une illustration peut être donnée à partir du secteur de l'élevage de vaches laitières pour les 25 pays de l'Union européenne (Grovermann *et al.*, 2021) : ce secteur réalise des profits situés entre 38% et 50% au-dessus des conventionnels dans les pays à climat froid et tempéré, et autour de 180% dans les pays à climat chaud.

Plus surprenant, deux études menées à grandes échelles aux États-Unis, et utilisant la même base de données (ARMS), montrent des résultats divergents. Ainsi Khanal *et al.* (2018) ont identifié des gains de performance économique (chiffres d'affaires et bénéfices) des exploitations adoptant la certification bio à l'échelle des États-Unis, avec des bénéfices proportionnellement plus importants pour les grosses exploitations que pour les petites. Mais une étude menée par Fuller *et al.* (2021) conclut qu'il n'y a pas de relations positives entre les revenus des agriculteurs et le fait qu'ils pratiquent l'agriculture bio. A priori, seule la méthode peut expliquer ces différences de résultats.

Un autre point important à souligner est que la rentabilité des exploitations bio dépend des pratiques agricoles. Ainsi, dans l'étude de Crowder et Reganold (2015) qui pointe des bénéfices significativement plus élevés pour les exploitants bio, il est aussi précisé que ces bénéfices sont inférieurs à ceux des agriculteurs conventionnels s'ils pratiquent la monoculture. Cela permet de souligner que la conversion au bio n'a de sens économique que dans un modèle de polycultures ou polyculture-élevage.

Les cultures annuelles avec un niveau de rotation élevé améliorent ainsi le revenu des exploitants bio (de céréales) aux États-Unis et stabilisent les rendements, réduisant ainsi le risque économique (White *et al.*, 2019). Ce résultat est aussi visible pour le Canada où il a été montré que la rentabilité des exploitations était plus élevée si elles pratiquaient plus de rotations (Dayananda *et al.*, 2021). Il n'y a en revanche pas de différence entre les revenus des agriculteurs bio selon que les exploitants aient pratiqué ou non le labour profond (Dayananda *et al.*, 2021).

Des résultats hétérogènes sont observés pour les pays du Sud. Une revue de la littérature, couplée à une méta-analyse recensant 97 études sur le sujet, conclut que les prix dont bénéficient les petits producteurs du sud sont 20% plus élevés et les revenus des ménages 10% plus élevés (Meemken, 2020). Un recensement mené au Brésil (pour l'année 2006), concernant 4,2 millions de familles (représentant 83% de la production bio du pays), révèle que les bénéfices des agriculteurs bio sont plus faibles en moyenne (7-10%) que ceux des agriculteurs conventionnels (Froehlich *et al.*, 2018).

Une étude menée au Ghana montre que les exploitations agricoles bio ne sont pas plus profitables que les exploitations conventionnelles si les produits sont destinés au marché domestique (Schader *et al.*, 2021). En revanche, si

l'exploitation combine la culture de produits destinés au marché domestique et à l'exportation, alors les différences de bénéfices sont très favorables aux agriculteurs bio (+145% par rapport au conventionnel) (Schader *et al.*, 2021). Si les agriculteurs sont spécialisés dans les produits d'exportation, comme le café ou les noix de macadamia, les bénéfices peuvent même être trois fois plus élevés en bio qu'en conventionnel.

Pour les indications géographiques en Europe, Bellassen *et al.* (2022) relèvent un écart de marge nette de l'ordre de 25% quand la marge est exprimée en pourcentage du chiffre d'affaires.

En France, et sur une taille d'échantillon conséquente, Jeanneaux *et al.* (2018) montrent que la différence de rentabilité est variable : certaines filières sous label dégagent une meilleure rentabilité (ex. : AOP Comté, AOP Pommes du Limousin), alors que pour d'autres la prime produit est intégralement compensée par une moindre efficacité technique (ex. volaille de chair Label Rouge). Sengel *et al.* (2022) confirment cette hétérogénéité, avec une rentabilité significativement meilleure pour les AOP fromagères comtoises et auvergnates, alors que les IGP fromagères de Savoie, et les AOP Munster et beurre de Charentes-Poitou ne se distinguent pas de leurs équivalents conventionnels.

5.3.1.6. Les subventions

Il est considéré que les deux tiers des subventions de la PAC sont destinés à l'agriculture conventionnelle en Europe (Łuczka, 2021). Les aides à la conversion et au maintien en bio n'en ont pas moins un effet significatif sur la croissance de l'agriculture bio en Europe (Casolani *et al.*, 2021).

Dans la grande majorité des pays, les agriculteurs bio touchent plus de subventions que les agriculteurs conventionnels par unité de travail agricole. Il existe une exception notable en Europe qui est le cas de la France. Les cultivateurs bio français touchent ainsi 30% de moins de subventions par unité de travail agricole tandis que les cultivateurs bio allemands, italiens ou autrichiens touchent 50% de subventions en plus que les conventionnels par unité de travail agricole (European Commission, 2023). Cette particularité a conduit le Sénat (2020) et la Cour des comptes (2022) à demander aux pouvoirs publics de revoir leur politique de soutien à la filière bio en France. Pour la période de programmation 2023-2027, il est prévu que l'aide à la conversion à l'agriculture biologique augmente de 36% en France (pour atteindre 340 millions d'euros par an en moyenne), dans le but de doubler la superficie consacrée à l'agriculture biologique et d'atteindre l'objectif de 18% de la SAU en agriculture biologique d'ici 2027.

5.3.1.7. L'emploi

L'agriculture bio est intensive en travail, ce qui se traduit par la création d'emplois au moment de la conversion. Le calcul de la création d'emplois nette est complexe et donne lieu à une grande diversité d'estimations dans la littérature (Forget *et al.*, 2019). En Grande-Bretagne, en Irlande, en Italie, aux États-Unis et en France, l'effet net de création d'emploi s'échelonne entre 8% et 94%. En Europe, Hilal *et al.* (2021) relèvent que le bio requiert 25% de travail en plus par unité de produit, un chiffre similaire pour les AOP mais moindre pour les IGP. En France, c'est aujourd'hui 18% de l'ensemble du travail agricole qui est dédié à l'agriculture biologique, pour seulement 10,7% des surfaces en bio (Agence Bio). En France, les différences observées entre le bio et le conventionnel sont très variables selon les activités menées par les agriculteurs : 86% d'emploi en plus pour la viticulture, 26% pour les grandes cultures, 16% pour les bovins lait (voire zéro après appariement d'après Lambotte *et al.* (2023)), et pas de différence pour le maraîchage.

Non seulement il y a plus de travailleurs agricoles dans les fermes, mais aussi plus d'heures travaillées dans les champs, comme cela a été démontré pour les États-Unis (Finley *et al.*, 2018).

Cette plus forte intensité en travail est expliquée par trois facteurs : le remplacement des intrants chimiques par des pratiques de fertilisation et de protection des cultures fortement consommatrices de travail humain (entretien du sol, désherbage mécanique ou manuel, etc.), une part d'activités de transformation et de commercialisation en circuits

courts plus importante que pour le conventionnel, mais aussi les caractéristiques spécifiques liées à toute démarche de certification.

5.3.1.8. Les consommateurs de produits sous label

La part du bio dans le panier des ménages a fortement augmenté, atteignant 6,1% en France (Agence Bio). Cette part peut être beaucoup plus importante dans d'autres pays, comme en Autriche par exemple où ce taux atteint 11% (European Commission, 2023).

Dans leur revue de la littérature couvrant la période 2009-2019, Katt et Meixner (2020) identifient les facteurs qui expliquent le niveau de consentement à payer plus élevé pour les produits bio. Les facteurs qui ressortent sont : la sensibilité aux enjeux environnementaux, la sensibilité aux risques sanitaires associés aux produits consommés, la sensibilité à la qualité des produits. Une étude menée dans plusieurs pays d'Europe (Allemagne, Tchéquie, Espagne et Royaume-Uni) conforte ce résultat en soulignant que les principales attentes des consommateurs bio vis-à-vis des produits qu'ils achètent sont l'absence de résidus de pesticides et de fertilisants de synthèse dans ces derniers, mais aussi qu'ils soient « naturels » (von Meyer-Höfer *et al.*, 2015). Ces perceptions sont relativement homogènes, quel que soit le pays.

Chez les jeunes ménages, il existe une forte demande pour les produits bio qui sont assimilés à des aliments sains et naturels, mais celle-ci ne peut être couverte du fait de prix trop élevés (Melovic *et al.*, 2020a).

Parmi les facteurs complémentaires à la certification bio qui conduisent à accepter de payer plus cher le produit, sont aussi mentionnés le fait que le produit soit cultivé localement et qu'il soit distribué par un magasin spécialisé – qui offre des garanties supplémentaires sur la traçabilité que les supermarchés (Katt et Meixner, 2020).

Le niveau de connaissance sur le bio est aussi positivement corrélé avec un consentement à payer élevé (Katt et Meixner, 2020). Ce point est particulièrement important, car il témoigne du fait que plus on connaît le contenu de ce label, plus on consent à payer pour en acheter, ce qui ne serait pas le cas si l'accroissement de connaissances sur cette filière amenait à des déceptions, voire une perte de confiance, sur le contenu des produits associés. Notons à ce titre que la moitié seulement des consommateurs d'Europe de l'ouest reconnaissent le pictogramme du label bio européen (Hartmann *et al.*, 2019), bien que le pourcentage atteigne 95% pour les pictogrammes nationaux (e.g. AB en France). Le label générique des indications géographiques est également reconnu par la moitié des Français et des Italiens, mais cette proportion baisse dans les pays moins tournés vers ces signes de qualité. Le Label rouge est quant à lui reconnu par 95% des consommateurs français.

La méta-analyse de Katt et Meixner (2020) montre aussi que le consommateur bio aurait tendance à rejeter les offres promotionnelles, réduisant paradoxalement le consentement à payer pour avoir des produits bio, et contredisant la théorie économique standard du consommateur. Une étude réalisée au Monténégro montre cependant des résultats inverses, plus en rapport avec la théorie économique standard (Melovic *et al.*, 2020b). Dans cette étude, le consentement à payer pour le bio est lié aux prix des produits et à l'existence de promotions sur ces derniers.

La question de la confiance dans le produit est aussi un facteur important. Ainsi le faible marché du bio en Roumanie et la faible demande domestique en produits bio semblent être associés au manque de confiance dans ce label (Dan et Jitea, 2023).

Les consommateurs bio consomment moins de produits transformés, moins de produits carnés et plus de fruits et légumes que les consommateurs conventionnels, selon une étude menée en France (Desquilbet *et al.*, 2018). Ces différences s'accroissent encore si l'on compare les consommateurs bio qui s'approvisionnent en grande surface et ceux qui vont dans les magasins spécialisés en produits bio, les seconds choisissant des aliments encore moins transformés et moins carnés.

Cette corrélation a une conséquence importante sur l'impact environnemental des régimes des consommateurs. Ainsi, même si l'empreinte carbone des produits bio est considérée comme similaire à celle des produits conventionnels (Bellassen *et al.*, 2021 ; Clark et Tilman, 2017 ; Meier *et al.*, 2015 ; Tuomisto *et al.*, 2012), l'empreinte carbone des consommateurs davantage tournés vers le bio est en général plus faible du fait de cette moindre consommation de viande (Treu *et al.*, 2017). La volonté de rééquilibrer un budget tiré vers le haut par le surcoût du bio en diminuant les quantités du type de produit au prix unitaire le plus élevé pourrait expliquer ce phénomène. Boizot-Szantai *et al.* (2017) montrent ainsi que le surcoût est limité à 12% pour le quintile des consommateurs les plus tournés vers le bio, alors qu'à régime alimentaire équivalent, il aurait dû s'élever à 27%. Dans la même veine, Rogissart *et al.* (2021) estiment qu'un consommateur moyen peut compenser une prime bio de 10 à 25% sans surcoût en devenant flexitarien, et de 25 à 50% en devenant végétarien. A l'heure actuelle, il n'existe toutefois pas d'étude établissant un lien causal entre l'augmentation de la consommation de bio et la diminution de la consommation de viande.

Enfin, notons que les comportements d'achats sont sensiblement différents entre le bio et les autres labels. Pour le bio, une part non négligeable de consommateurs adopte un comportement routinier, tel que décrit par les sociologues de l'alimentation (ex. : Asche, 2015 ; Dubois de Labarre, 2005). Un tiers des produits bio est acheté par des consommateurs qui ne consomment ce produit qu'en bio (Lambotte *et al.*, 2020). Et 0,5% des consommateurs consomment quasi exclusivement du bio pour tous leurs produits. A contrario, ce comportement routinier n'existe pas pour les autres labels : ils sont consommés de manière occasionnelle. Pour un type de produit comme par exemple les fromages, les consommateurs vont soit ignorer la version labellisée (consommateur routinier du conventionnel), soit la consommer en alternance avec la version non labellisée.

5.3.1.9. Conclusion

Cette description rapide du modèle économique associé au bio, et dans une moindre mesure aux autres labels, nous amène à souligner deux choses. Tout d'abord, il existe une très forte hétérogénéité concernant les données sur les variables que nous avons décrites ici et celle-ci s'explique aussi bien par la localisation géographique, par le type de cultures ou par les méthodes d'analyse employées. Ensuite, la France a certaines spécificités, comme une dépendance à des cultures dont les rendements sont significativement plus faibles en bio, un système de subventions qui est défavorable au bio contrairement à ses voisins, une croissance du secteur qui est alimentée par la demande des consommateurs, avec une demande qui s'est fortement réduite depuis 2021.

5.3.2. Analyse économique pour le MSC

L'efficacité d'un label environnemental (écolabel) dans le secteur de la pêche dépend de la couverture de son adoption par une fraction significative et la plus large possible de pêcheries, et donc de sa capacité à créer des incitations auprès de groupes de pêcheurs. Elle dépend également de la capacité des pêcheries à maintenir cette certification dans le temps et donc à procéder à des réajustements réguliers de leurs systèmes de gestion, afin de ne pas revenir à des niveaux non désirables d'état des stocks (Travaille *et al.*, 2019) et/ou de répondre à de nouvelles exigences du cahier des charges des labels si elles ont évolué.

En 2024, le label MSC (label privé à vocation transnationale créé en 1997) couvre 19% des captures françaises totales de produits aquatiques (y compris outre-mer), 13 espèces et 13 pêcheries françaises, et on peut s'interroger sur cette couverture relativement faible après 20 ans d'existence. Par ailleurs, le label MSC est plus souvent adopté par les pêcheries ciblant des gros volumes de captures pour des débouchés vers l'industrie de transformation et/ou les gros acheteurs (centrales d'achat de consommation en foyers et hors foyers) par rapport à des petits pêcheurs plutôt orientés vers des circuits courts (marchés, vente directe). Enfin, le label MSC reste assez méconnu des consommateurs français de produits de la pêche en France.

Cette section présente les résultats issus de la littérature scientifique ayant exploré les processus (dés)incitatifs liés à l'adoption par les pêcheurs du label du MSC dans différentes pêcheries du monde (du Nord au Sud, de types industrielles, artisanales ou locales, et à l'échelle de l'ensemble des océans) et à sa reconduction dans le temps. Ces incitations sont de type économique comme l'existence de premium pour les pêcheurs (supplément de prix accordé en raison du label), l'accès aux marchés, le consentement à payer des consommateurs ou les coûts liés à la démarche de certification.

Méthode : sur les 85 articles retenus dans la revue de littérature sur les impacts du MSC, 26 articles traitent des aspects économiques liés au label qui peuvent expliquer les incitations/désincitations à son adoption. D'autres articles ont été retenus (une dizaine) parce qu'ils abordent des effets positifs du label MSC qui dépassent le seul cadre du champ économique mais sont utiles à la compréhension de ses impacts environnementaux et sociaux.

5.3.2.1. Un premium pour les pêcheurs, rarement observé

L'existence d'un premium pour les pêcheurs, suite à l'adoption du label MSC, est rarement observée dans la littérature scientifique, sauf dans le cas du poulpe certifié dans les ports asturiens, payé plus cher au pêcheur que son équivalent non certifié (Sánchez *et al.*, 2020). Dans la majorité des cas il n'y a en effet pas d'évidence de prime de prix (ou premium) pour les pêcheurs, alors même que le prix à la consommation du produit labellisé est souvent plus cher (voir *supra*). Les travaux qui concluent à l'absence de prime pour les pêcheurs ont porté sur une diversité de pêcheries, comme la pêcherie suédoise de cabillaud de Mer Baltique, où le prix à la consommation avait pourtant augmenté de 10% (Blomquist *et al.*, 2015), celle du homard d'Ouest Australie et de la Basse Californie au Mexique (Bellchambers *et al.*, 2016), ou du *lumpfish* (lompe) d'Atlantique Nord (Kennedy *et al.*, 2019). De même, aucun effet prix significatif n'est observé suite à la perte du label MSC comme dans le cas de la pêcherie de cabillaud de Norvège (Bronnmann *et al.*, 2023).

Si le MSC peut contribuer à la stabilité économique des entreprises de pêche (Tulaeva *et al.*, 2023), la littérature ne montre aucune différence entre les entreprises certifiées et non certifiées en ce qui concerne leur performance économique (Miret-Pastor *et al.*, 2014).

Enfin, des analyses comparatives entre différentes pêcheries et marchés à la première vente montrent que, si des écarts de prix au débarquement entre produits certifiés MSC et non certifiés existent, ils peuvent être très variables selon les espèces et probablement influencés par des facteurs non ou difficilement observables (Stemle *et al.*, 2016).

5.3.2.2. Accès à certains marchés

Au-delà d'une prime de prix, l'adoption d'un label peut avoir un effet positif plus global sur les marchés. La certification MSC permet généralement l'accès à certains marchés qui l'exigent (Lallemand *et al.*, 2016), notamment à l'export ou pour certaines enseignes GMS (ex. de l'enseigne Carrefour en France qui souhaite étendre ses produits sous label MSC, cf. PDM N°225). De même, la perte du label MSC peut réduire ou supprimer les débouchés de certains produits, comme ce fut le cas pour les filets de cabillaud de Norvège (Bronnmann *et al.*, 2023).

Par ailleurs, la labellisation MSC peut modifier les interdépendances entre marchés à la première vente. Par exemple, la certification des pêcheries japonaises de crabe des neiges et de plie a attiré de nouveaux acheteurs sur ce marché et a réduit l'influence historique d'autres marchés régionaux, plus grands, sur ce dernier (Wakamatsu, 2014).

5.3.2.3. Consentement à payer des consommateurs

Le label MSC est un attribut qui augmente généralement le prix du produit labellisé pour le consommateur final par rapport au produit non labellisé. Cette augmentation du prix à la consommation a été observée dans le cas du haddock

(églefins) vendus en supermarché au Royaume Uni (Sogn-Grundvag *et al.*, 2013), de plusieurs espèces en Allemagne (Bronnmann et Asche, 2017 ; Asche et Bronnmann, 2017), ou bien encore du lieu d'Alaska sur le marché de Londres (Roheim *et al.*, 2011).

Cependant, le consentement à payer plus pour un label MSC n'est pas toujours vérifié chez les consommateurs qui restent très sensibles aux prix. Dans le cas du saumon sur le marché danois, le label MSC a eu plutôt une influence à la baisse sur l'utilité du consommateur via l'augmentation de son prix (Ankamah-Yeboah *et al.*, 2020). Par ailleurs, la manière dont ces primes de prix, si elles existent, pourraient se diffuser du consommateur au pêcheur reste très obscure, faute de données précises sur les filières (Asche *et al.*, 2015).

Enfin, la propension à consommer des produits écolabellisés reste fortement liée au niveau de connaissance des consommateurs sur les labels présents sur les marchés, l'état des stocks et les impacts environnementaux des méthodes de pêche (Uchida *et al.*, 2014). Or ce niveau de connaissance est généralement très faible (Jonell *et al.*, 2016 ; Sigurdsson *et al.*, 2022), et les marchés sont hétérogènes d'un point de vue de l'histoire et la disponibilité des écolabels (Thøgersen *et al.*, 2010).

5.3.2.4. Coûts liés à la démarche

Il est admis que le processus de certification MSC génère des coûts y compris lors d'une reconduction. Il se révèle donc peu adapté aux pêcheries artisanales (Nyawung *et al.*, 2021 ; Nyawung et Erasmus, 2022 ; Wakamatsu et Wakamatsu, 2017). De plus, la certification MSC génère des coûts de gestion supplémentaires de mesure (reporting) et de coordination entre les parties prenantes (Phillips et Pérez-Ramírez, 2019) difficilement supportables pour des petits producteurs.

D'autres coûts additionnels amènent enfin certains pêcheurs, pourtant labellisés MSC, à ne pas étiqueter leurs produits mis à la vente. C'est par exemple le cas des pêcheries de homard de la côte Ouest d'Australie et Mexico Baja California (Bellchambers *et al.*, 2016).

5.3.2.5. Conclusion

Pour expliquer l'expansion relativement faible du label MSC en France et sa concentration dans certaines pêcheries de type industriel, la littérature scientifique met d'abord l'accent sur l'absence de prime de prix aux pêcheurs ayant choisi cette certification, même lorsque cette prime existe pour le consommateur, et sur son obligation pour avoir accès à certains marchés et débouchés. Elle met également en avant les coûts importants liés à la démarche.

Pour autant, la mise en place du label MSC peut générer de nombreux effets externes positifs comme l'amélioration de la gestion des pêcheries concernées (Travaille *et al.*, 2019) via le soutien indirect qu'elle apporte en promouvant le suivi des avis scientifiques (Pappila et Tynkkynen, 2022), la modification des règles de gestion en les basant plus sur des incitations économiques (Yeeting *et al.*, 2016 ; Anderson *et al.*, 2021) ou leur renforcement (Gulbrandsen, 2009). Dans le cas des pêcheries où les données sont limitées, la certification MSC a permis de tester et adopter des technologies facilitant leur collecte auprès des pêcheurs (Grantham *et al.*, 2022). De manière générale, la certification conduit les entreprises de pêche à accorder plus d'importance aux questions environnementales (captures accessoires, rejets, impacts sur les habitats d'engins de type chalut de fond) (Pristupa *et al.*, 2016 ; Longo *et al.*, 2021 ; Tulaeva *et al.*, 2023) et encourage la coopération entre entreprises de pêche, ONG et instituts de recherche (Pérez-Ramírez *et al.*, 2012 ; Pristupa *et al.*, 2016 ; Samy-Kamal, 2020 ; Anderson *et al.*, 2021), nécessaire (bien qu'insuffisante) pour garantir un changement effectif dans les pratiques de pêche, et donc une réduction effective de leurs impacts écologiques (Principes 1 (stocks exploités) et 2 (écosystèmes) de la certification, cf. chapitre 3) et sociaux.

En particulier pour la **lutte contre la pêche illégale, non déclarée et non réglementée (INN)**, Longo *et al.* (2021) montrent que pour 58 pêcheries certifiées, l'injonction à la meilleure documentation des captures a déclenché des

efforts de réduction de ces prises illégales et non déclarées et, indirectement, l'établissement d'une culture de la "compliance". Ceci n'a pas été démontré en revanche dans les pêcheries thonières des pays du Sud-est asiatique (notamment aux Philippines ; cf. les travaux de Grantham *et al.* (2022) et Tolentino-Zondervan *et al.* (2016, 2018)) malgré les efforts déployés par le MSC pour améliorer ces pêcheries notamment via les FIP (*Fishery Improvement Projects*).

5.4. Démarches récentes ou émergentes de labellisation en lien avec la biodiversité

De nombreuses démarches récentes mettent en avant la place de la biodiversité dans le système agro-alimentaire et défendent des communautés qui produisent et consomment selon des valeurs plus holistiques que celles des standards étudiés dans BiodivLabel jusqu'à présent. Nous pourrions caractériser ces démarches collectives comme une 4^e saison de labels, en référence aux 3 saisons décrites dans le chapitre 1. Elle mobilise des designs institutionnels moins intrusifs au niveau des producteurs individuels. Nous présentons d'abord les démarches en pêche suivies par des démarches en agriculture qui sont spécifiquement focalisées sur la protection de la biodiversité.

5.4.1. Démarches en pêche

Faute de connaissances sur les démarches récentes en aquaculture en lien avec la biodiversité, cette section se concentrera sur quelques démarches en pêche.

Précisons en premier lieu que la certification MSC évolue au fil du temps dans le sens d'une protection toujours accrue des espèces et des habitats marins. Cependant, elle reste peu incitative pour certaines catégories de pêcheurs, notamment artisans (voir section 5.2.2). Plus récent (création en 2014 mais opérationnel depuis 2016) et intégrant lui aussi des critères environnementaux, l'écolabel Pêche durable ne compte encore à ce jour qu'un nombre très limité de pêcheries certifiées en France.

En plus de ces deux labels et des SIQO, on recense aujourd'hui en France de nombreuses démarches de labellisation des produits de la pêche. Ces démarches renvoient le plus souvent à des labels de reconnaissance de métier (Bar de ligne de la Pointe de Bretagne, Merlu de ligne de Saint-Jean-de-Luz...), de reconnaissance régionale (Breizhmer, Normandie Fraîcheur Mer...) ou nationale (Pavillon France). Elles sont associées à des entreprises privées ou des regroupements d'acteurs (producteurs et/ou collectivités) et font l'objet d'un cahier des charges validé dans certains cas par un organisme de certification indépendant (cas du label « Pêche responsable » de la conserverie Chancerelle par exemple). Certaines de ces démarches mettent en avant certains critères environnementaux parmi de nombreux critères de qualité et de durabilité. C'est le cas notamment du label Bar de ligne de la Pointe de Bretagne. D'autres démarches, plus récentes et visant à la durabilité de la pêche en France, s'envisagent comme de véritables systèmes alternatifs à la filière des produits de la mer actuelle, comme par exemple l'initiative Poiscaille.

La démarche « Bar de Ligne de la Pointe de Bretagne »

Le label est créé en 1993 à l'initiative de l'association des ligneurs de la Pointe de Bretagne pour différencier le bar de pêche du bar d'aquaculture importé de manière croissante de Grèce et/ou de Turquie au début des années 1990. Ce label « Bar de ligne de la PdB » est envisagé d'abord comme un signe de qualité (critères de fraîcheur) mais il intègre aussi dans son cahier des charges des critères de tradition (le bar doit être pêché à la ligne exclusivement), de localité (Bretagne), d'authenticité (navires de moins de 12 mètres) et environnementaux (pas de capture en février et parfois jusqu'en mars pendant la période de frai du bar). L'association compte au moment de sa création plus d'une centaine de navires (80% des producteurs de bar de ligne en Bretagne) et les travaux menés par Charles (2004) montrent

l'existence d'un premium sur le produit commercialisé avec le label en criée permettant la plupart du temps d'augmenter les revenus des pêcheurs. La démarche est peu coûteuse et globalement rentable, et elle conduit même certains patrons à réduire leur activité de pêche, entraînant de fait moins de pression individuelle sur les stocks de bar (Charles et Boude, 2004). Au final, le bar de pêche s'est fortement différencié du bar d'aquaculture pour les consommateurs finaux, ce dernier restant quand même majoritaire dans la consommation finale (foyer et hors foyer) – cf. Rapports annuels consommation PDM de FranceAgriMer. Dans le même temps, aucune mesure de régulation des pêcheries n'est mise en place pour assurer l'équilibre des stocks et donc la durabilité du modèle. Cette absence de mesures attire de nombreuses flottilles dans les années 2000 (chalutiers pélagiques, chalutiers de fond, fileyeurs) soit parce qu'elles sont confrontées à des chocs de ressource dans les mêmes zones de pêche (exemple de la fermeture de la pêche à l'anchois du Golfe de Gascogne en 2005) ou par opportunisme (Daurès *et al.*, 2007). L'augmentation massive de la mortalité de pêche sur les stocks de bar (Drogou *et al.*, 2014) a conduit à son effondrement dans certaines zones (stock Nord) et à la mise en place de mesures de gestion au milieu des années 2010 qui se sont durcies au fil du temps et étendues à d'autres stocks (Golfe de Gascogne). En 30 ans d'existence, l'association a perdu de nombreux adhérents, le bar de ligne ayant acquis une notoriété auprès des consommateurs français que l'on retrouve dans les prix en criée ou finaux toujours plus élevés que les propositions alternatives (bar d'aquaculture, bar de chalut...) et sans forcément de différenciation via le label « Bar de Ligne de la PdB ». Il reste que cet exemple constitue une illustration de la difficulté de mise en place de démarches de valorisations privées (y compris collectives) dans la pêche sans un accompagnement public en matière de gestion des stocks et de régulation des capacités de pêche.

La démarche « Poiscaille »

Créé en 2014, l'entreprise Poiscaille s'envisage comme une proposition alternative au modèle de filière actuellement en vigueur dans le domaine de la pêche en France (Daurès *et al.*, 2022). Elle s'inscrit dans une logique de circuits courts (Prigent-Simonin et Hérault-Fournier, 2012) tout en permettant la distribution d'une production locale (issue de navires de moins de 12 m) à une échelle nationale (en visant en priorité les régions éloignées du littoral). Les engagements sont multidimensionnels (qualité, fraîcheur, éthique notamment). Ils intègrent également une dimension environnementale en excluant les engins de pêche les plus impactants (chaluts, dragues) et en promouvant une diversité d'espèces commercialisées. Le modèle transactionnel (contrat passé avec l'acheteur) est intéressant car si le prix du panier est fixe, le choix du panier peut être effectué sur le site web de Poiscaille (sur le principe du premier arrivé, premier servi) ou via une assignation automatique. Il crée une incitation à la connaissance (espèces, saisonnalité, conditions d'exploitation...), considérée comme un élément fondamental pour parvenir à une consommation durable des produits de la mer (Dewals *et al.*, 2024a). La démarche « Poiscaille » a regroupé en 2022 près de 20 000 acheteurs et plus de 200 pêcheurs. Si Poiscaille proposait en 2021 plus de 109 espèces de produits de la pêche, il y avait finalement assez peu de diversité puisque 14 espèces concentraient 80% des ventes totales en valeur. En revanche, 65% des débarquements en 2021 provenaient de stocks en bon état (contre 52% pour la flotte totale métropolitaine la même année) et aucune capture n'était imputable à des stocks surpêchés, dégradés ou effondrés (Daurès *et al.*, 2022). En 2024, Poiscaille est dans une situation économique fragile (France Inter, 03/10/2024). Dans un contexte où le consentement à payer pour des systèmes alimentaires alternatifs reste encore très instable (Witter *et al.*, 2021) mais où les motivations des consommateurs pour des attributs de qualité et de durabilité pour les produits marins sont élevées (Dewals *et al.*, 2024b) la question de la manière dont les politiques publiques peuvent accompagner de telles démarches est posée.

5.4.2. Initiatives sur les produits agricoles

En agriculture, plusieurs démarches portées par des acteurs non étatiques ont émergé à partir des années 2000, lors de la 3^e saison des labels. Ces initiatives adoptent des approches alternatives à la démarche par un SIQO ou label multipartite, et qui se focalisent spécifiquement sur la protection de la biodiversité et les communautés responsables de leur protection. Nous pouvons distinguer trois approches : 1) l'accompagnement des communautés locales par des

associations sur la base d'une documentation sur les espèces, variétés et pratiques afin de développer des registres qui protègent la biodiversité (par ex. Slow Food et Noé); 2) des standards privés, créés par des entreprises et des associations, qui accompagnent les entreprises dans l'approvisionnement des produits cultivés ou ramassés sans trop perturber l'agroécosystème, selon des designs institutionnels plus flexibles que la certification par tierce partie qui dominent les labels examinés par BiodivLabel (par ex. UEBT, PJJ, Beefriendly et DLT); et 3) des démarches territoriales soutenues par des acteurs publics et privés et qui essaient de transférer la responsabilité de la protection de la biodiversité des producteurs aux communautés intéressées par la consommation des produits (par ex. Dijon alimentation durable, CETARA-NF en Inde, Biovallée en France, et l'approche BlueNumber). En général, ces démarches sont très peu étudiées par les scientifiques; par conséquent, nous citons ici juste dix exemples de démarches internationales et françaises qui commencent à prendre de l'ampleur dans les débats autour des démarches marchandes qui prennent en compte la protection de la biodiversité.

5.4.2.1. Des initiatives internationales

La Fondation Slow Food pour la Biodiversité

La Fondation Slow Food pour la Biodiversité a été créée en 2003 pour protéger l'agro-biodiversité et aider les producteurs du Sud⁵⁰. L'Arche du Goût de Slow Food, le principal projet de la Fondation Slow Food pour la Biodiversité, est essentiellement une base de données qui répertorie des produits « extraordinaires » provenant du monde entier. En 2025, leur catalogue inclut 6 515 produits du monde entier, dont 310 enregistrés en France. L'emprunt à la métaphore biblique pour l'alimentation date de 1996, lorsqu'une poignée d'intellectuels ont rédigé le Manifeste officiel de l'Arche, au milieu des vignobles de Nebbiolo et de Barbera à Serralunga d'Alba, une ville viticole du Piémont (Petrini, 2003). Les produits de l'Arche répondent à des critères spécifiques en termes de lien avec une zone spécifique sur le plan environnemental, socio-économique et historique. Ils doivent également être produits en quantités limitées, par des exploitations agricoles ou des entreprises de transformation à petite échelle, renforçant ainsi la préférence pour les aliments « de qualité » (Evans *et al.*, 2002). Si les produits de l'Arche peuvent avoir un impact économique, ils peuvent aussi être sauvés de l'extinction grâce à la branche de la Fondation appelée les Sentinelles.

L'objectif des Sentinelles est de préserver de manière proactive l'agro-biodiversité en protégeant les produits économiquement viables, leurs modes de production et leurs producteurs. En 2025, il y a 685 Sentinelles, dont 25 en France qui protègent des races, semences et produits transformés autochtones (par ex. Le Noir de Bigorre, le petit épeautre de la Haute-Provence, et le Bleu du Queyras)⁵¹. Les Sentinelles Slow Food fonctionnent de différentes manières, mais les objectifs restent les mêmes : promouvoir les produits artisanaux, stabiliser les techniques de production, établir des normes de production strictes et, surtout, garantir un avenir viable aux aliments traditionnels. Cependant, les Sentinelles ne sont pas considérées comme des labels de qualité. Le manifeste Slow Food a interdit l'utilisation des labels Slow Food ou Sentinelles sur tout produit commercial. Les producteurs doivent assurer la protection de leurs produits par le biais de marques collectives ou de procédures similaires. Les Sentinelles diffèrent des labels d'origine géographique, mais peuvent être un moyen d'aider les producteurs à s'y préparer ou à les compléter (Chabrol, 2005). Le succès des Sentinelles a été très apprécié, mais le résultat le plus important du projet est qu'il a prouvé que les consommateurs sont prêts à payer des prix justes pour les produits de l'Arche, et que leur production peut être une activité économiquement viable (Petrini et Padovani, 2006).

L'accord de coopération entre Slow Food et Coop Italia atteste de la viabilité économique de ces produits (Fonte, 2006). L'accord a permis aux produits des Sentinelles italiennes d'être vendus dans les supermarchés Coop Italia. Le principal accord a été passé avec Coop Italia, qui informait les consommateurs sur Slow Food et sur les produits des Sentinelles en général à l'aide d'affiches informatives. Fonte (2006) décrit cela comme un « passage de la "production locale pour les consommateurs locaux" à la "production locale pour les consommateurs éloignés". La requalification de l'alimentation

⁵⁰ <https://www.fondazione Slow Food.com/en/>

⁵¹ <https://www.fondazione Slow Food.com/en/what-we-do/slow-food-presidia/>

locale devient une question explicite pour les nouveaux agents économiques extraterritoriaux et les anciens agents économiques ancrés dans le territoire, dans les nouveaux marchés qui émergent pour les aliments de "qualité"», Fonte (2006), p. 234.

L'Union for Ethical Bio Trade

L'Union for Ethical Bio Trade (UEBT) est une association à but non lucratif qui promeut un approvisionnement respectueux. Sa mission est de « régénérer la nature et d'assurer un meilleur avenir pour les hommes grâce à l'approvisionnement éthique d'ingrédients issus de la biodiversité » (UEBT 2020)⁵². L'UEBT se concentre sur les produits botaniques tels que les racines, les fleurs, les fruits, les champignons ou les organismes microbiens. Ces ingrédients peuvent être utilisés comme herbes et épices ou dans des ingrédients utilisés à des fins médicinales, aromatiques, parfumées, diététiques, cosmétiques ou autres. L'UEBT considère que les plantes médicinales sont différentes des « produits de base », qui proviennent également de la biodiversité mais sont cultivés et commercialisés à grande échelle, souvent de manière interchangeable. L'UEBT dispose d'une expertise particulière en matière de produits botaniques récoltés dans la nature (en plus de son soutien aux entreprises pour l'approvisionnement en produits botaniques cultivés). De nombreuses pratiques promues par l'UEBT contribuent à la régénération des espèces sauvages dans les régions du monde riches en biodiversité, tout en respectant les populations indigènes et les communautés locales.

Membre de l'Alliance ISEAL, le label UEBT émerge en 2007 d'une initiative portée par les Nations Unies, et maintient toujours une collaboration étroite avec la Convention pour la diversité biologique (CBD) et l'initiative de l'UNCTAD pour le BioTrade. L'UEBT a mené un processus multi-acteurs pour développer un cahier des charges qui inclut des critères et indicateurs dans quatre domaines : protection et restauration de la biodiversité ; culture et cueillette pour l'utilisation durable de la biodiversité ; droits humains et des travailleurs ; bien-être de la communauté et développement local. Le cahier des charges sert de base pour un portfolio de programmes au service des entreprises adhérentes à l'association. Tous les programmes adoptent une démarche d'amélioration continue. Certains programmes se focalisent sur la réduction des impacts négatifs sur la biodiversité d'une part et sur la contribution aux impacts positifs de l'autre⁵³. L'adhésion à l'association autorise l'utilisation d'un logo, mais il y a aussi des programmes de vérification et de certification. L'UEBT peut aussi accompagner les entreprises dans la création de leur politique, la rédaction de plans d'action pour la protection de la biodiversité et dans la gestion des risques en lien avec les réglementations de « due diligence ». L'affichage sur l'approvisionnement responsable est considéré comme moins contraignant que celui sur l'approvisionnement éthique. En 2021, une collaboration avec le Rainforest Alliance a été établie qui permet l'affichage du logo Rainforest Alliance sur les tisanes et les épices. Un nouveau programme dénommé « Régénérative » a été introduit en 2024 afin de permettre aux entreprises membres de l'association de déclarer leurs pratiques en agriculture régénérative⁵⁴.

Produits de Jardins-Forêts

Le label Produits de Jardins-Forêts (PJF), fondé en 2012, est issu du Réseau International de Foresterie Analogue (IAFN). Connue en anglais comme Forest Garden Product (FGP), la norme a été élaborée par des partenaires de l'IAFN au Sri Lanka, en Équateur et au Costa Rica. Le PJF certifie, en sus du biologique, la préservation et la restauration des écosystèmes d'origine selon les principes de la Foresterie Analogue⁵⁵. Cette dernière est un type de sylviculture qui imite les fonctions écologiques et la structure architecturale de la forêt mature primaire. L'objectif de cette méthode, au-

⁵² UEBT. La « Norme BioCommerce Éthique » de l'Union for Ethical BioTrade. Juillet 2020.

<https://static1.squarespace.com/static/58bfcf22994ca36885f063e/t/6400a90deba3e21e652bd48c/1677764878989/UEBT-FinalStandard-French.pdf>

⁵³ <https://static1.squarespace.com/static/58bfcf22994ca36885f063e/t/6527a738227fd50603736e4a/1697097560261/About+UEBT+Programmes.pdf>

⁵⁴ <https://uebt.org/about-uebt>

⁵⁵ <https://analogforestrynetwork.org/>

delà de la préservation de la biodiversité, est de restaurer les écosystèmes dégradés et ainsi de fournir de nouvelles ressources durables (la séquestration du carbone incluse) aux populations locales (Veintimilla *et al.*, 2021).

PJF est un standard spécialisé dans les questions environnementales. Les pratiques biologiques sont obligatoires pour la certification. Cependant, la norme PJF va au-delà des pratiques biologiques. La conservation et la restauration de la biodiversité sont hautement valorisées et son statut dans un écosystème donné est évalué par l'utilisation d'indicateurs pour la présence de la flore et de la faune, et pour la santé des sols actifs. Elle exige le respect de variables telles que la maturité et les fonctions écologiques, ainsi qu'un rapport équilibré entre la biomasse et la biodiversité dans un écosystème. En 2014, le PJF a été intégré à la Famille Mondiale des Standards Biologique de la Fédération Internationale des Mouvements de l'Agriculture Biologique (IFOAM)⁵⁶. L'IAFN utilise des organismes de certification tiers et des systèmes de garantie participatifs (SGP) qui adoptent et intègrent les normes PJF dans leurs systèmes d'audit⁵⁷. Les deux types de certification peuvent bénéficier d'une formation et une accréditation offerts par l'IAFN.

En 2025, la seule entreprise en France qui utilise la norme PJF est Guyapí, qui collabore étroitement avec la communauté Sateré Mawé au Brésil, et est également membre de Commerce Equitable France⁵⁸.

Bluenumbr®

Une société d'utilité publique du Delaware, Bluenumbr Inc. (B#ID), exploite une plateforme et des services pour le respect des droits sur les données dans l'écosystème B#. Elle a pour objectif de rendre visible la contribution des petits exploitants agricoles à la protection de la biodiversité en réduisant la déforestation⁵⁹. Bluenumbr a développé une démarche par la chaîne d'approvisionnement pour visualiser les relations et les transactions entre les personnes et les lieux. Ce système attribue une B#ID, qui est une identité numérique vérifiée semblable à un code-barres, aux personnes, aux organisations, aux lieux et aux objets (par exemple, le matériel agricole, les machines de transformation). L'idée de la B#ID est née de l'élaboration des principes commerciaux pour l'alimentation et l'agriculture du Pacte mondial des Nations unies, qui cherchait à offrir un moyen de mesurer les objectifs de développement durable et d'améliorer l'accès des petits exploitants aux marchés internationaux (Loconto, 2024). Il repose sur la conviction que *« l'agriculteur » est la seule unité légitime d'inclusion, de reconnaissance, de mesure ou d'analyse lorsqu'il s'agit de sécurité alimentaire*. Il y a actuellement 17 858 individus, 557 624 organisations et 11 354 lieux qui détiennent une B#ID.

À ce jour, c'est dans le secteur de l'huile de palme que les B#ID ont été le plus utilisées, la collaboration avec Sourcemap ayant permis de cartographier les petits exploitants agricoles, les moulins et d'autres acteurs afin que les caractéristiques de ces derniers puissent être transparentes et traçables. Par exemple, la géolocalisation des petits exploitants peut être mise en correspondance avec les points chauds de la biodiversité et les types de systèmes d'utilisation des terres. Les utilisateurs des B#ID peuvent vérifier que leurs fournisseurs sont effectivement certifiés pour l'agriculture durable (dans ce cas, conformément à la norme RSPO) et qu'ils incluent des petits exploitants certifiés qui ne font pas déjà partie de leur chaîne d'approvisionnement. L'analyse menée par B#ID définit les liens, les valeurs, les risques et les opportunités liés à la localisation des petits exploitants et à leurs activités. Dans cette approche, les petits exploitants et les organisations sont responsables de la propriété et de la contribution des données qui seront mesurées. La B#ID affirme que *« si vous choisissez de les partager, vous recevrez une part de toute valeur gagnée »*, ce qui signifie que la B#ID tente de construire un marché supplémentaire pour les petits exploitants agricoles où ils peuvent non seulement vendre leurs produits durables, mais aussi leurs données.

La démarche vise aussi à accompagner les producteurs et les entreprises importatrices à se conformer aux réglementations européennes sur la zéro déforestation importée et en matière de respects des droits de l'homme.

⁵⁶ <https://www.ifoam.bio/en/ifoam-family-standards-0>

⁵⁷ <https://analogforestrynetwork.org/>

⁵⁸ <https://www.guayapi.com/notre-demarche/>

⁵⁹ <https://bluenumbr.org/>

Certified Evaluation Tool for Agriculture Resource Analysis of Natural Farming

Officiellement lancé en 2018, le cadre de la plateforme du système alimentaire durable pour l'agriculture naturelle (SuSPNF) et son outil d'évaluation certifié (CETARA-NF) est une approche innovante d'auto-évaluation et de certification agricoles. Basée sur un partenariat entre le gouvernement de l'État d'Himachal Pradesh, en Inde, et les organisations de producteurs d'agriculture naturelle, elle s'inspire de la méthode d'agriculture naturelle de Subhash Palekar, qui repose sur les principes de la médecine traditionnelle ayurvédique et de l'agriculture biodynamique. Cette méthode repose sur le principe qu'il n'est pas nécessaire d'acheter des intrants, tout ce qui est nécessaire à la protection des cultures et à la fertilisation peut être fabriqué à partir de ce que l'on trouve dans les fermes biodiversifiées (Kumar *et al.*, 2023).

À l'origine, le projet était géré par un service du bureau de l'agriculture du gouvernement de l'État et se concentrait exclusivement sur la formation des agriculteurs aux méthodes d'agriculture naturelle. Le ministère de l'Agriculture de l'État emploie des agriculteurs chefs de file au niveau des villages pour démontrer les méthodes agricoles et accompagner les agriculteurs dans leur village pour qu'ils fabriquent leurs propres concoctions. Un aspect important de cette approche a été la création d'un système de certification trois étoiles, qui ressemble à l'approche HVE. Il suffit de s'engager à apprendre et à appliquer des pratiques agricoles naturelles pour entrer dans le système, ce qui est attesté par le fait que 135 000 agriculteurs sont entrés dans le système depuis 2018. L'objectif est qu'une fois inclus dans l'initiative, les agriculteurs progressent jusqu'à 3 étoiles, qui sont atteintes une fois que les agriculteurs sont complètement autonomes et indépendants des intrants externes.

Le design institutionnel est complètement différent de ceux étudiés par BiodivLabel. Le CETARA-NF est un système d'auto-certification qui comprend une auto-évaluation en ligne des pratiques agricoles, évaluée par des agriculteurs voisins et vérifiée par des fonctionnaires territoriaux. Les agriculteurs évaluent leurs propres pratiques agricoles sur la base d'une liste de contrôle des pratiques agricoles naturelles (Vashishat *et al.*, 2024). Le système de gestion de la qualité et des données en ligne permet à tout citoyen de dénoncer le comportement « non conforme » de certains agriculteurs. Une fois qu'un agriculteur entre dans le système, il est soumis à des audits *in situ*, à moins qu'il ne reçoive un nombre important de dénonciations (en fonction du profil de risque). Ce n'est donc qu'à ce moment-là qu'un inspecteur du gouvernement se rend dans l'exploitation pour effectuer un contrôle de la ferme.

Depuis 2022, trois boutiques ont été ouvertes pour vendre des produits certifiés dans l'État et un magasin géré par Gram Disha Trust vend des produits certifiés à New Delhi. Depuis 2023, le partenariat forgé avec l'Université d'horticulture et de sylviculture et Dr. YS Parmar a permis de développer des formations sur l'agriculture naturelle et les systèmes alimentaires durables pour ses professeurs et ses étudiants. Enfin, en 2024, le gouvernement de l'État de l'Himachal Pradesh a mis en place un système de marchés publics afin d'accorder des prix préférentiels aux produits certifiés par le CETARA-NF.

5.4.2.2. Des initiatives françaises

La « Filière Biodiversités Maraîchine »

La « Filière Biodiversités Maraîchine »⁶⁰ a été initiée fin 2020 par l'Association pour la valorisation de la race bovine maraîchine et des prairies humides, deux magasins Biocoop de Vendée et la Ligue de protection des oiseaux de Vendée. L'objectif est de développer des modes d'élevage respectueux de la biodiversité sauvage et domestique, en soutenant les élevages bovins allaitants en race maraîchine produisant en Agriculture biologique ou Nature & Progrès. Les éleveurs s'engagent, en plus du label, dans une démarche de progrès en faveur des biodiversités et du bien-être des animaux. Le cahier des charges⁶¹ spécifie ainsi des attentes en termes de qualité intrinsèque (type d'animaux, âges et niveau d'engraissement des carcasses), les conditions d'élevage (interdiction des caillebotis, origine de l'alimentation) et des

⁶⁰ <https://vendee.lpo.fr/la-micro-filiere-biodiversites-maraichines/>

⁶¹ https://www.vache-maraichine.org/wp-content/uploads/2024/04/2024_03_20_fbm_cahier-des-charges-4.pdf

pratiques favorables à la biodiversité. Elles concernent par exemple l'inondation des prairies au printemps, le développement des haies bocagères, le retour vers la prairie naturelle, le pâturage de roseaux et autres végétations atypiques en élevage... La réduction de l'utilisation des énergies fossiles, le bien-être des animaux ou l'accueil à la ferme et l'engagement dans des actions territoriales (accueil de jeunes en formation, de sorties nature, groupes de veille foncière) sont également encouragés. L'adoption de ces pratiques n'est pas obligatoire mais doit faire l'objet d'un projet de mise en œuvre suivi par un « Dialogue Permanent pour la Nature »⁶² (DPN). Cet outil est inspiré du système de garantie de Nature & Progrès. Il ne s'agit pas de contrôler mais d'accompagner l'évolution de la ferme vers des pratiques souhaitées. Le DPN réalisé tous les 2 ans, se fait en 2 temps : une visite de ferme qui associe au moins 5 personnes (un naturaliste, l'éleveur, un autre agriculteur, un acheteur et/ou citoyen) puis une restitution de plusieurs DPN. Fin 2024, la FBM regroupe 20 élevages qui fournissent les deux magasins Biocoop, 17 restaurants et 10 cantines, et des particuliers en vente directe. Les éleveurs travaillent avec 3 abattoirs et 2 découpeurs de proximité. Ces opérateurs sont majoritairement situés dans d'un rayon de 80 km autour de Châteauneuf-en-Vendée.

Noé

Noé est une association de protection de la nature, d'intérêt général et à but non lucratif, créée en 2001. Elle déploie en France et à l'international des actions de sauvegarde de la biodiversité pour le bien de toutes les espèces vivantes, y compris de l'espèce humaine⁶³. Noé s'organise progressivement par une série de programmes favorisant la protection de la biodiversité. Le premier programme est l'Observatoire des papillons des jardins (désormais connu sous le nom de "Opération Papillons"). C'est un observatoire de sciences participatives lancé en 2006 et porté par Noé et le Muséum national d'histoire naturelle. Depuis sa création, plus de 10 000 participants se sont inscrits et ont compté plus de 2 millions de papillons. Les études menées avec les données collectées se sont intéressées entre autres à l'impact des pesticides, de l'urbanisation et de la fragmentation des milieux sur les populations de papillons, et l'impact de l'observatoire sur les observateurs et leurs comportements⁶⁴.

Faisant suite à l'Opération Papillons, en 2008, Noé a créé le programme Jardins de Noé, qui fédère plus de 4 400 jardiniers particuliers et gestionnaires engagés autour d'une charte de bonnes pratiques en faveur de la biodiversité, notamment en supprimant l'utilisation des pesticides de synthèse. Ces jardins et espaces verts représentent plus de 1 700 hectares de biodiversité préservée par l'application de la "Charte de 10 gestes des Jardins de Noé". Beaucoup d'entreprises sont devenues des démonstratrices du message porté par Noé sur la nécessité du zéro phyto total sur nos lieux de vie pour la santé de l'Homme comme de la biodiversité⁶⁵.

En 2019, Noé fusionne avec l'association *Man and Nature* afin de créer la mission Filières pro-biodiversité de Noé. Les projets de cette mission, présents surtout au Ghana et au Cameroun, interviennent en périphérie des aires protégées et auprès des communautés autochtones. Il s'agit d'accompagner ces dernières, avec le concours d'ONG locales, vers des activités qui permettent de préserver la biodiversité et de générer des revenus durables. Les ingrédients issus des filières proviennent essentiellement de la collecte de Produits Forestiers Non Ligneux (PFNL) qui représentent une source de revenus importante pour les communautés riveraines de la forêt, et de l'agroforesterie. Cette approche ne conduit pas à un label privé — avec un cahier des charges et un système de contrôle — mais à des partenariats avec des entreprises (sourcing, mécénat, subvention) pour soutenir et inciter les populations locales autour d'aires protégées à collecter, transformer et valoriser ces produits, notamment en améliorant les pratiques de gestion et d'extraction des PFNL, ainsi que la commercialisation pour garantir des débouchés et pérenniser ces filières et revenus⁶⁶. Ainsi Noé encourage, et accompagne, différents acteurs — privés et particuliers — à s'investir dans la protection de la biodiversité sans forcément promouvoir l'affichage d'un label sur des produits finalisés ou des espaces protégés.

⁶² <https://vendee.lpo.fr/dialogue-permanent-pour-la-nature/>

⁶³ <https://noe.org/histoire-noe>

⁶⁴ <https://noe.org/observatoire-biodiversite-jardins>

⁶⁵ <https://noe.org/jardins-de-noe>

⁶⁶ <https://noe.org/ingredientheque-filieres-pro-biodiversite>

Bee Friendly

C'est en 2012 que plusieurs syndicats apicoles européens se sont réunis afin de créer l'association Bee Friendly. En 2014, elle crée un label du même nom⁶⁷. Ce label distingue aujourd'hui les productions – fruits et légumes, vins, volailles et certains produits transformés – dont la fabrication ne nuit pas à la vitalité des abeilles. Chaque année, les producteurs partenaires sont audités par des organismes certificateurs indépendants, afin de garantir le respect des exigences, qui reposent sur trois piliers : la biodiversité, les pratiques phytosanitaires et le lien apiculteurs-agriculteurs. Une liste noire, conçue par des experts en écotoxicologie, est associée aux référentiels et recense les molécules les plus toxiques pour les pollinisateurs (par ex. néonicotinoïdes), complètement interdites d'utilisation.

Afin d'accompagner les producteurs dans une démarche de progrès, la démarche est ouverte aux agriculteurs bio comme conventionnels et à toutes les cultures et élevages couverts par les référentiels, le cahier des charges du label se concentre sur les pesticides vis-à-vis de leurs impacts sur les abeilles, la biodiversité présente sur les exploitations, ainsi qu'aux liens entre les mondes agricole et apicole. Si un producteur est certifié pour l'agriculture biologique, le label Bee Friendly est complémentaire et ouvre d'autres pistes marchandes. Une exploitation conventionnelle peut également respecter les exigences de la démarche car « *certaines pesticides sont prohibés, mais d'autres pas* »⁶⁸.

Chaque année lors du séminaire du Comité de Labellisation, les référentiels sont mis à jour et validés par les experts de l'apiculture, des abeilles sauvages et de la biodiversité, mais aussi de l'agronomie et de la certification⁶⁹. Tous les agriculteurs partenaires du label bénéficient d'un suivi régulier par l'équipe d'agronomes, ainsi que de formations pour en apprendre plus sur le mode de vie des abeilles et les manières de les protéger⁷⁰. Afin de développer un circuit commercial pour les producteurs-apiculteurs dans leur réseau, Bee Friendly travaille avec des acteurs de la grande distribution ou transformateurs comme Monoprix ou Andros, ainsi qu'avec les magasins spécialisés en produits bio et les consommateurs engagés (cf. Dubuisson-Quellier, 2025). Bee Friendly offre un service qui comprend la sensibilisation des producteurs et fournisseurs déjà contractualisés par les commerçants et un accompagnement jusqu'à la labellisation. En 2025, plus de 2 000 agriculteurs ont été formés et accompagnés sur une trentaine de filières différentes : pommes, poires, vin, sur toute la France (et en Espagne).

Demain La Terre (DLT)

Depuis le début des années 2000 émergent en France, dans le secteur agricole, des exploitations agricoles aux stratégies organisationnelles atypiques, caractérisées par de nouvelles formes d'organisation du travail et de gros investissements financiers (Purseigle *et al.*, 2017). Demain La Terre (DLT) est emblématique de cette tendance. DLT est une association loi 1901, créée en 2004 à l'initiative d'une dizaine d'entreprises agricoles productrices et metteurs en marché de fruits et légumes. En 2021, cette association regroupait 23 entreprises de production, transformation et de mise en marché de toutes tailles, regroupant 450 agriculteurs-producteurs, et salariant environ 5 000 salariés permanents et saisonniers. En 2021, la production mise sur le marché par ce collectif sous le label Demain La Terre représentait 220 000 tonnes, soit environ 2% de la production française⁷¹. DLT est bien placé sur le marché français grâce à une collaboration étroite avec trois circuits de distribution : la grande distribution, les grossistes et la restauration collective. Alors que chaque producteur négocie ses propres contrats, Demain la Terre négocie des accords-cadres avec les supermarchés offrant des conditions préférentielles à ses membres (Billows *et al.*, 2024).

À partir de 2007, DLT a travaillé sur un système d'étiquetage pour exploiter ce qu'il percevait comme une nouvelle demande de produits plus durables qui n'étaient ni biologiques ni conventionnels. L'association a lancé un programme de responsabilité sociale des entreprises (RSE) pour tous ses membres, et a vendu ses premiers produits certifiés en

⁶⁷ <https://www.certifiedbeefriendly.org/le-label#pourquoi-un-label>

⁶⁸ <https://apiscera.com/un-label-bee-friendly-pour-sauver-les-abeilles/>

⁶⁹ <https://www.certifiedbeefriendly.org/>

⁷⁰ <https://www.certifiedbeefriendly.org/>

⁷¹ <https://demainlaterre.org/qui-sommes-nous/>

2011. Cette certification appartient aux démarches "sans" et consiste en deux mentions : « SANS résidu de pesticide détecté » ou « cultivés SANS pesticide de synthèse »⁷². Son référentiel est suffisamment large pour attirer de nombreux membres. Tant qu'un membre paie sa cotisation et satisfait aux critères, il peut utiliser l'un des deux labels établis par l'association. Mais les membres sont inégaux dans leur capacité à façonner la norme en premier lieu, DLT s'appuie en grande partie sur les ressources des plus grands producteurs, qui font partie des membres fondateurs (Billows *et al.*, 2024).

Demain la Terre partage cependant le segment « résidus de pesticides chimiques non détectés » avec un autre collectif, Nouveaux Champs. Créé en 2017, ce dernier a mis en place une norme différente appelée « Zéro résidu de pesticides » (ZRP). D'abord limité au secteur des fruits et légumes, le label ZRP s'est progressivement étendu à d'autres secteurs (vin, pâtes)⁷³. 93% des produits labellisés ZRP sont vendus dans les circuits de distribution des supermarchés, ciblant les mêmes catégories de consommateurs que les produits labellisés DLT. Les produits labellisés ZRP ayant conquis certains marchés, certains membres de DLT, pour notamment les carottes et les oignons, ont dû adopter le label concurrent pour continuer à commercialiser leurs produits (Billows *et al.*, 2024).

DLT a établi des relations privilégiées avec les dispositifs des politiques publiques. Par exemple, en 2015, le ministère français de l'agriculture a reconnu l'équivalence entre le label DLT et le niveau 2 de la certification Haute valeur environnementale (HVE), qui répond aux critères environnementaux pour recevoir des financements dans le cadre du pilier 2 de la politique agricole commune (PAC) de l'Union européenne. De plus, la reconnaissance de leur engagement avec la Stratégie Nationale pour la Biodiversité a été obtenue en mars 2017 et DLT est actuellement membre du Comité d'Orientation et de Suivi (COS) de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité⁷⁴. En 2018, DLT a lancé une initiative intersectorielle nommée la « Troisième voie » qui réunit trois autres associations qui promeuvent des initiatives similaires dans les secteurs animal, céréalier et viticole : les réseaux « Bleu-Blanc-Cœur », « Blé de nos campagnes » et « Vignerons en développement durable ». Une des visées est de peser pour faire évoluer la politique agricole en faveur des labels privés (Billows *et al.*, 2024).

Biovallée

Biovallée® résulte de l'ambition de faire du territoire de la vallée de la Drôme (avec une surface de 2 200 km², 94 communes et 58 000 habitants) un exemple de réussite pour la préservation et la valorisation des ressources naturelles dans le bassin versant de la rivière Drôme. Prenant racines dans les années 1970, cette démarche est devenue une marque, puis un biodistrict (Mazzocchi *et al.*, 2021). À partir du premier Schéma d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) en France (le bassin versant de la rivière Drôme), la vallée de la Drôme se transforme au gré de l'engagement d'habitants, d'entreprises, de collectivités et d'associations et des vagues de nouveaux arrivants. Ces personnes et structures poursuivent les actions collectives dans la lignée des actions de résistance menées durant les siècles précédents pour préserver des communs : les forêts, les rivières, l'air et les sols (Bui et Lamine, 2015a). L'agriculture biologique s'y développe d'abord de manière individuelle, puis collective, apportant une reconnaissance nationale et internationale à ce territoire. En 2012, 30% de la surface agricole a été certifiée selon la norme européenne (Bui et Lamine, 2015b). Créée en 2002, puis 2006, la marque Biovallée® devient vecteur de coopérations dans le territoire et un symbole d'une démarche globale de « développement durable » (Bui, 2015). Chaque participant a la possibilité de présenter sa structure et ses produits sous la marque Biovallée dans le cadre du développement durable du territoire à condition de s'engager à respecter les objectifs de Biovallée, tels que la réduction de moitié de sa consommation d'énergie, la production d'énergie renouvelable, l'achat et la production de produits locaux et biologiques, la promotion de la finance éthique. La *Charte Biovallée* articule ses grands objectifs en 55 actions liées à un système de notation spécifique. Les membres qui parviennent, en fonction de leur rôle spécifique (entreprises, sociétés de services ou

⁷² <https://demainlaterre.org/communaute-de-producteurs/le-label-demain-la-terre/demarches-sans/>

⁷³ <https://www.nouveaux-champs.fr/les-produits/>

⁷⁴ <https://demainlaterre.org/qui-sommes-nous/nos-engagements/>

associations) à totaliser un minimum de 30 points (sur 100) en 3 ans conservent le statut de membres de la marque Biovallée. Le contrat est renouvelé tous les 5 ans (Schnyder, 2023).

En 2020, Biovallée a obtenu un appui du Plan d'investissement d'avenir (PIA) Territoire Innovant de Grande Ambition (TIGA) de l'État pour accélérer la transition écologique et sociale dans la vallée, grâce à la coopération des trois intercommunalités et de l'association Biovallée. Ce plan a mis en avant une série d'objectifs qui devait guider le développement territorial (y compris la protection de la biodiversité) jusqu'en 2025⁷⁵.

Le projet « Dijon, alimentation durable »

Le projet Dijon, alimentation durable 2030 ou ProDij (programme d'investissement d'avenir PIA3)⁷⁶ est porté par la métropole de Dijon et implique des chercheurs et des acteurs. Une des orientations du projet cible la biodiversité des sols en s'appuyant sur un diagnostic expert de la qualité des sols de l'aire urbaine de Dijon (3 000 km²). Ce diagnostic mobilise une dizaine de laboratoires d'expertise publics ou privés et des citoyens et les agriculteurs pour collecter « massivement » des données et les sensibiliser aux enjeux de biodiversité des sols afin de faire évoluer les usages (Nicklaus, 2021). Le tableau de bord des indicateurs est le plus complet jamais appliqué à ce jour à cette échelle : 600 sites, 50 indicateurs opérationnels couvrant la diversité de l'ensemble des organismes du sol. Les données collectées permettent d'une part d'objectiver l'adéquation entre usages et qualité écologique des sols dans la gestion du foncier, et d'autre part, d'envisager l'intégration de la biodiversité du sol dans la conception d'un label répondant aux enjeux de transformation du système alimentaire. Le projet ProDij démontre surtout que la préservation de la biodiversité peut s'appuyer sur des mesures objectives de terrain. Ces activités d'analyse et d'expertise sont vues comme une opportunité en termes de création de nouveaux métiers et de valeur économique pour les territoires.

Le choix de cibler particulièrement la biodiversité des sols repose sur l'importance de leurs fonctions écologiques. La diversité des organismes vivant dans le sol représente en effet de l'ordre du quart de la diversité biologique mondiale. De nombreux travaux de recherche ont montré que ces organismes réagissent de façon sensible et spécifique aux perturbations du sol, qu'elles soient naturelles ou anthropiques. Issu de plus de 20 ans de recherches sur le sujet, un panel d'indicateurs biologiques opérationnels couvre aujourd'hui une grande partie de la biodiversité du sol : microorganismes, nématodes, vers de terre, arthropodes. Certains sont reconnus comme "Indicateurs nationaux de biodiversité" par l'Observatoire national de la biodiversité (ONB)⁷⁷. C'est notamment le cas des indicateurs d'abondance et de diversité des microorganismes et des lombrics. Un transfert de ces indicateurs au laboratoire d'analyse de sols AUREA Agrosiences, l'un des principaux laboratoires d'analyse de sol au niveau national, a été réalisé dans le cadre d'un Projet d'Investissement d'Avenir (PIA, 2015-2018) : le projet AgroEcoSol⁷⁸. Les indicateurs sont associés à des référentiels d'interprétation et ont déjà fait leurs preuves pour l'établissement de diagnostics de la qualité écologique du sol à différentes échelles (parcelle/exploitation/territoire/territoire national). Ils ont également été éprouvés et validés dans le cadre de projets de recherche participative avec des organisations agricoles (notamment CASDAR Agrinnov, projet EcovitiSol (AFB)⁷⁹, projet ANR BISES)⁸⁰.

5.4.3. Conclusion

Dans cette section, nous avons exploré quelques-unes des démarches qui ont émergé en France, et ailleurs, avec des dispositifs similaires aux standards et le but d'encourager la protection de la biodiversité.

⁷⁵ <https://biovallee.net/projet-biovallee/#tradition>

⁷⁶ <https://www.banquedesterritoires.fr/dijon-alimentation-durable-2030>

⁷⁷ <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/fr/indicateurs/tous>

⁷⁸ <https://bibrairie.ademe.fr/recherche-et-innovation/1263-agro-eco-sol.html>

⁷⁹ www.afbiodiversite.fr

⁸⁰ Biodiversité des sols urbains et villes durables : état des lieux, interactions entre les systèmes productifs et non productifs et importance pour la fourniture de services écosystémiques – BISES : <https://anr.fr/Projet-ANR-19-CE32-0012>

Dans le secteur de la pêche, d'autres démarches de labellisation intégrant des critères environnementaux, comme le label Bar de ligne de la Pointe de Bretagne, bénéficient d'une notoriété au moins équivalente à l'échelle nationale aux écolabels MSC et Pêche durable. Des démarches alternatives, s'appuyant sur des circuits courts, existent aussi (Poiscaille). Toutes ces démarches permettent de couvrir des segments de flotte artisanale jusqu'ici assez peu incités à s'engager dans la démarche MSC faute de premium et du fait de coûts significatifs liés à la démarche.

En agriculture, ce panorama, même restreint, montre la grande diversité d'approches qui cherchent à aller au-delà des labels examinés dans BiodivLabel sur certains aspects spécifiques à la protection de la biodiversité (cf. Pompon *et al.*, 2017). Les labels tels que l'agriculture biologique, la biodynamie ou Rainforest Alliance peuvent être des points de référence tout en étant considérés comme insuffisants, notamment par rapport à la restriction sur l'utilisation des pesticides ou la gestion des systèmes agroforestiers. Les démarches innovantes citées ci-dessus expérimentent souvent des designs institutionnels plus flexibles par rapport au modèle de certification par tierce partie – souvent jugé trop coûteux, trop contraignant ou peu fiable.

En conclusion, ces démarches alternatives produisent des effets positifs en matière de connaissances nécessaires aux transitions vers des systèmes alimentaires durables. Leurs effets sur la biodiversité méritent d'être mieux explorés. Elles se révèlent néanmoins très fragiles économiquement, posant la question de leur accompagnement public.

5.5. Points de vigilance quant à la mise en place d'un affichage environnemental

5.5.1. Impact de la mise en œuvre de l'affichage biodiversité

Impact sur le comportement des consommateurs

La mise en place d'un affichage sur la biodiversité a comme objectif de modifier le comportement des consommateurs, en les incitant à choisir les produits minimisant l'impact négatif sur la biodiversité. En effet, les conséquences sur la biodiversité de la production et de la consommation d'un produit ne sont généralement pas observables par le consommateur, et cela même après avoir inspecté ou consommé les produits. Ces attributs sont considérés comme des attributs de confiance (Nelson, 1970 ; Darby et Karni, 1973), en opposition aux attributs de recherche et d'expérience. Dans le cas des attributs de recherche ou d'expérience, les consommateurs utilisent ces attributs pour prendre des décisions, car le coût marginal de l'information est inférieur au bénéfice marginal de l'utilisation de cette information avant ou après achat (Nelson, 1970 ; Darby et Karni, 1973). Ils peuvent alors prendre en compte et valoriser ces attributs dans leurs choix de consommation.

Pour les attributs de confiance, les consommateurs ne peuvent pas les évaluer ni avant, ni après l'achat. Par exemple, un consommateur ne peut pas évaluer le mode de production d'une tomate uniquement en l'observant (sans information supplémentaire). L'utilisation de label permet d'informer les consommateurs au regard de ces dimensions et ainsi de transformer un attribut de confiance en attribut de recherche (Roe et Sheldon, 2007). La dimension de confiance est donc fondamentale dans la prise en compte des labels par le consommateur.

Si le consommateur est informé, à travers l'utilisation d'un label ou de tout autre système de scoring, qu'un produit a un impact moindre sur la biodiversité, ils peuvent donc être plus enclins à l'acheter. Cela pourrait potentiellement réduire la demande de produits ayant un impact environnemental négatif. Néanmoins, en affichant une meilleure efficacité environnementale, la consommation globale de ce produit peut augmenter et potentiellement entraîner une pression supplémentaire sur les ressources naturelles et la biodiversité, annulant ainsi les gains environnementaux pressentis.

Impact sur le comportement des entreprises et la chaîne de valeur

La mise en place d'un affichage sur la biodiversité va également modifier le comportement des entreprises, de la même manière que les labels déjà existants (Irz *et al.*, 2015). L'objectif est de les inciter à adopter des pratiques de production plus durables afin d'améliorer leur image et de répondre aux demandes des consommateurs pour des produits respectueux de la biodiversité. Cet affichage peut également avoir des impacts sur les acteurs impliqués dans la chaîne d'approvisionnement, en augmentant les parts de marché des entreprises impliquées dans ces démarches, et réduisant l'accès au marché de celles qui ne le sont pas.

5.5.2. Arbitrage des consommateurs entre les attributs et confiance vis-à-vis du label

Les consommateurs n'achètent pas directement des biens, mais des caractéristiques (ou attributs) qui sont inhérents à ces biens et services (Lancaster, 1966). Les consommateurs vont donc arbitrer entre les différents attributs qui composent les biens pour prendre leur décision d'achat. En d'autres termes, ils évaluent l'importance marginale de chaque attribut. Les consommateurs recherchent une combinaison optimale de caractéristiques qui maximise leur satisfaction ou leur utilité, compte tenu des prix des biens sur le marché. Les différents attributs vont donc rentrer en compétition dans la prise de décision du consommateur, et ces derniers peuvent être amenés à faire des arbitrages.

Le consommateur va donc effectuer des compromis entre la prise en compte de la biodiversité et les autres dimensions du produit. Les motivations qui vont rentrer en compte dans le cadre de ces compromis vont être dépendantes de la nature de l'attribut. Certains attributs seront dépendants de motivations plus égoïstes, comme par exemple pour les dimensions nutritionnelles ou bien les dimensions de prix (Dewals, 2024). D'autres attributs seront plus dépendants du degré d'altruisme des individus, c'est le cas par exemple des dimensions de commerce équitable (Grolleau *et al.*, 2009 ; Brécard *et al.*, 2012).

Dans un tel contexte, il est important de bien réfléchir aux croisements de motivations entre les attributs, afin que la mise en place d'un label portant les dimensions de biodiversité n'aboutisse pas à la diminution de l'intérêt des consommateurs porté à d'autres attributs environnementaux (et inversement).

De plus, la mise en place de politique de labellisation portant sur des attributs de confiance (cf. section 5.3), tels que l'impact sur la biodiversité, nécessite une confiance suffisante des consommateurs vis-à-vis de ces labels.

5.5.3. Cohérence avec les autres politiques sectorielles (agriculture et pêche), biodiversité, alimentation

Il est essentiel d'avoir une cohérence avec les autres politiques sectorielles afin d'atteindre des objectifs environnementaux globaux. Si la mise en place de label permet d'orienter la demande vers plus de durabilité, cela ne peut être pleinement atteint que si l'ensemble des politiques sectorielles liées à l'alimentation converge vers ces objectifs, tels que les politiques agricoles, environnementales et commerciales. L'harmonisation des politiques est essentielle pour éviter les contradictions et les conflits qui pourraient compromettre ces objectifs. Cela peut être le cas pour les politiques agricoles et alimentaires (Détang-Dessendre *et al.*, 2022) mais également pour les politiques commerciales (Ly, 2022 ; Dupré et Kpenou, 2024), pour lesquelles leur design doit être cohérent avec les objectifs environnementaux afin d'atteindre les objectifs de durabilité.

5.5.4. Cohérence des politiques publiques environnementales et nutritionnelles

Si les labels doivent permettre d'informer de façon fiable sur l'impact environnemental de produits alimentaires, ils rendent difficilement compte des effets des régimes ou habitudes alimentaires qui peuvent pourtant avoir un impact fort sur l'environnement, comme par exemple la part d'aliments carnés. Ces régimes et habitudes alimentaires ne sont pourtant pas indépendants des labels.

Le projet BioNutriNet apporte des éléments pertinents sur le sujet, en comparant les habitudes alimentaires, en France, d'une cohorte de 35 000 participants contrastant consommateurs de produits bio *versus* conventionnels (Baudry *et al.*, 2019). Les résultats indiquent qu'une plus forte consommation de produit sous label bio s'accompagne d'un régime alimentaire dans lequel la part d'origine végétale augmente au détriment de celle d'origine animale. En conséquence, les émissions de gaz à effet de serre liées à l'alimentation, la demande cumulée d'énergie et l'occupation des sols diminuent progressivement avec l'augmentation de la consommation d'aliments sous label bio. Si l'étude ne fait pas de lien direct entre le régime alimentaire et l'impact sur la biodiversité, un tel lien est attendu étant donné l'impact connu de la conversion de milieux naturels en terre agricole. L'importance d'intégrer les régimes alimentaires et leur changement pour évaluer et diminuer l'impact de la production agricole sur la biodiversité est également soulignée par la quantification des pertes d'azote associées à différents scénarios de transition agroécologique (Garnier *et al.*, 2023).

Ces résultats indiquent donc d'une part que la quantification de l'effet positif des labels tels que le bio sur la biodiversité reste sous-estimée tant qu'elle n'intègre pas les changements de régimes alimentaires associés, et d'autre part, qu'un affichage de l'impact biodiversité des produits alimentaires devrait permettre d'inciter à modifier son régime alimentaire pour gagner en efficacité.

5.6. Conclusion générale

Le déploiement des labels comme outils d'amélioration environnementale repose sur le paradigme informationnel. Ce paradigme postule que les individus agissent de manière rationnelle et que l'amélioration de l'information entraîne automatiquement de meilleures décisions. Plusieurs raisons peuvent toutefois limiter l'impact de l'information sur les comportements. Les décisions des individus peuvent être influencées par des biais cognitifs, des émotions ou des contraintes sociales. Ainsi, l'information seule n'est pas toujours suffisante pour provoquer des changements de comportement, notamment si elle entre en conflit avec des habitudes ancrées ou des intérêts économiques.

De la même manière, l'accès à l'information ou à sa compréhension n'est pas toujours identique pour tous, et certains groupes sociaux peuvent être exclus en raison de barrières culturelles ou technologiques. Le fonctionnement des labels repose sur des rapports d'audits qui contiennent parfois des données techniques sur des dispositifs complexes ou inaccessibles, réduisant leur compréhension. Dans un contexte de multiplication de l'information, il peut également être difficile pour les citoyens de distinguer une information pertinente ou fiable. Une trop grande quantité d'informations peut conduire les individus à se sentir submergés, et donc diminuer l'efficacité de telles démarches.

La diffusion de l'information sur l'efficacité des labels est souvent entravée par le design institutionnel de ces derniers. Dans le cadre de ce travail, il a donc semblé essentiel de s'intéresser au design institutionnel des labels et des standards de durabilité, car leur grande diversité rend difficile l'évaluation de leur efficacité. Il était essentiel d'examiner à la fois le contenu des normes des labels et les mécanismes de gouvernance, de contrôle, de traçabilité et d'implication des parties prenantes. L'analyse comparative des designs institutionnels des labels a permis d'identifier leurs principales fonctions d'intermédiation : normalisation, attestation, conformité et traçabilité. Chaque fonction a été qualifiée en fonction des spécificités des labels étudiés. Ce travail met en avant la manière dont les designs institutionnels des labels

garantissent (ou non) l'application effective de leurs promesses, en gérant les tensions entre adoption et intégration des normes. Il révèle les forces et faiblesses de ces designs dans une approche dynamique de la conformité. Dans l'évaluation de l'impact des labels sur la biodiversité, ce cadre d'analyse prend en compte les dimensions organisationnelles influençant le respect des promesses. Il ouvre également la voie à un système de notation des labels prenant en compte leur robustesse institutionnelle et leur impact réel sur la biodiversité.

Nous notons, par ce travail analytique, qu'il existe un certain nombre d'alertes par rapport à l'efficacité de ces labels. Il y a un effet d'isomorphisme planifié par la standardisation des méta-normes par l'Alliance ISEAL. D'une part, cette standardisation permet la création d'un consensus, entre les organisations porteuses des standards, sur ce qui est considéré comme un design institutionnel "crédible". Mais d'autre part, il y a des règles adoptées par tous les standards (par ex. la révision de la norme tous les 3 ans et la consultation publique) qui sont dans l'intérêt de l'inclusivité et la participation des parties prenantes mais qui peuvent favoriser l'érosion de la rigueur de la norme au fur et à mesure de sa mise en œuvre (Van der Ven (2022 ; 2024).

La 4^e saison des labels (voir chapitre 1), qui est illustrée par des démarches récentes et innovantes dans les secteurs agricoles et de la pêche, met en lumière un certain nombre de résistances (Timmermans et Epstein, 2010) aux designs institutionnels adoptés par les SIQO. En première saison, les processus des normalisations sont souvent plus souples et basés sur des expertises scientifiques ou des producteurs qui sont les porteurs des démarches. L'attestation est souvent basée sur l'auto-déclaration, complétée avec une détermination par une deuxième partie. La création des bases de données maintenues par le porteur du standard devient l'objectif de la démarche au lieu d'une pratique de contrôle. Finalement la question de la traçabilité n'est pas l'objectif de la démarche, parce que l'échelle de labellisation passe à une échelle plus large que la ferme, et alors la traçabilité à la ferme n'est quasiment jamais mise en cause.

Si les travaux menés sur le design institutionnel des labels et des standards de durabilité montrent l'importance de ces dimensions dans l'efficacité d'un label, les dimensions économiques sont également un facteur important dans la diffusion d'un label et, par conséquent, dans son impact environnemental. Les résultats diffèrent selon les deux labels étudiés. Pour le label AB, la France se distingue par certaines spécificités : des rendements biologiques plus faibles pour certaines cultures, un système de subventions moins avantageux que celui des pays voisins, et une croissance du secteur portée par la demande des consommateurs, qui a toutefois fortement diminué depuis 2021. Ces dimensions économiques jouent donc actuellement en défaveur de la diffusion du label AB. Pour le label MSC, l'expansion limitée du label MSC en France peut s'expliquer en partie par l'absence de prime pour les pêcheurs certifiés, alors qu'elle existe pour les consommateurs, ainsi que par les coûts élevés de la certification.

L'efficacité globale des labels est multifactorielle. Le déploiement des démarches de labellisation auprès d'un grand nombre d'acteurs dépend de la capacité des consommateurs à s'approprier la démarche, mais également de la conception institutionnelle et des incitations économiques. Ne se concentrer que sur les impacts directs des labels, via les exigences du cahier des charges, sur la biodiversité sans prendre en compte les dimensions sociales, économiques et juridiques pourrait conduire à une vision biaisée de leur efficacité.

Références bibliographiques

- Abbott, K.W.; Levi-faur, D.; Snidal, D., 2017. Theorizing Regulatory Intermediaries: The RIT Model. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 14-35. <http://dx.doi.org/10.1177/0002716216688272>
- Agence BIO, 2020. *Les carnets internationaux de l'Agence BIO, l'agriculture bio dans le monde*: Observatoire national de l'agriculture biologique, Edition 2019, 105 p.
- Amiel, F.; Laurans, Y.; Muller, A., 2019. Les chaînes de valeur agricole au défi de la biodiversité: l'exemple du cacao-chocolat. *IDDRI, Etude*, n°05/19: 44 p. https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Etude/201910-ST0519-cacao_0_0.pdf

- Anderson, C.M.; Himes-Cornell, A.; Pita, C.; Arton, A.; Favret, M.; Averill, D.; Stohs, S.; Longo, C.S., 2021. Social and Economic Outcomes of Fisheries Certification: Characterizing Pathways of Change in Canned Fish Markets. *Frontiers in Marine Science*, 8: 16. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2021.791085>
- Ankamah-Yeboah, I.; Asche, F.; Bronnmann, J.; Nielsen, M.; Nielsen, R., 2020. Consumer Preference Heterogeneity and Preference Segmentation: The Case of Ecolabeled Salmon in Danish Retail Sales. *Marine Resource Economics*, 35 (2): 159-176. <http://dx.doi.org/10.1086/708508>
- Arfini, F.; Bellassen, V., 2019. *Sustainability of European Food Quality Schemes: Multi-Performance, Structure, and Governance of PDO, PGI, and Organic Agri-Food Systems*. Cham: Springer International Publishing Ag (*Sustainability of European Food Quality Schemes: Multi-Performance, Structure, and Governance of Pdo, Pgi, and Organic Agri-Food Systems*). <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-27508-2>
- Asche, F.; Bronnmann, J., 2017. Price premiums for ecolabelled seafood: MSC certification in Germany. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 61 (4): 576-589. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8489.12217>
- Asche, F.; Larsen, T.A.; Smith, M.D.; Sogn-Grundvåg, G.; Young, J.A., 2015. Pricing of eco-labels with retailer heterogeneity. *Food Policy*, 53: 82-93. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.04.004>
- Assemat, B.; Lobjoit, Y.; Bellancourt, A., 2023. *Accompagnement du consommateur vers une alimentation saine et durable, Scores alimentaires et autres formes de communication*. Paris: Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, CGAAER, (rapport CGAAER, n°21085), 54 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/291590.pdf>
- Auld, G.; Renckens, S.; Cashore, B., 2015. Transnational private governance between the logics of empowerment and control. *Regulation & Governance*, 9 (2): 108-124. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12075>
- Barba, M., 2022. La formation du contrat de consommation en droit européen : transparence, équilibre, loyauté In: (dir.), M.C., ed. *Le droit européen de la consommation au XXIème siècle- Etat des lieux et perspectives*. Bruylant, p. 250.
- Barjolle, D.; Vandecastelaere, E.; Salvadori, M., 2012. *Identifier les produits de qualité liée à l'origine et leurs potentiels pour le développement durable: Une méthodologie pour des inventaires participatifs*. Roma: FAO, 54 p. <https://www.fao.org/fileadmin/templates/olq/files/MethodologyFR.pdf>
- Baudry, J.; Pointereau, P.; Seconda, L.; Vidal, R.; Taupier-Letage, B.; Langevin, B.; Allès, B.; Galan, P.; Hercberg, S.; Amiot, M.J.; Boizot-Szantai, C.; Hamza, O.; Cravedi, J.P.; Debrauwer, L.; Soler, L.G.; Lairon, D.; Kesse-Guyot, E., 2019. Improvement of diet sustainability with increased level of organic food in the diet: findings from the BioNutriNet cohort. *American Journal of Clinical Nutrition*, 109 (4): 1173-1188. <http://dx.doi.org/10.1093/ajcn/nqy361>
- Behnam, M.; MacLean, T.L., 2011. Where Is the Accountability in International Accountability Standards?: A Decoupling Perspective. *Business Ethics Quarterly*, 21 (1): 45-72. <http://dx.doi.org/10.5840/beq20112113>
- Bellassen, V.; Drut, M.; Antonioli, F.; Brečić, R.; Donati, M.; Ferrer-Pérez, H.; Gauvrit, L.; Hoang, V.; Knutsen Steinnes, K.; Lilavanichakul, A.; Majewski, E.; Malak-Rawlikowska, A.; Mattas, K.; Nguyen, A.; Papadopoulos, I.; Peerlings, J.; Ristic, B.; Tomić Maksan, M.; Török, Á.; Vittersø, G.; Diallo, A., 2021. The Carbon and Land Footprint of Certified Food Products. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 113-126. <http://dx.doi.org/10.1515/jafio-2019-0037>
- Bellassen, V.; Drut, M.; Hilal, M.; Bodini, A.; Donati, M.; De Labarre, M.D.; Filipovic, J.; Gauvrit, L.; Gil, J.M.; Hoang, V.; Malak-Rawlikowska, A.; Mattas, K.; Monier-Dilhan, S.; Muller, P.; Napasintuwong, O.; Peerlings, J.; Poméon, T.; Maksan, M.T.; Török, A.; Veneziani, M.; Vittersø, G.; Arfini, F., 2022. The economic, environmental and social performance of European certified food. *Ecological Economics*, 191: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107244>
- Bellchambers, L.M.; Phillips, B.F.; Pérez-Ramírez, M., 2016. From certification to recertification the benefits and challenges of the Marine Stewardship Council (MSC): A case study using lobsters. *Fisheries Research*, 182: 88-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.08.029>
- Bennett, E.A., 2017. Who Governs Socially-Oriented Voluntary Sustainability Standards? Not the Producers of Certified Products. *World Development*, 91: 53-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.10.010>
- Bernheim-Desvaux, S., 2024. La nouvelle directive permettant de donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition écologique. *Contrats Concurrence Consommation*, n° 6, Juin 2024, comm. 103.
- Billows, S.; Carter, E.; Déplade, M.-O.; Mazenc, L.; Nguyen, G.; Purseigle, F.; Royer, A.; Loconto, A.M., 2024. Reconquer and Divide: Comparative Standard-Setting Strategies among Producer Organizations. *Agriculture and Human Values*, (online first).
- Blomquist, J.; Bartolino, V.; Waldo, S., 2015. Price Premiums for Providing Eco-labelled Seafood: Evidence from MSC-certified Cod in Sweden. *Journal of Agricultural Economics*, 66 (3): 690-704. <http://dx.doi.org/10.1111/1477-9552.12106>
- Bodiguel, 2022. Du concept d'agroécologie au règlement PSN. *Revue de l'Union européenne*, 663: 607-612.
- Bodiguel, L., 2023. Mutagenèse: comment contrôler le risque technologique par le droit? *Quinzomadaire (Agridroit)*, (n° 8 (on line)): 5 p.
- Bodiguel, L., 2025 (à paraître). Carbon Farming. In: M. Cardwell, J.M., F. Smith, (Eds), ed.: Edwars Elgar.
- Boizot-Szantai, C.; Hamza, O.; Soler, L.G., 2017. Organic consumption and diet choice: An analysis based on food purchase data in France. *Appetite*, 117: 17-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.appet.2017.06.003>
- Bombardier, J.; Miaux, L., 2024. Allégations environnementales ou « green claims » : cadre légal et évolutions à venir. *Droit rural*, n° 2, Février 2024, étude 6.
- Bonnefoi, B.; Torlet, L., 2023. *Evaluation du contrat d'objectif et de performance (COP) 2019-2023 de l'INAO et perspectives pour le COP 2024-2028*. Paris: Ministère de l'agriculture et de la souveraineté alimentaire, CGAAER, (CGAAER - Rapport n° 23018), 84 p. <https://agriculture.gouv.fr/telecharger/139061>
- Brécard, D.; Lucas, S.; Pichot, N.; Salladarré, F., 2012. Consumer preferences for eco, health and fair trade labels. An application to seafood product in France. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 10 (1). <http://dx.doi.org/10.1515/1542-0485.1360>

- Bromley, P.; Powell, W.W., 2012. From Smoke and Mirrors to Walking the Talk: Decoupling in the Contemporary World. *Academy of Management Annals*, 6: 483-530. <http://dx.doi.org/10.1080/19416520.2012.684462>
- Bronnmann, J.; Asche, F., 2017. Sustainable Seafood From Aquaculture and Wild Fisheries: Insights From a Discrete Choice Experiment in Germany. *Ecological Economics*, 142: 113-119. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.005>
- Bronnmann, J.; Asche, F.; Pettersen, I.K.; Sogn-Grundvåg, G., 2023. Certify or not? The effect of the MSC certification on the ex-vessel prices for Atlantic cod in Norway. *Ecological Economics*, 212: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.107940>
- Brosset, E., 2023. Le droit de l'Union européenne des OGM à l'épreuve de la mutagenèse dirigée. In: Grove-Valdeyron, N.d.; Friant-Perrot, M., eds. *Les vingt ans du règlement sur la législation et la sécurité alimentaire dans l'Union européenne : bilan et perspectives*. Bruxelles: Bruylant, 75-96.
- Brunsson, N.; Rasche, A.; Seidl, D., 2012. The Dynamics of Standardization: Three Perspectives on Standards in Organization Studies. *Organization Studies*, 33 (5-6): 613-632. <http://dx.doi.org/10.1177/0170840612450120>
- Bui, S., 2015. *Pour une approche territoriale des transitions écologiques – Analyse de la transition vers l'agroécologie dans la Biovallée (1970–2015)*: AgroParisTech. <https://orgprints.org/id/eprint/29254/>
- Bui, S.; Lamine, C., 2015a. *From niche to volume with integrity and trust: Case study fact sheet, Biovallée, France*. https://orgprints.org/30703/1/Lamine_2015_Biovallee_Case%20study_FactSheet.pdf
- Bui, S.; Lamine, C., 2015b. *Full case study report: Biovallée – France*. <https://orgprints.org/id/eprint/29254/>
- CA Occitanie; CER Occitanie, 2016. *Agriculture bio - Edition 2016*: Chambres d'agriculture Occitanie et CER Occitanie, Les dossiers d'Agri'scopie.
- Casolani, N.; Nissi, E.; Giampaolo, A.; Liberatore, L., 2021. Evaluating the effects of European support measures for Italian organic farms. *Land Use Policy*, 102: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105225>
- CESIAe, 2023. *Affichage environnemental : Recommandations pour un dispositif global d'affichage environnemental producteur de sens, fédérateur, et apte à accélérer la transition écologique*: Comité d'Expertise Scientifique Interdisciplinaire sur l'Affichage Environnemental, 28 p. https://www.reussir.fr/lesmarches/sites/lesmarches/files/2023-12/rapport_cesia.pdf
- Chabrol, D., 2005. *Slow Food: Protecting and Promoting Taste*. In: (eds), B.e.a., ed. *Biodiversity and Local Ecological Knowledge in France*. Montpellier: CIRAD.
- Charef, J., 2019. *Quelle orientation pour les engagements environnementaux des AOP laitières dans le contexte de la loi Egalim ?* Mastère Spécialisée "Innovations et politiques pour une alimentation durable. SupAgro, Montpellier. 74 p. <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03908064>
- Charles, E.; Boude, J.-P., 2004. Exploitation d'une ressource naturelle et politique de valorisation par des signes de qualité. *Économies et Sociétés*, tome XXXVIII: 89-112.
- Christmann, P.; Taylor, G., 2006. Firm self-regulation through international certifiable standards: determinants of symbolic versus substantive implementation. *Journal of International Business Studies*, 37 (6): 863-878. <http://dx.doi.org/10.1057/palgrave.jibs.8400231>
- Cisilino, F.; Bodini, A.; Zanoli, A., 2019. Rural development programs' impact on environment: An ex-post evaluation of organic farming. *Land Use Policy*, 85: 454-462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.04.016>
- Clark, M.; Tilman, D., 2017. Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12 (6): 11. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aa6cd5>
- CNC; République française, 2023. *Guide pratique des allégations environnementales*. Paris: République française ; Conseil national de la consommation, 71 p. https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cnc/avis/2023/Allegations_environnementales/guide_2023.pdf
- Coinon, M., 2022. *Essays on Spatial Externalities and Organic Farming*. Ph.D. Thesis. Université Bourgogne Franche-Comté, 180 p.
- Comité scientifique et technique Forêts; Angerand, S.; Patentreger, B., 2021. *Importer du soja sans contribuer à la déforestation. Proposition d'un mécanisme pour mettre en œuvre les engagements français*. Paris: AFD, MEAE, Gret, 72 p. https://www.deforestationimportee.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/importer_du_soja_sans_contribuer_a_la_deforestation_-_proposition_d_un_mecanisme_pour_mettre_en_oeuvre_les_engagements_francais.pdf
- Commission européenne, 1992. Règlement (CEE) n°2081/92 du Conseil, du 14 juillet 1992, relatif à la protection des indications géographiques et des appellations d'origine des produits agricoles et des denrées alimentaires. *JO L 208 du 24.7.1992*, p. 1-8. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992R2081>
- Commission européenne, 2005. Directive 2005/29/CE du Parlement européen et du Conseil du 11 mai 2005 relative aux pratiques commerciales déloyales des entreprises vis-à-vis des consommateurs dans le marché intérieur et modifiant la directive 84/450/CEE du Conseil et les directives 97/7/CE, 98/27/CE et 2002/65/CE du Parlement européen et du Conseil et le règlement (CE) n° 2006/2004 du Parlement européen et du Conseil («directive sur les pratiques commerciales déloyales»). *JO L 149 du 11.6.2005*, p. 22-39. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32005L0029>
- Commission européenne, 2006. Règlement (CE) n°510/2006 du Conseil du 20 mars 2006 relatif à la protection des indications géographiques et des appellations d'origine des produits agricoles et des denrées alimentaires. *JO L 93 du 31.3.2006*, 1-14. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:093:0012:0025:FR:PDF>
- Commission européenne, 2019. Communication de la Commission au Parlement Européen, au Conseil européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des Régions, Le pacte vert pour l'Europe. *COM/2019/640 final*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0381>

- Commission européenne, 2020a. Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des Régions La biodiversité, notre assurance-vie et notre capital naturel - stratégie de l'UE à l'horizon 2020. COM (2020) 380. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52020DC0381>
- Commission européenne, 2020b. Communication de la Commission au Parlement européen, au Conseil, au Comité économique et social européen et au Comité des régions Une stratégie "De la ferme à la table" pour un système alimentaire équitable, sain et respectueux de l'environnement. COM/2020/381 final. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0381>
- Cour des comptes, 2022. *Le soutien à l'agriculture biologique. Rapport public thématique : Évaluation de politique publique*. Paris: Cour des comptes, 353 p. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2023-10/20220630-rapport-soutien-agriculture-bio.pdf>
- Cour des comptes européenne, 2024. *Rapport spécial 23/204 : Étiquetage des denrées alimentaires dans l'UE – Des consommateurs parfois dérouterés par la masse d'informations*. Office des publications de l'Union européenne, 64 p. https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2024-23/SR-2024-23_FR.pdf
- Crowder, D.W.; Illan, J.G., 2021. Expansion of organic agriculture. *Nature Food*, 2 (5): 324-325. <http://dx.doi.org/10.1038/s43016-021-00288-8>
- Crowder, D.W.; Reganold, J.P., 2015. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (24): 7611-7616. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1423674112>
- Dan, I.S.; Jitea, I.M., 2023. Barriers and Levers in the Development of the Value Chain of Organic Vegetables in Romania. *Sustainability*, 15 (16): 17. <http://dx.doi.org/10.3390/su151612321>
- Darby, M.R.; Karni, E., 1973. Free competition and the optimal amount of fraud. *The Journal of law and economics*, 16 (1): 67-88.
- Daurès, F.; Guyader, O.; Le Grand, C., 2022. Prospects on new marketing channels promoting sustainable, fresh and ethical small-scale fishing in France: the POISCAILLE model. *4WSCF - 4th World Small-Scale Fisheries Congress. September 2022*. Malta.
- Daurès, F.; Planchot, M.; Demaneche, S.; Van Isenghem, S.; Berthou, P.; Leblond, E.; Jezequel, M., 2007. *Contribution et Dépendance des Flottilles de Pêche aux espèces commerciales majeures du Golfe de Gascogne*, 66 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00000/4697/>
- Dayananda, B.; Fernandez, M.R.; Lokuruge, P.; Zentner, R.P.; Schellenberg, M.P., 2021. Economic analysis of organic cropping systems under different tillage intensities and crop rotations. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 36 (5): 509-516. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170521000120>
- de Menthère, C.; Barjol, J.L.; Champanet, F., 2019. *Impacts des produits d'origine sur les territoires. Mesure de l'impact d'activités agricoles sur le développement des territoires ruraux au travers de produits sous indication géographique*. Paris: Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAER), CGAER n°17075, 114 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/272282.pdf>
- Depoorter, C.; Marx, A., 2023. Fostering compliance with voluntary sustainability standards through institutional design: An analytic framework and empirical application. *Regulation & Governance*: 21. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12573>
- Desquilbet, M.; Maigné, E.; Monier-Dilhan, S., 2018. Organic Food Retailing and the Conventionalisation Debate. *Ecological Economics*, 150: 194-203. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.025>
- Détang-Dessendre, C.; Guyomard, H.; Réquillart, V.; Soler, L.-G.; Bureau, J.-C.; Chatellier, V.; Dupraz, P.; Jacquet, F.; Reboud, X.; Tysebaert, M., 2022. Combining agricultural and food policies to meet the challenges of the Green Deal. *Systèmes alimentaires*, 2021 (6): 265-277.
- Dewals, J.-F., 2024. *Sustainable food transition and labelling : the case of the French Fishery and Aquaculture Products market*. Thèse de doctorat., Université de Bretagne Occidentale.
- Dewals, J.-F.; Daurès, F.; Le Floch, P., 2024a. The role of fisheries and aquaculture products in ensuring a sustainable and healthy food consumption in France., *Aquatic Living Resources* 37: 16. <http://dx.doi.org/10.1051/alr/2024014>
- Dewals, J.-F.; Lucas, S.; Daurès, F.; Le Floch, P.; Heutte, K., 2024b. Assessment of consumer preferences in the context of multiple labels: the case of fishery and aquaculture products. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*. <http://dx.doi.org/10.1007/s41130-024-00216-x>
- Di Lauro, A., 2014. Les atouts et les incertitudes du règlement 1151/2012 relatif aux systèmes de qualité applicables aux produits agricoles et aux denrées alimentaires. *Revue européenne de droit de la consommation*, 2: 255-274.
- Di Lauro, A., 2020a. L'insoutenable soutenabilité des AOP et IGP : quel avenir pour ces signes de qualité. *Revue de droit de la consommation*, (n. 1): 119-145.
- Di Lauro, A., 2020b. Segni e territorio: quale co-design per quali modelli giuridici. *Diritto agroalimentare*, 1: p. 51.
- Di Lauro, A., 2022a. Biocultural rights, Sustainability and the UNDROP The Declaration and sustainability standards for agri-food systems. *The UN Declaration on Peasants' Rights*. New York: Routledge, 188-200.
- Di Lauro, A., 2022b. Il divenire del paesaggio nei segni del territorio. In: Ferrucci, N., ed. *Ruolo e dimensioni del paesaggio nel territorio rurale della Toscana*. Napoli: Editoriale Scientifica, 219-240.
- Di Lauro, A., 2023a. Articuler nature et culture : le modèle juridique des AOP et IGP face au changement climatique, à la durabilité et aux droits bioculturels. *Journal international de bioéthique et d'éthique des sciences*, (Dossier spécial L'alimentation entre éthique, science et innovation, Bodiguel, L., Di Lauro, A. (dir)): 79-99
- Di Lauro, A., 2023b. Changements climatiques, développement durable et droits bioculturels: quelle innovation juridique pour les AOP et les IGP. In: Depince, M.; Ribot, C., eds. *Droit de l'alimentation et de l'agroécologie – nourrir, soigner, protéger*. PUAM, p. 97-116.
- Di Lauro, A., 2023c. Informazioni e scelte. In: Costato, L.; Albisinni, F., eds. *Trattato breve di diritto agrario, italiano e dell'Unione europea*. Milano: Cedam, p. 1189.

- Di Lauro, A., 2023d. La stratégie de la ferme à la table : vers plus de transparence sur les impacts écologiques des denrées alimentaires ? In: de Grove-Valdeyron, N.; Friant-Perrot, M., eds. *Les 20 ans du règlement sur la législation et la sécurité alimentaire dans l'Union européenne-Bilan et perspectives*. Bruxelles: Bruylant p. 254
- Di Lauro, A., 2024a. Certificazioni sulla sostenibilità e sulla biodiversità, in Trattato di diritto alimentare italiano e dell'Unione europea. In: Borghi, P.; Canfora, I.; Lauro, A.D.; Russo, L., eds. *Trattato di diritto alimentare italiano e dell'Unione europea*. Milano: Giuffrè, 733-745.
- Di Lauro, A., 2024b. Le denominazioni d'origine protette e le indicazioni geografiche protette. In: Borghi, P.; Canfora, I.; Lauro, A.D.; Russo, L., eds. *Trattato di diritto alimentare italiano e dell'Unione europea*. Milano: Giuffrè, 605-633.
- Di Lauro, A., 2024c. Mercato agroalimentare e innovazione tecnologica, in Trattato di diritto alimentare italiano e dell'Unione europea. In: Borghi, P.; Canfora, I.; Lauro, A.D.; Russo, L., eds. *Trattato di diritto alimentare italiano e dell'Unione europea*. Milano: Giuffrè, p.784.
- Drogou, M.; Biseau, A.; Le Goff, R., 2014. *Les stocks de bar commun et les mesures de gestion dans l' Union européenne*. Belgium: EPRS: European Parliamentary Research Service. <https://coilink.org/20.500.12592/xhc9mf>
- Dubois de Labarre, M., 2005. *Le mangeur contemporain. Une sociologie de l'alimentation*. Université de Bordeaux 2, 426 p.
- Dubuisson-Quellier, S., 2025. *La consommation engagée*. Paris: Presses de Sciences Po (édition mise à jour).
- Dupré, M.; Kpenou, S., 2024. Subordonner les règles commerciales à la transition social-écologique. *L'Économie politique*, N° 101 (1): 93-102. <https://shs.cairn.info/revue-l-economie-politique-2024-1-page-93?lang=fr>
- European Commission, 2019. *Organic farming in the EU. A fast growing sector*. Brussels: Publications Office (EU Agricultural Markets Briefs (n°13)), 12 p. https://agriculture.ec.europa.eu/document/download/6db99f91-279b-4a84-83e9-0fc5cbf16a30_en?filename=market-brief-organic-farming-in-the-eu_mar2019_en.pdf
- European Commission, 2021. Inception impact assessment. Sustainable food system framework initiative. Ares(2021)5902055. Brussels. 9 p. https://ec.europa.eu/info/law/better-regulation/have-your-say/initiatives/13174-Sustainable-EU-food-system-new-initiative_en
- European Commission, 2023. *Organic farming in the EU – A decade of organic growth*. Brussels: Publications Office (EU Agricultural Markets Briefs (n°20)), 32 p. https://agriculture.ec.europa.eu/document/download/df01a3c7-c0fb-48f1-8eca-ce452ea4b8c2_en?filename=agri-market-brief-20-organic-farming-eu_en.pdf
- European Commission Directorate-General for Agriculture Rural Development, 2021. *Study on economic value of EU quality schemes, geographical indications (GIs) and traditional specialties guaranteed (TSGs) – Final report*. Brussels: Publications Office, 128 p. <http://dx.doi.org/10.2762/396490>
- Evans, N.; Morris, C.; Winter, M., 2002. Conceptualizing agriculture: a critique of post-productivism as the new orthodoxy. *Progress in Human Geography*, 26 (3): 313-332. <http://dx.doi.org/10.1191/0309132502ph372ra>
- FAO; oriGIn, 2024. *Developing a roadmap towards increased sustainability in geographical indication systems- Practical guidelines for producer organizations to identify priorities, assess performance and improve the sustainability of their geographical indication systems*. Rome: FAO, 202 p. <http://dx.doi.org/10.4060/cc9122en>
- Finley, L.; Chappell, M.J.; Thiers, P.; Moore, J.R., 2018. Does organic farming present greater opportunities for employment and community development than conventional farming? A survey-based investigation in California and Washington. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 42 (5): 552-572. <http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2017.1394416>
- Fonte, M., 2006. Slow Food's Presidia: What do small producers do with big retailers? *Between the Local and the Global*. 203-240. [http://dx.doi.org/10.1016/s1057-1922\(06\)12009-0](http://dx.doi.org/10.1016/s1057-1922(06)12009-0)
- Forget, V.; Depeyrot, J.-N.; Mahé, M.; Midler, E.; Hugonnet, M.; Beaujeu, R.; Grandjean, A.; Héroult, B., 2019. *Transformations des emplois et des activités en agriculture*. Paris: Centre d'études et de prospective, Ministère de l'agriculture et de l'alimentation. La Documentation française, 242 p.
- Fouilleux, E.; Loconto, A., 2017. Voluntary standards, certification, and accreditation in the global organic agriculture field: a tripartite model of techno-politics. *Agriculture and Human Values*, 34 (1): 1-14. <http://dx.doi.org/10.1007/s10460-016-9686-3>
- Friant-Perrot, M., 2025 (à paraître). À propos de l'information sur une alimentation saine et durable : réflexion juridique sur le consentement et la protection des consommateurs dans la législation alimentaire européenne. In: Girard, F.; Lambert, E., eds. *Droit et alimentation saine et durable*. UGA éditions (Collection Ecotopiques).
- Friant-Perrot, V.M., in press. Médiations numériques alimentaires et figure du consommateur engagé, quels processus décisionnels ? In: Lambert, E., ed. *Transition numérique et transition alimentaire*. Rennes: Presses universitaires de Rennes, à paraître en 2025.
- Frøehlich, A.G.; Melo, A.; Sampaio, B., 2018. Comparing the Profitability of Organic and Conventional Production in Family Farming: Empirical Evidence From Brazil. *Ecological Economics*, 150: 307-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.04.022>
- Fuller, K.B.; Janzen, J.P.; Munkhnasan, B., 2021. Farmland Rental Rates: Does Organic Certification Matter? *Land Economics*: 030119-0032R2. <http://dx.doi.org/10.3368/wple.97.1.030119-0032R2>
- Galland, J.-P., 2013. La difficile construction d'une expertise européenne indépendante. Le cas des organismes notifiés. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 7 (7-1). <http://dx.doi.org/10.3917/rac.018.0223>
- Galland, J.P., 2017. Big Third-Party Certifiers and the Construction of Transnational Regulation. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 263-279. <http://dx.doi.org/10.1177/0002716217694589>
- Garnier, J.; Billen, G.; Aguilera, E.; Lassaletta, L.; Einarsson, R.; Serra, J.; Cameira, M.D.; Marques-dos-Santos, C.; Sanz-Cobena, A., 2023. How much can changes in the agro-food system reduce agricultural nitrogen losses to the environment? Example of a temperate-Mediterranean gradient. *Journal of Environmental Management*, 337: 16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117732>
- Gérard, M.; Kaval, A.; Malingre, V., 26 décembre 2022. Étiquetage nutritionnel en Europe : une bataille explosive, entre nationalismes, lobbying et menaces. *Le Monde*,

- Gilbert, D.U.; Rasche, A.; Waddock, S., 2011. Accountability in a Global Economy: The Emergence of International Accountability Standards. *Business Ethics Quarterly*, 21 (1): 23-44. <http://dx.doi.org/10.5840/beq20112112>
- Grantham, A.; Pandan, M.R.; Roxas, S.; Hitchcock, B., 2022. Overcoming Catch Data Collection Challenges and Traceability Implementation Barriers in a Sustainable, Small-Scale Fishery. *Sustainability*, 14 (3): 16. <http://dx.doi.org/10.3390/su14031179>
- Grimonprez, B., 2022. Viticulture et réchauffement climatique: le pari de la flexibilité du droit. *Droit, Territoires, Terroirs & Gastronomie en France et au Japon, mai 2022*. Tours. Presses universitaires juridiques de Poitiers. <https://hal.science/hal-03705551/document>
- Grolleau, G.; Ibanez, L.; Mzoughi, N., 2009. Too much of a good thing? Why altruism can harm the environment? *Ecological Economics*, 68 (7): 2145-2149. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.02.020>
- Grovermann, C.; Quiédeville, S.; Muller, A.; Leiber, F.; Stolze, M.; Moakes, S., 2021. Does organic certification make economic sense for dairy farmers in Europe? A latent class counterfactual analysis. *Agricultural Economics*, 52 (6): 1001-1012. <http://dx.doi.org/10.1111/agec.12662>
- Gulbrandsen, L.H., 2009. The emergence and effectiveness of the Marine Stewardship Council. *Marine Policy*, 33 (4): 654-660. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2009.01.002>
- Haml, F., 2020. A statistical analysis of the financial performance of organic and conventional farms in the Czech Republic with respect to their size. *Agricultural Economics-Zemědělská Ekonomika*, 66 (1): 1-9. <http://dx.doi.org/10.17221/78/2019-agriceon>
- Hartmann, M.; Yeh, C.H.; Amilien, V.; Csillag, P.; Filipovic, J.; Giraud, G.; Kuč, V.; Menozzi, D.; Poschwatta, O.; Roos, G.; Saïdi, M.; Tocco, B.; Veneziani, M.; Vreden, T., 2019. Report on quantitative research findings on European consumers' perception and valuation of EU food quality schemes as well as their confidence in such measures, (European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 678024), 145 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02788661>
- Hatanaka, M.; Bain, C.; Busch, L., 2005. Third-party certification in the global agrifood system. *Food Policy*, 30 (3): 354-369. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodpol.2005.05.006>
- Hermion, C., 2015. L'agroécologie en droit: état et perspective. *Revue juridique de l'environnement*, 40 (3): 407-422.
- Heron, T.; Prado, P.; West, C., 2018. Global Value Chains and the Governance of 'Embedded' Food Commodities: The Case of Soy. *Global Policy*, 9: 29-37. <http://dx.doi.org/10.1111/1758-5899.12611>
- Hilal, M.; Leedon, G.; Dubois de Labarre, M.; Antonoli, F.; Boehm, M.; Péter, C.; Donati, M.; Drut, M.; Ferrer-Pérez, H.; Gauvrit, L.; Gil, J.M.; Gkatsikos, A.; Gołaś, M.; Hoang, V.; Knutsen Steinnes, K.; Lilavanichakul, A.; Malak-Rawlikowska, A.; Mattas, K.; Napasintuwong, O.; Nguyen, A.; Ristic, B.; Schaer, B.; Tomić Maksan, M.; Brečić, R.; Török, Á.; Vittersø, G.; Bellassen, V., 2021. Organic and Geographical Indication Certifications' Contributions to Employment and Education. *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 161-176. <https://doi.org/10.1515/jafio-2019-0042>
- Hinkes, C.; Peter, G., 2020. Traceability matters A conceptual framework for deforestation-free supply chains applied to soy certification. *Sustainability Accounting Management and Policy Journal*, 11 (7): 1159-1187. <http://dx.doi.org/10.1108/sampj-04-2019-0145>
- Ilieva, E., 2022. Le consommateur responsable. In: (dir.), M.C., ed. *Le droit européen de la consommation au XXIème siècle- Etat des lieux et perspectives*. Bruylant, p. 131.
- INAO, 2022. Les produits sous signe d'identification de la qualité et de l'origine - Chiffres-clés 2021. Montreuil: INAO, 12 p. <https://www.inao.gouv.fr/content/download/4927/42136/version/1/file/INAO%20-%2012P%20chiffres-cle%CC%81s%202021%20BD.pdf>
- Institut Français de la Vigne et du Vin, 2023. Stratégie de la filière viticole face au changement climatique: INAO, FranceAgriMer, INRA, IFV, 23 p. https://www.vignevin.com/wp-content/uploads/2023/02/Strategie-de-la-filiere-viticole-face-au-changement-climatique_web.pdf
- Irz, X.; Mazzocchi, M.; Réquillart, V.; Soler, L.-G., 2015. Research in Food Economics: past trends and new challenges. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement-Review of agricultural and environmental studies*, 9 (1): 187-237. <http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.276765>
- ISEAL Alliance, 2016. Chain of Custody: Models and Definitions. A reference document for sustainability standards systems, and to complement ISEAL's Sustainability Claims Good Practice Guide. Version, 1: 21 p. https://www.isealliance.org/sites/default/files/resource/2022-11/Chain-of-Custody-Models-and-Definitions_ISEAL_09-2016.pdf
- Jeanneaux, P.; Blasquie-Revol, H.; Gillot, M., 2018. Compétitivité hors coût des exploitations agricoles françaises: UMR Territoires (AgroParisTech, INRAE, Université Clermont-Auvergne, VetagroSup). , (Appel à projets de recherche « Comprendre et renforcer les compétitivités agricoles, agroalimentaires et forestières » lancé en 2016 par le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA) et financé par le Programme 215), 119 p. <https://hal.science/hal-04466297/document>
- Jonell, M.; Crona, B.; Brown, K.; Rönnbäck, P.; Troell, M., 2016. Eco-Labeled Seafood: Determinants for (Blue) Green Consumption. *Sustainability*, 8 (9): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/su8090884>
- Katt, F.; Meixner, O., 2020. A systematic review of drivers influencing consumer willingness to pay for organic food. *Trends in Food Science & Technology*, 100: 374-388. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tifs.2020.04.029>
- Kennedy, J.; Durif, C.M.F.; Florin, A.B.; Fréchet, A.; Gauthier, J.; Hüsey, K.; Jónsson, S.T.; Olafsson, H.G.; Post, S.; Hedeholm, R.B., 2019. A brief history of lumpfishing, assessment, and management across the North Atlantic. *Ices Journal of Marine Science*, 76 (1): 181-191. <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsy146>
- Khanal, A.R.; Mishra, S.K.; Honey, U., 2018. Certified organic food production, financial performance, and farm size: An unconditional quantile regression approach. *Land Use Policy*, 78: 367-376. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.012>
- Kniss, A.R.; Savage, S.D.; Jabbour, R., 2016. Commercial Crop Yields Reveal Strengths and Weaknesses for Organic Agriculture in the United States. *Plos One*, 11 (8): e0161673, 16 p. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0161673>

- Kumar, R.; Kumar, S.; Yashavanth, B.; Venu, N.; Meena, P.; Dhandapani, A.; Kumar, A., 2023. Natural Farming Practices for Chemical-Free Agriculture: Implications for Crop Yield and Profitability. *Agriculture-Basel*, 13 (3): 16. <http://dx.doi.org/10.3390/agriculture13030647>
- L'Honnen-Frossard, L., 2024. Un an de droit de la publicité. *Communication-Commerce électronique*, n°10, oct. : p. 20.
- Lacour, C.; Seconda, L.; Allès, B.; Hercberg, S.; Langevin, B.; Pointereau, P.; Lairon, D.; Baudry, J.; Kesse-Guyot, E., 2018. Environmental Impacts of Plant Based Diets: How Does Organic Food Consumption Contribute to Environmental Sustainability? *Frontiers in Nutrition*, 5: 13. <http://dx.doi.org/10.3389/fnut.2018.00008>
- Lallemant, P.; Bergh, M.; Hansen, M.; Purves, M., 2016. Estimating the economic benefits of MSC certification for the South African hake trawl fishery. *Fisheries Research*, 182: 98-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2016.02.003>
- Lambotte, M.; De Cara, S.; Bellassen, V., 2020. Once a quality-food consumer, always a quality-food consumer? Consumption patterns of organic, label rouge, and geographical indications in French scanner data. *Review of Agricultural, Food and Environmental Studies*, 101 (1): 147-172. <http://dx.doi.org/10.1007/s41130-020-00121-z>
- Lambotte, M.; De Cara, S.; Brocas, C.; Bellassen, V., 2023. Organic farming offers promising mitigation potential in dairy systems without compromising economic performances. *Journal of Environmental Management*, 334: 15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117405>
- Lancaster, K.J., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy*, 74 (2): 132-157. <http://www.jstor.org/stable/1828835>
- Le Goffic, C., 2019. La protection des signes d'identification de qualité et d'origine. *Lexbase Hebdo-Édition affaires*, (620).
- Le Goffic, C., 2021. L'évolution de la protection des signes de qualité en Europe. *Revue Francophone de la Propriété Intellectuelle (RFPI)*, (spécial Blockchain): 21-28. <http://revue-rfpi.com/wp-content/uploads/2021/12/02-RFPI-NS-Decembre-2021.pdf>
- Le Goffic, C.; Marty-Houpt, N., 2021. Vingt ans de droit des indications géographiques. Regard et pratique de l'INAO. *Propriétés intellectuelles*, 81: 84-90.
- Leray, G.; Cattalano, e.G., 2024. Les incitations du droit de la consommation. *Energie, environnement, infrastructures*, juillet 2024, : p. 1.
- Loconto, A., 2024. 'Planting Seeds' for 'Good Growth': Anthropocenic Performances of Responsibility. In: Loconto, A.M.; H, C.D., eds. *AgriFood Transitions in the Anthropocene. Challenges, Contested Knowledge, and the Need for Change*. London: SAGE Ltd, 265-289.
- Loconto, A.; Busch, L., 2010. Standards, techno-economic networks, and playing fields: Performing the global market economy. *Review of International Political Economy*, 17 (3): 507-536. <http://dx.doi.org/10.1080/09692290903319870>
- Loconto, A.M., 2017. Models of Assurance: Diversity and Standardization of Modes of Intermediation. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 670 (1): 112-132. <http://dx.doi.org/10.1177/0002716217692517>
- Longo, C.S.; Buckley, L.; Good, S.D.; Gorham, T.M.; Koerner, L.; Lees, S.; Liow, S.Y.; Oloruntuyi, O.; Schley, D.; Rice, J.; Currey, R.J.C., 2021. A Perspective on the Role of Eco-Certification in Eliminating Illegal, Unreported and Unregulated Fishing. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 14. <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2021.637228>
- Łuczka, W., 2021. Institutional conditions for strengthening the position of organic farming as a component of sustainable development. *Problemy Ekorozwoju*, 16 (1): 157-164. <http://dx.doi.org/10.35784/pe.2021.1.16>
- Ly, V.A., 2022. La protection des milieux marins dans les accords de commerce : de la coexistence des valeurs à l'intégration dans les accords de nouvelle génération. *Revue internationale de droit économique*, t.XXXVI (4): 109-136. <https://droit.cairn.info/revue-internationale-de-droit-economique-2022-4-page-109?lang=fr>
- Malheiro, A.C.; Santos, J.A.; Fraga, H.; Pinto, J.G., 2010. Climate change scenarios applied to viticultural zoning in Europe. *Climate Research*, 43 (3): 163-177. <http://dx.doi.org/10.3354/cr00918>
- Marescotti, A.; Quiñones-Ruiz, X.F.; Edelmann, H.; Belletti, G.; Broscha, K.; Altenbuchner, C.; Penker, M.; Scaramuzzi, S., 2020. Are Protected Geographical Indications Evolving Due to Environmentally Related Justifications? An Analysis of Amendments in the Fruit and Vegetable Sector in the European Union. *Sustainability*, 12 (9): 19. <http://dx.doi.org/10.3390/su12093571>
- Marx, A.; Depoorter, C.; Vanhaecht, R., 2022. Voluntary Sustainability Standards: State of the Art and Future Research. *Standards*, 2 (1): 14-31. <http://dx.doi.org/10.3390/standards2010002>
- Mazzocchi, C.; Orsi, L.; Bergamelli, C.; Sturla, A., 2021. Bio-districts and the territory: evidence from a regression approach. *Aestimum*, 79: 5-23. <http://dx.doi.org/10.36253/aestim-12163>
- Meemken, E.M., 2020. Do smallholder farmers benefit from sustainability standards? A systematic review and meta-analysis. *Global Food Security-Agriculture Policy Economics and Environment*, 26: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100373>
- Meier, M.S.; Stoessel, F.; Jungbluth, N.; Juraske, R.; Schader, C.; Stolze, M., 2015. Environmental impacts of organic and conventional agricultural products - Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149: 193-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.006>
- Melovic, B.; Cirovic, D.; Dudic, B.; Vulic, T.B.; Gregus, M., 2020a. The Analysis of Marketing Factors Influencing Consumers' Preferences and Acceptance of Organic Food Products-Recommendations for the Optimization of the Offer in a Developing Market. *Foods*, 9 (3): 25. <http://dx.doi.org/10.3390/foods9030259>
- Melovic, B.; Dabic, M.; Rogic, S.; Durisic, V.; Prorok, V., 2020b. Food for thought Identifying the influential factors that affect consumption of organic produce in today's youth. *British Food Journal*, 122 (4): 1130-1155. <http://dx.doi.org/10.1108/bfj-10-2019-0761>
- Meyer, J.W.; Rowan, B., 1977. Institutionalized organizations - formal-structure as mythe and ceremony. *American Journal of Sociology*, 83 (2): 340-363. <http://dx.doi.org/10.1086/226550>
- Miret-Pastor, L.; Peiro-Signes, A.; Segarra-Oña, M.D.; Herrera-Racionero, P., 2014. Empirical analysis of sustainable fisheries and the relation to economic performance enhancement: The case of the Spanish fishing industry. *Marine Policy*, 46: 105-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2014.01.009>

- Mol, A.P.J.; Oosterveer, P., 2015. Certification of Markets, Markets of Certificates: Tracing Sustainability in Global Agro-Food Value Chains. *Sustainability*, 7 (9): 12258-12278. <http://dx.doi.org/10.3390/su70912258>
- Monier-Dilhan, S.; Poméon, T.; Böhm, M.; Brečić, R.; Csillag, P.; Donati, M.; Ferrer-Pérez, H.; Gauvrit, L.; Gil, J.M.; Hoàng, V.; Lilavanichakul, A.; Majewski, E.; Malak-Rawlikowska, A.; Mattas, K.; Napasintuwong, O.; Nguyễn, A.Q.; Nikolaou, K.; Papadopoulos, I.; Pascucci, S.; Peerlings, J.; Ristic, B.; Steinnes, K.; Stojanovic, Z.; Tomić Maksan, M.; Török, Á.; Veneziani, M.; Vittersø, G.; Bellassen, V., 2021. Do Food Quality Schemes and Net Price Premiums Go Together? *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization*, 19 (2): 79-94. <http://dx.doi.org/10.1515/jafio-2019-0044>
- Mundler, P.; Bellon, S., 2011. Les Systèmes participatifs de garantie: une alternative à la certification par organismes tiers? *Pour*, 2011/5 (212): 57-65. <http://dx.doi.org/10.3917/pour.212.0057>
- Muñoz Ureña, H.A., 2010. *Principe de transparence et information des consommateurs dans la législation alimentaire européenne*. Doctorat (Droit privé). Faculté de droit et des sciences politiques (Nantes) 1 vol. (325 f.).
- Munteanu, A.R., 2015. The third party certification system for organic products. *Network Intelligence Studies*, 3 (2 (6)): 145-151. https://seaopenresearch.eu/Journals/articles/NIS_6_8.pdf
- Nava, L.; Tampe, M., 2023. The Challenge of Implementing Voluntary Sustainability Standards: A Dynamic Framework on the Tension between Adherence and Adaptation. *Business Ethics Quarterly*, 33 (2): 296-326. <http://dx.doi.org/10.1017/beq.2022.1>
- Nelson, P., 1970. Information and Consumer Behavior. *Journal of Political Economy*, 78 (2): 311-329. <http://dx.doi.org/10.1086/259630>
- Nicklaus, S., 2021. Dijon, Alimentation durable 2030 Territoire d'innovation. *Point d'échange bilatéral*. Virtual Conference, France: 2021-11-18. <https://hal.inrae.fr/hal-04192240>
- Niederle, P.; Loconto, A.; Lemeilleur, S.; Dorville, C., 2020. Social movements and institutional change in organic food markets: Evidence from participatory guarantee systems in Brazil and France. *Journal of Rural Studies*, 78: 282-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.06.011>
- Nyirawung, R.A.; Erasmus, V.N., 2022. Ocean and Marine Stewardship in Africa: The Marine Stewardship Council Certification in Namibia and The Gambia. *Frontiers in Marine Science*, 9: 11. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.873397>
- Nyirawung, R.A.; Raj, A.; Foley, P., 2021. Marine Stewardship Council sustainability certification in developing countries: Certifiability and beyond in Kerala, India and The Gambia, West Africa. *Marine Policy*, 129: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104526>
- Ollat, N.; Touzard, J.-M., 2020. *La vigne, le vin, et le changement climatique en France - Projet LACCAGE - Horizon 2050*. 2020. <http://dx.doi.org/10.15454/jt3y-1a55>
- Olszak, N., 2001. *Droit des appellations d'origine et indications de provenance*. Ed. Tec & doc, 186 p.
- Orsini, S.; Padel, S.; Gambelli, D.; Lernoud, J.; Sanders, J.; Solfanelli, F.; Stolze, M.; Willer, H.; Zanolli, R., 2019. Beyond "mainstream" and "alternative" in organic food supply chains Empirical examples of added value distribution from eight European countries. *British Food Journal*, 122 (3): 798-812. <http://dx.doi.org/10.1108/bfj-07-2019-0508>
- Paiement, P., 2017. Meta-regulating Sustainability Standards – The Case of the ISEAL Alliance. *Transnational Sustainability Laws*. Cambridge: Cambridge University Press (Global Law Series), 164-200. <http://dx.doi.org/10.1017/9781108283694.006>
- Pappila, M.; Tynkkynen, M., 2022. The Role of MSC Marine Certification in Fisheries Governance in Finland. *Sustainability*, 14 (12): 15. <http://dx.doi.org/10.3390/su14127178>
- Parlement européen, 2024. Résolution législative du Parlement européen du 24 avril 2024 sur la proposition de règlement du Parlement européen et du Conseil modifiant les règlements (UE) 2021/2115 et (UE) 2021/2116 en ce qui concerne les normes relatives aux bonnes conditions agricoles et environnementales, les programmes pour le climat, l'environnement et le bien-être animal, la modification des plans stratégiques relevant de la PAC, le réexamen des plans stratégiques relevant de la PAC et les exemptions des contrôles et des sanctions COM(2024)0139 – C9-0120/2024 – 2024/0073(COD).
- Parlement européen; Conseil de l'Union européenne, 2002. Règlement (CE) n°178/2002 du Parlement européen et du Conseil du 28 janvier 2002 établissant les principes généraux et les prescriptions générales de la législation alimentaire, instituant l'Autorité européenne de sécurité des aliments et fixant des procédures relatives à la sécurité des denrées alimentaires. JO L 31 du 1.2.2002, p. 1-24 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/AUTO/?uri=CELEX:32002R0178&qid=1706608934255&rid=1>
- Pérez-Ramírez, M.; Ponce-Díaz, G.; Lluch-Cota, S., 2012. The role of MSC certification in the empowerment of fishing cooperatives in Mexico: The case of red rock lobster co-managed fishery. *Ocean & Coastal Management*, 63: 24-29. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.03.009>
- Petrini, C., 2003. *Slow food : the case for taste*. New York: Columbia University Press.
- Petrini, C.; Padovani, G., 2006. *Slow food revolution : a new culture for dining & living*. New York: Rizzoli.
- Phillips, B.F.; Pérez-Ramírez, M., 2019. *A Review of the Current Global Status and Future Challenges for Management of Lobster Fisheries*. Singapore: Springer-Verlag Singapore Pte Ltd (Lobsters: Biology, Fisheries and Aquaculture). http://dx.doi.org/10.1007/978-981-32-9094-5_8
- Poméon, T.; Fouilleux, E.; Lemeilleur, S.; Loconto, A., 2017. L'agriculture biologique en France, entre projet critique et conventionnalisation. In: Allaire, G.; Daviron, B., eds. *Transformations et transitions dans l'agriculture et l'agro-alimentaire* Paris: Editions Quae, 181-198.
- Ponisio, L.C.; M'Gonigle, L.K.; Mace, K.C.; Palomino, J.; de Valpine, P.; Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1799): 7. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1396>
- Ponte, S.; Cheyns, E., 2013. Voluntary standards, expert knowledge and the governance of sustainability networks. *Global Networks-a Journal of Transnational Affairs*, 13 (4): 459-477. <http://dx.doi.org/10.1111/glob.12011>

- Prigent-Simonin, A.H.; Hérault-Fournier, C., 2012. *Au plus près de l'assiette: pérenniser les circuits courts alimentaires*. Educagri Editions (Sciences en partage), 261 p.
- Pristupa, A.O.; Lamers, M.; Amelung, B., 2016. Private informational governance in Post-Soviet waters: Implications of the Marine Stewardship Council certification in the Russian Barents Sea region. *Fisheries Research*, 182: 128-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.006>
- Purseigle, F.; Nguyen, G.; Blanc, P., 2017. *Le nouveau capitalisme agricole. De la ferme à la firme*. Paris: Presses de Sciences Po, 312 p.
- Quiñones-Ruiz, X.F.; Forster, H.; Penker, M.; Belletti, G.; Marescotti, A.; Scaramuzzi, S.; Broscha, K.; Braitto, M.; Altenbuchner, C., 2018. How are food Geographical Indications evolving? - An analysis of EU GI amendments. *British Food Journal*, 120 (8): 1876-1887. <http://dx.doi.org/10.1108/bfj-02-2018-0087>
- Raffray, R., 2019. Expression et diffusion de l'agroécologie : certification environnementale obligatoire pour les signes d'identification de la qualité et de l'origine. *Revue de droit rural*, n° 5472 (Dossier n° 24): p. 7 et s.
- Raffray, R., 2022. Diffamation, dénigrement, procédure bâillon ? À propos de la condamnation de l'association Alerte Aux Toxiques pour dénigrement de la viticulture bordelaise., TJ Libourne, 25 février 2021, n°RG 20/01409. *Droit de l'entreprise viticole*. <http://dx.doi.org/10.20870/owl.2022.5397>
- République française, 2018. Loi n°2018-938 du 30 octobre 2018 pour l'équilibre des relations commerciales dans le secteur agricole et alimentaire et une alimentation saine, durable et accessible à tous. *JORF n°0253 du 1 novembre 2018*. <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000037547946/>
- République française, 2020. Loi n°2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire. *JORF n°0035 du 11 février 2020*. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000041553759/>
- République française, 2021. Loi n°2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets. *JORF n°0196 du 24 août 2021*. <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>
- Roe, B.; Sheldon, I., 2007. Credence good labeling: The efficiency and distributional implications of several policy approaches. *American Journal of Agricultural Economics*, 89 (4): 1020-1033. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-8276.2007.01024.x>
- Rogissart, L.; Bellassen, V.; Fouchet, C., 2021. Une alimentation plus durable augmente-t-elle le budget des consommateurs ? Climate Brief. I4CE (Point Climat, n°67), 7 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03515551/document>
- Roheim, C.A.; Asche, F.; Santos, J.L., 2011. The Elusive Price Premium for Ecolabelled Products: Evidence from Seafood in the UK Market. *Journal of Agricultural Economics*, 62 (3): 655-668. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.2011.00299.x>
- Samy-Kamal, M., 2020. Estonian fisheries management system under the lens of the Marine Stewardship Council (MSC) standard. *Marine Policy*, 117: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.103885>
- Sánchez, J.L.F.; Polanco, J.M.F.; García, I.L., 2020. Evidence of price premium for MSC-certified products at fishers' level: The case of the artisanal fleet of common octopus from Asturias (Spain). *Marine Policy*, 119: 6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2020.104098>
- Sanye Mengual, E.; Boschiero, M.; Leite, J.; Casanato, C.; Fiorese, G.; Mancini, L.; Sinkko, T.; Wollgast, J.; Listorti, G.; Sala, S., 2024. *Sustainability labelling in the EU food sector: current status and coverage of sustainability aspects*. Luxembourg: Office of the European Union Publications, (JRC134427). <http://dx.doi.org/10.2760/90191>
- Saujot, M.; Aubert, P.-M., 2023. Quels arbitrages politiques pour l'affichage environnemental alimentaire ? *Note, Iddri*, novembre: 21 p. https://www.iddri.org/sites/default/files/PDF/Publications/Catalogue%20Iddri/Autre%20Publication/202311-Note%20AEA_0.pdf
- Schader, C.; Heidenreich, A.; Kadzere, I.; Egyir, I.; Muriuki, A.; Bandanaa, J.; Clottey, J.; Ndungu, J.; Grovermann, C.; Lazzarini, G.; Blockeel, J.; Borgemeister, C.; Muller, A.; Kabi, F.; Fiaboe, K.; Adamtey, N.; Huber, B.; Niggli, U.; Stolze, M., 2021. How is organic farming performing agronomically and economically in sub-Saharan Africa? *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 70: 102325, 13 p. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102325>
- Schnyder, M., 2023. The Biovallée Biodistrict. *Global Norms in Local Contexts: Examining Cases of Environmental Governance in France*. Cham: Springer International Publishing, 61-72. https://doi.org/10.1007/978-3-031-41108-3_5
- Schrama, M.; de Haan, J.J.; Kroonen, M.; Verstegen, H.; van der Putten, W.H., 2018. Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 256: 123-130. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.023>
- Sénat, 2020. *La politique de développement de l'agriculture biologique : une évaluation*. Paris: Sénat, Rapport d'information. (No. 277).
- Sengel, S.; Midler, E.; Depeyrot, J.-N., 2022. Performances des exploitations laitières bovines sous indications géographique. Paris: Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, Analyse (n°173). https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Ana173/Analyse_1732202.pdf
- Seufert, V.; Ramankutty, N., 2017. Many shades of gray-The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances*, 3 (3): e1602638, 14 p. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1602638>
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J.A., 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485 (7397): 229-U113. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11069>
- Sigurdsson, V.; Larsen, N.M.; Pálsdóttir, R.G.; Folwarczny, M.; Menon, R.G.V.; Fagerstrom, A., 2022. Increasing the effectiveness of ecological food signaling: Comparing sustainability tags with eco-labels. *Journal of Business Research*, 139: 1099-1110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jbusres.2021.10.052>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Rieser, C.J.; Davis, A.G.; Taylor, J.M.; Adesanya, A.W.; Jones, M.S.; Meier, A.R.; Reganold, J.P.; Orpet, R.J.; Northfield, T.D.; Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 10. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Sogn-Grundvag, G.; Larsen, T.A.; Young, J.A., 2013. The value of line-caught and other attributes: An exploration of price premiums for chilled fish in UK supermarkets. *Marine Policy*, 38: 41-44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.05.017>

- Stemle, A.; Uchida, H.; Roheim, C.A., 2016. Have dockside prices improved after MSC certification? analysis of multiple fisheries. *Fisheries Research*, 182: 116-123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.022>
- Tanner, B., 2000. Independent assessment by third-party certification bodies. *Food Control*, 11 (5): 415-417. [http://dx.doi.org/10.1016/S0956-7135\(99\)00055-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0956-7135(99)00055-9)
- Thøgersen, J.; Haugaard, P.; Olesen, A., 2010. Consumer responses to ecolabels. *European Journal of Marketing*, 44 (11-12): 1787-1810. <http://dx.doi.org/10.1108/03090561011079882>
- Timmermans, S.; Epstein, S., 2010. A World of Standards but not a Standard World: Toward a Sociology of Standards and Standardization. In: Cook, K.S.; Massey, D.S., eds. *Annual Review of Sociology*, Vol 36. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Sociology), 69-89. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.soc.012809.102629>
- Tolentino-Zondervan, F.; Berentsen, P.; Bush, S.; Idenne, J.; Babaran, R.; Lansink, A.O., 2016. Comparison of Private Incentive Mechanisms for Improving Sustainability of Filipino Tuna Fisheries. *World Development*, 83: 264-279. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.01.011>
- Tolentino-Zondervan, F.; Berentsen, P.; Bush, S.R.; Lansink, A.O., 2018. FAD vs. free school: Effort allocation by Marine Stewardship Council compliant Filipino tuna purse seiners in the PNA. *Marine Policy*, 90: 137-145. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.025>
- Travaille, K.L.T.; Lindley, J.; Kendrick, G.A.; Crowder, L.B.; Clifton, J., 2019. The market for sustainable seafood drives transformative change in fishery social-ecological systems. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 57: 8. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.05.003>
- Treu, H.; Nordborg, M.; Cederberg, C.; Heuer, T.; Claupein, E.; Hoffmann, H.; Berndes, G., 2017. Carbon footprints and land use of conventional and organic diets in Germany. *Journal of Cleaner Production*, 161: 127-142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.041>
- Tulaeva, S.; Tysiachniouk, M.; Pappila, M.; Tynkkynen, M., 2023. Marine Stewardship Council Certification in Finland and Russia: Global Standards and Local Practices. *Sustainability*, 15 (5): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/su15054063>
- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112: 309-320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Uchida, H.; Roheim, C.A.; Wakamatsu, H.; Anderson, C.M., 2014. Do Japanese consumers care about sustainable fisheries? Evidence from an auction of ecolabelled seafood. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 58 (2): 263-280. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8489.12036>
- Union européenne, 2011. Règlement (UE) n°1169/2011 du Parlement européen et du Conseil du 25 octobre 2011 concernant l'information des consommateurs sur les denrées alimentaires, modifiant les règlements (CE) n°1924/2006 et (CE) n°1925/2006 du Parlement européen et du Conseil et abrogeant la directive 87/250/CEE de la Commission, la directive 90/496/CEE du Conseil, la directive 1999/10/CE de la Commission, la directive 2000/13/CE du Parlement européen et du Conseil, les directives 2002/67/CE et 2008/5/CE de la Commission et le règlement (CE) n°608/2004 de la Commission Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 304 du 22.11.2011*, p. 18-63 <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/AUTO/?uri=CELEX:32011R1169&qid=1706608934255&rid=6>
- Union européenne, 2012. Règlement (UE) n°1151/2012 du Parlement européen et du Conseil du 21 novembre 2012 relatif aux systèmes de qualité applicables aux produits agricoles et aux denrées alimentaires. *JO L 343 du 14.12.2012*, p. 1-29. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:343:0001:0029:fr:PDF>
- Union européenne, 2013. Règlement (UE) n°1308/2013 du Parlement européen et du Conseil du 17 décembre 2013 portant organisation commune des marchés des produits agricoles et abrogeant les règlements (CEE) n°922/72, (CEE) n°234/79, (CE) n°1037/2001 et (CE) n°1234/2007 du Conseil. *JO L 347 du 20.12.2013*, p. 671-854. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013R1308>
- Union européenne, 2014. Règlement délégué (UE) n°664/2014 de la Commission, du 18 décembre 2013 complétant le règlement (UE) n°1151/2012 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'établissement des symboles de l'Union pour les appellations d'origine protégées, les indications géographiques protégées et les spécialités traditionnelles garanties et en ce qui concerne certaines règles relatives à la provenance, certaines règles procédurales et certaines règles transitoires supplémentaires. *JO L 179, 19.6.2014*, p. 17-22. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0664>
- Union européenne, 2018. Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) n°834/2007 du Conseil. *JO L 150 du 14.6.2018*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R0848>
- Union européenne, 2021a. Règlement (UE) 2021/2115 du Parlement européen et du Conseil du 2 décembre 2021 établissant des règles régissant l'aide aux plans stratégiques devant être établis par les États membres dans le cadre de la politique agricole commune (plans stratégiques relevant de la PAC) et financés par le Fonds européen agricole de garantie (FEAGA) et par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader), et abrogeant les règlements (UE) no 1305/2013 et (UE) no 1307/2013, . *JO L 435 du 6.12.2021*, p. 1-186
- Union européenne, 2021b. Règlement (UE) 2021/2116 du Parlement européen et du Conseil du 2 décembre 2021 relatif au financement, à la gestion et au suivi de la politique agricole commune et abrogeant le règlement (UE) n°1306/2013. *JO L 435 du 6.12.2021*, p. 187-261. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R2116>
- Union européenne, 2021c. Règlement (UE) 2021/2117 du Parlement européen et du Conseil du 2 décembre 2021 modifiant les règlements (UE) n°1308/2013 portant organisation commune des marchés dans le secteur des produits agricoles, (UE) n°1151/2012 relatif aux systèmes de qualité applicables aux produits agricoles et aux denrées alimentaires, (UE) n°251/2014 concernant la définition, la description, la présentation, l'étiquetage et la protection des indications géographiques des produits vinicoles aromatisés

- et (UE) n°228/2013 portant mesures spécifiques dans le domaine de l'agriculture en faveur des régions ultrapériphériques de l'Union. *JO L* 435 du 6.12.2021, p. 262-314. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32021R2117>
- Union européenne, 2023. Règlement (UE) 2023/1115 du Parlement européen et du Conseil du 31 mai 2023 relatif à la mise à disposition sur le marché de l'Union et à l'exportation à partir de l'Union de certains produits de base et produits associés à la déforestation et à la dégradation des forêts, et abrogeant le règlement (UE) n° 995/2010. *JO L* 150 du 9.6.2023, p. 206-247. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32023R1115>
- Union européenne, 2024a. Directive(UE) 2024/825 du Parlement européen et du Conseil du 28 février 2024 modifiant les directives 2005/29/CE et 2011/83/UE pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte grâce à une meilleure protection contre les pratiques déloyales et grâce à une meilleure information (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO L*, 2024/825, 6.3.2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32024L0825>
- Union européenne, 2024b. Règlement (UE) 2024/1143 du Parlement européen et du Conseil du 11 avril 2024 concernant les indications géographiques relatives au vin, aux boissons spiritueuses et aux produits agricoles, ainsi que les spécialités traditionnelles garanties et les mentions de qualité facultatives pour les produits agricoles, modifiant les règlements (UE) n°308/2013, (UE) 2019/787 et (UE) 2019/1753 et abrogeant le règlement (UE) n°1151/2012. *JO L*, 2024/1143, 23.4.2024. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401143
- Union européenne, 2025a. Règlement d'exécution (UE) 2025/26 de la Commission du 30 octobre 2024 portant modalités d'application du règlement (UE) 2024/1143 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les enregistrements, les modifications, les annulations, l'application de la protection, l'étiquetage et la communication concernant les indications géographiques et les spécialités traditionnelles garanties, modifiant le règlement d'exécution (UE) 2019/34 en ce qui concerne les indications géographiques dans le secteur vitivinicole, et abrogeant les règlements d'exécution (UE) n°668/2014 et (UE) 2021/1236. *OJ L*, 2025/26, 15.1.2025. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500026
- Union européenne, 2025b. Règlement délégué (UE) 2025/27 de la Commission du 30 octobre 2024 complétant le règlement (UE) 2024/1143 du Parlement européen et du Conseil par des règles concernant l'enregistrement et la protection des indications géographiques, des spécialités traditionnelles garanties et des mentions de qualité facultatives, et abrogeant le règlement délégué (UE) n°664/2014. *OJ L*, 2025/27, 15.1.2025. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500027
- Union européenne, 2025c. Règlement délégué (UE) 2025/28 de la Commission du 30 octobre 2024 modifiant le règlement délégué (UE) 2019/33 complétant le règlement (UE) n°1308/2013 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les demandes de protection des appellations d'origine, des indications géographiques et des mentions traditionnelles dans le secteur vitivinicole, la procédure d'opposition, les restrictions d'utilisation, les modifications du cahier des charges, l'annulation de la protection, l'étiquetage et la présentation. *OJ L*, 2025/28, 15.1.2025. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500028
- Union européenne, 2025d. Règlement délégué (UE) 2025/29 de la Commission du 30 octobre 2024 abrogeant le règlement délégué (UE) 2021/1235 complétant le règlement (UE) 2019/787 du Parlement européen et du Conseil par des règles concernant les demandes d'enregistrement d'indications géographiques des boissons spiritueuses, les modifications du cahier des charges, l'annulation de l'enregistrement et le registre. *JO L*, 2025/29, 15.1.2025. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202500029
- van der Ven, H., 2022. Effects of stakeholder input on voluntary sustainability standards. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 75: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102554>
- van der Ven, H., 2024. A comparison of stakeholder engagement practices in voluntary sustainability standards. *Regulation & Governance*, 18 (3): 820-836. <http://dx.doi.org/10.1111/rego.12552>
- Vandecandelaere, E.; Arfini, F.; Belletti, G.; A., M., 2009. *Linking people, places and products. A guide for promoting quality linked to geographical origin and sustainable Geographical Indications*. Roma: FAO. 2nd edition, (2078-6336), 194 p. <https://www.fao.org/3/i1760e/i1760e.pdf>
- Vandecandelaere, E.; Samper, L.F.; Rey, A.; Daza, A.; Mejía, P.; Tartanac, F.; Vittori, M., 2021. The Geographical Indication Pathway to Sustainability: A Framework to Assess and Monitor the Contributions of Geographical Indications to Sustainability through a Participatory Process. *Sustainability*, 13 (14): 20. <http://dx.doi.org/10.3390/su13147535>
- Vandecandelaere, E.; Teyssier, C.; Barjolle, D.; Jeanneaux, P.; Fournier, S.; Beucherie, O., 2018. *Strengthening sustainable food systems through geographical indications: An analysis of economic impacts*. Roma: FAO, FAO Investment Centre. Directions in Investment, (Report No. 13), 135 p. <https://www.fao.org/3/i8737EN/i8737en.pdf>
- Vashishat, R.; Sharma, S.; Chandel, R.; Dev, I.; Chauhan, G.; Divyanshu; Gupta, A.; Gupta, M.; Laishram, C., 2024. Sustainable agriculture made easy: CETARA-NF's self-certification. *Journal of Agriculture and Food Research*, 18: 10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jafr.2024.101404>
- Veintimilla, R.; MacFarlane, D.; Cooper, L., 2021. The carbon sequestration potential of 'analog' forestry in Ecuador: an alternative strategy for reforestation of degraded pastures. *Forestry*, 94 (1): 102-114. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpaa017>
- von Meyer-Höfer, M.; Nitzko, S.; Spiller, A., 2015. Is there an expectation gap? Consumers' expectations towards organic An exploratory survey in mature and emerging European organic food markets. *British Food Journal*, 117 (5): 1527-1546. <http://dx.doi.org/10.1108/bfj-07-2014-0252>
- Vorley, B., 2004. Chapter 24. The Chains of Agriculture: Sustainability and the Restructuring of Agri-food Markets. In: Bigg, T., ed. *Survival for a Small Planet: The Sustainable Development Agenda*. London: Earthscan, 292-308. <http://ndl.ethernet.edu.et/bitstream/123456789/26809/1/77.pdf.pdf#page=308>

- Wakamatsu, H., 2014. The Impact of MSC Certification on a Japanese Certified Fishery. *Marine Resource Economics*, 29 (1): 55-67. <http://dx.doi.org/10.1086/676287>
- Wakamatsu, M.; Wakamatsu, H., 2017. The certification of small-scale fisheries. *Marine Policy*, 77: 97-103. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.12.016>
- Werle, C.O.C.; Nohlen, H.U.; Pantazi, M., 2022. *Literature review on means of food information provision other than packaging labels*: Publications Office of the European Union, JRC Technical Report, (JRC n°128410), 97 p. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC128410/JRC128410_01.pdf
- White, K.E.; Cavigelli, M.A.; Conklin, A.E.; Rasmann, C., 2019. Economic Performance of Long-term Organic and Conventional Crop Rotations in the Mid-Atlantic. *Agronomy Journal*, 111 (3): 1358-1370. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2018.09.0604>
- Wijen, F., 2014. Means versus ends in opaque institutional fields: trading off compliance and achievement in sustainability standard adoption. *Academy of Management Review*, 39 (3): 302-323. <http://dx.doi.org/10.5465/amr.2012.0218>
- Willer, H.; Schlatter, B.; Trávníček, J., 2023. *The World of Organic Agriculture. Statistics and Emerging Trends 2023*. Bonn: Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, and IFOAM – Organics International,, Online Version 2 of February 23, 2023, 358 p. <https://www.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1254-organic-world-2023.pdf>
- Witter, A.; Murray, G.; Sumaila, U.R., 2021. Consumer seafood preferences related to alternative food networks and their value chains. *Marine Policy*, 131: 11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2021.104694>
- Yeeting, A.D.; Bush, S.R.; Ram-Bidesi, V.; Bailey, M., 2016. Implications of new economic policy instruments for tuna management in the Western and Central Pacific. *Marine Policy*, 63: 45-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2015.10.003>

Chapitre 6.

Enseignements et conclusions

Coordination (*par ordre alphabétique*) : Olivier Le Gall, Françoise Lescourret, Clara Ulrich

Contributions et relectures : tous les experts

Sommaire

Introduction	533
6.1. Enseignements sur les apports réciproques et différences terre-mer et pêche-aquaculture-agriculture	534
6.2. Des cadrages préexistants à adapter ou à construire	536
6.2.1. Sur la biodiversité	536
6.2.2. Sur les pratiques	538
6.3. Des impacts sur la biodiversité richement analysés par la recherche académique pour deux labels mondiaux, mais largement sous-documentés pour tous les autres labels	540
6.3.1. Sources et bibliographie	540
6.3.2. Sur l'agriculture biologique	541
6.3.3. Sur le MSC	542
6.3.4. Sur les autres labels	545
6.3.5. Controverses et limites	546
6.4. Effet des pratiques sur la biodiversité	547
6.4.1. En agriculture	547
6.4.2. En aquaculture	551
6.4.3. En pêche	552

6.5. Les cahiers des charges, un éclairage partiel des pratiques ayant un impact sur la biodiversité.....	554
6.5.1. En agriculture	554
6.5.2. En aquaculture.....	559
6.5.3. En pêche.....	560
6.6. Des pistes pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité	562
6.6.1. En agriculture	562
6.6.2. En pêche.....	565
6.7. Les modalités réglementaires, organisationnelles et économiques éclairent l'effectivité des labels	566
6.7.1. Lutter contre le <i>greenwashing</i>	567
6.7.2. Décrypter les garanties en analysant le design institutionnel des labels	567
6.7.3. Les déterminants économiques des labels, enjeu de leur attractivité	569
6.8. Conclusion.....	570
Références bibliographiques.....	573
Annexe.....	576

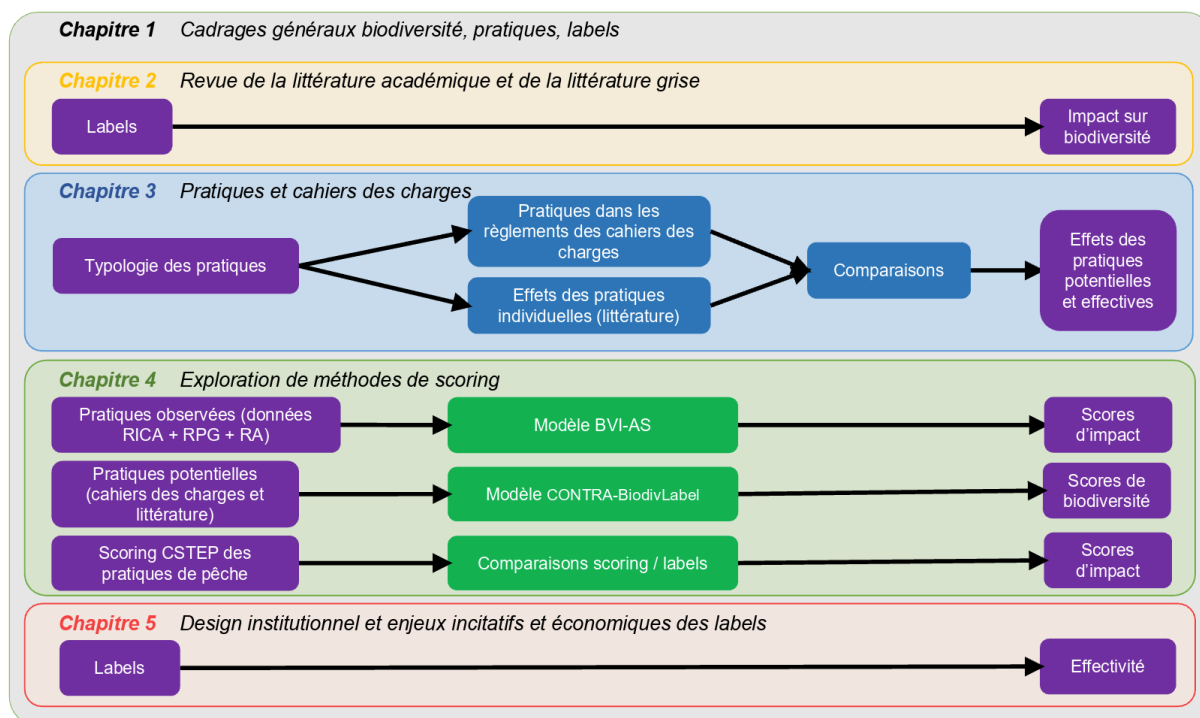
Introduction

De manière simplifiée, on peut résumer la question posée à BiodivLabel comme étant : « *En Agriculture, aquaculture et pêche, que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité?* », avec l'affichage environnemental en ligne de mire. Cette question appelait d'abord une réponse directe via une analyse de la littérature disponible s'intéressant aux liens entre labels et biodiversité, à la fois la littérature scientifique (i.e. validée par les pairs) et la littérature grise (e.g. rapports techniques considérés par le groupe d'experts comme étant scientifiquement solides et pertinents). C'est la première partie du travail qui a été ainsi réalisée, documentée dans le chapitre 2 et dont les principaux enseignements sont décrits dans la section 6.3 ci-dessous.

Cependant, il s'est vite avéré que pour la très grande majorité des labels à étudier (nous en avons étudié 13 au total, dont certains recouvrent plusieurs types de production, donc 22 cahiers des charges en tout), la littérature disponible était réellement limitée, mis à part pour deux d'entre eux : le label AB en agriculture, et le label MSC en pêche. Cela nous a conduits à aborder la question de la prise en compte des connaissances existantes de trois autres manières (Erreur ! Référence non valide pour un signet.) :

- L'analyse des pratiques contenues dans les cahiers des charges des labels concernés. Nous avons d'abord classé les pratiques mentionnées dans ces cahiers des charges dans de grandes familles, selon leurs modalités d'action sur la biodiversité. Nous avons ensuite synthétisé les connaissances scientifiques sur les impacts des pratiques agricoles, aquacoles et de pêche sur la biodiversité, de manière à pouvoir qualifier des « pratiques favorables » en agriculture, ou des « pratiques peu impactantes » en pêche. Nous mettons ainsi en relief les aspects plus ou moins couverts par les cahiers des charges et leurs différentes manières d'orienter ou de contraindre les pratiques. Ce travail est décrit dans le chapitre 3 du rapport, et les principaux enseignements sont décrits aux sections 6.4 et 6.5.
- Poussant plus loin, des travaux quantitatifs plus exploratoires ont été spécifiquement initiés et réalisés dans le cadre de BiodivLabel. Pour l'agriculture, deux méthodes différentes ont cherché à élucider si des impacts probables des modes de production labellisés pouvaient être estimés sur la base de scores calculés à partir de différentes sources d'informations : soit à partir des pratiques potentielles dans les cahiers des charges (méthode CONTRA-BiodivLabel), soit à partir des pratiques effectives des exploitations labellisées (méthode BVIAS). Pour la pêche, une analyse plus limitée s'est intéressée à comparer les scores de certification de pêcheries françaises labellisées avec ceux qu'elles obtiendraient avec la proposition de scoring environnemental (dite « scoring CSTEP¹ »), en cours de développement au sein de la DG Mare de la Commission Européenne. Cette comparaison vise à mieux comprendre la précision de l'information transmise au consommateur par l'un ou l'autre des systèmes d'étiquetage. Ces approches exploratoires sont décrites dans le chapitre 4, et leurs principaux enseignements repris à la section 6.6.
- Pour finir, BiodivLabel s'est aussi intéressé à déchiffrer les labels du point de vue de leur effectivité, c'est-à-dire de leur capacité à « faire ce qu'ils disent qu'ils font », considérant qu'un impact sur la biodiversité ne sera effectif et significatif que si les changements de pratiques sont réels, garantis et de grande ampleur. Une part de cette effectivité est liée au fonctionnement et à l'organisation même des labels, que l'on regroupe sous le vocable de « design institutionnel » (création, adhésion, contrôle, traçabilité, etc.). Une autre part est liée aux attendus incitatifs, notamment économiques, qui conditionnent pour partie la motivation des producteurs à s'engager ou non dans des pratiques plus vertueuses : l'impact global sur la biodiversité est logiquement aussi dépendant du nombre cumulé de producteurs engagés. Ces déchiffrages sont décrits dans le chapitre 5, et leurs principaux enseignements sont présentés à la section 6.7.

¹ CSTEP (STECF en anglais) : Comité Scientifique, Technique et Économique pour la Pêche auprès de la Commission Européenne



Erreur ! Référence non valide pour un signet.. Schéma des différentes approches explorées dans BiodivLabel.

La démarche s'est nourrie progressivement des apports des travaux décrits dans les différents chapitres, le besoin des approches de modélisation du chapitre 4 émergeant des connaissances scientifiques rassemblées dans les chapitres 2 et 3 et de leurs manques identifiés. Chaque chapitre du rapport tente ainsi d'apporter un élément de réponse différent selon des angles complémentaires.

6.1. Enseignements sur les apports réciproques et différences terre-mer et pêche-aquaculture-agriculture

Une originalité de BiodivLabel a été de rassembler au sein d'une même étude des labels d'agriculture (cultures et élevage), de pêche et d'aquaculture. Les communautés scientifiques s'intéressant à ces différents modes de production alimentaire ne sont pas les mêmes et les interfaces entre elles sont globalement très limitées : cela conduit à des cadres réglementaires, des normes d'analyse, des références académiques et des vocabulaires différents, qu'il a fallu partager, comprendre et parfois aligner.

Les milieux naturels concernés (terre, mer ou littoral) diffèrent par nature, notamment en termes de connectivité, de continuité et d'accessibilité des espaces, et induisent *de facto* des différences importantes dans leur manière de contribuer à l'alimentation humaine : l'agriculture et l'aquaculture sont des activités de production de ressources domestiquées et privées (y compris le plus souvent les surfaces concernées), tandis que la pêche est une activité d'extraction de ressources vivantes sauvages, publiques et partagées, et opérant dans des espaces naturels non privés. Les différences qui en découlent sont nombreuses, mais en termes d'impact sur la biodiversité, cœur du sujet de BiodivLabel, on peut souligner quelques points saillants :

- L'agriculture et la pisciculture impliquent un contrôle de la productivité, dans la limite des aléas externes, sur tout le cycle de vie et de croissance des espèces cultivées ou élevées, de la plantation/semis à la récolte pour les végétaux, et de la fécondation à l'abattage pour les animaux. La pêche quant à elle est dépendante de la productivité naturelle qui nécessite, *a minima*, que la population puisse maintenir un niveau suffisant d'adultes

reproducteurs dans la mer (ce qu'on appelle communément, dans le jargon halieutique, la « biomasse féconde » du « stock ») et que les conditions environnementales soient adéquates pour assurer la reproduction et la croissance des nouvelles générations. La conchyliculture (aquaculture des coquillages) représente un intermédiaire entre les deux modalités, car la dépendance au milieu naturel reste très forte, du captage de larves sauvages à la mise en croissance dans des zones favorables, mais sans possibilité d'ajouts d'intrants.

- L'agriculture opère sur un milieu largement anthropisé, c'est-à-dire avec un fort contrôle des conditions biotiques et abiotiques, même dans un contexte de développement récent de nouvelles surfaces agricoles au détriment de milieux naturels (i.e. déforestation tropicale). Ainsi, dans BiodivLabel, l'analyse s'attache surtout à identifier les pratiques favorables à la biodiversité, c'est-à-dire celles qui préservent et favorisent la persistance ou la (ré-)émergence de la biodiversité sauvage. A l'inverse, la pêche opère sur un milieu naturel peu ou pas contrôlé directement (bien qu'étant par ailleurs indirectement impacté, et de plus en plus dégradé par les activités humaines, y compris celles d'origine terrestre). Historiquement, la science halieutique s'est donc surtout attachée à identifier les pratiques les plus défavorables à la biodiversité et à chercher à en réduire les impacts. L'objectif d'une pêche moins impactante est ainsi de minimiser la perte de la biodiversité sauvage.
- Cette différence d'état de référence conditionne ainsi le sens de nos analyses liant pratiques et biodiversité (chapitre 3). La lecture de la partie traitant de l'agriculture pourra ainsi donner une impression « positive », décrivant à partir de la littérature des pratiques « favorables » car comparées non pas à un écosystème naturel mais à un écosystème déjà fortement dégradé du point de vue de la biodiversité. *A contrario*, la partie traitant de la pêche aborde la question de manière plus « négative » en apparence, car s'attachant à la quantification de pratiques s'éloignant du point de référence d'un écosystème naturel peu, voire pas anthropisé.
- Du point de vue de la biodiversité, l'agriculture et l'aquaculture sont encore aujourd'hui essentiellement analysées à l'échelle de producteurs individuels (pratiques à la parcelle ou à la ferme), et c'est aussi à cette échelle que la labellisation est contractuelle. Des approches territoriales existent pour les indications géographiques protégées notamment, mais ce sont la filière économique et le patrimoine culturel qui sont explicitement visés bien plus que l'écosystème. L'échelle collective ou territoriale intervient au mieux dans les principes généraux du label, mais se traduit rarement en termes de pratiques et de règles. En pêche, la dimension collective prime : les données usuelles sont disponibles à l'échelle des pêcheurs individuels mais les impacts sur le milieu marin sont plus généralement mesurés en prenant en compte l'impact cumulé de tous les pêcheurs exploitant les mêmes ressources et les mêmes espaces, et les analyses de pratiques sont conduites à l'échelle de pêcheries, regroupant des producteurs ayant des activités similaires.

Ces différences intrinsèques conditionnent largement les normes scientifiques de ces trois domaines. Les approches halieutiques privilégient l'appréciation du risque de porter atteinte au bon fonctionnement de l'écosystème naturel et des populations sauvages en estimant le résultat, probable ou observé, plutôt que les moyens qui ont permis d'atteindre ce résultat. Les critères et indicateurs d'impact de la pêche décrits dans BiodivLabel vont donc souvent au-delà de la seule analyse de l'impact moyen relatif d'une pratique par rapport à une autre : ils sont replacés dans une perspective de « pêche durable » qui tente de mesurer l'impact en valeur absolue, cumulée sur toute une pêcherie, et intègre la capacité de résistance et de résilience des écosystèmes et des espèces / populations impactées ainsi que la capacité des acteurs et des pouvoirs publics à limiter et contrôler ces impacts. On peut noter également que ces approches sont en partie rendues possibles par un cadre rigoureux de collecte et de partage des données sur l'activité de pêche et les captures, socle central de l'information utilisable par les scientifiques. Pour les milieux agricoles, les analyses cherchent en revanche d'abord à documenter les pratiques individuelles (les « moyens »), souvent par comparaison entre elles plutôt qu'en mesurant leurs impacts dans l'absolu. L'approche relative reste ainsi prévalente dans les méta-analyses traitant des impacts d'une pratique agricole sur la biodiversité, comparant le plus souvent une pratique avec une alternative technique ou avec la situation en l'absence de cette pratique.

Tous ces éléments ont pour conséquence que la littérature terrestre, qui compare des pratiques agricoles relevant de la sphère individuelle et privée, prend rarement en compte l'échelle collective d'un territoire, pourtant essentielle pour appréhender les processus de la biodiversité. A l'inverse, la littérature marine traite avant tout de l'échelle collective et beaucoup moins des échelles fines même si les travaux afférents se développent, permettant de mieux comprendre la diversité des pratiques individuelles au sein des grands types de pêcheries.

De toutes ces différences fondamentales explicitées ci-dessus, il résulte le constat que, bien que l'intention d'appréhender ces différents modes de production dans un cadre commun soit fondamentalement légitime du point de vue du consommateur et des pouvoirs publics (« Pour avoir le moins d'impact possible sur la biodiversité, vaut-il mieux manger 1 kilo de viande ou 1 kilo de poisson ? »), sa réalisation est extrêmement ardue tant les métriques et indicateurs d'évaluation ne peuvent pas être les mêmes. Le cadre ACV permet certes une comparaison indirecte de plusieurs modes de production à partir des 16 variables environnementales prises en compte, telles que les émissions de gaz à effet de serre, la consommation d'énergie, les pollutions de l'air et de l'eau. En revanche, cette comparaison est beaucoup plus difficile sur les variables directes de biodiversité. Par exemple, l'un des principaux indicateurs de biodiversité d'une pêcherie est la probabilité de maintien dans le temps de l'espèce pêchée (en évitant la surpêche), indicateur qui n'a aucun sens en agriculture. Cette difficulté ressort alors directement dans la structuration de nos analyses et de nos textes. Si nous nous sommes efforcés au sein de BiodivLabel de proposer des cadres de travail communs et génériques, force est de constater qu'une intégration complète des analyses, tous modes de production traités ensemble, n'a pas émergé comme une approche simple à écrire ni simple à comprendre. Nous avons opté pour une approche intermédiaire : nos chapitres sont structurés en abordant l'agriculture, la pêche et l'aquaculture de manières distinctes, mais avec une organisation la plus similaire possible au sein de chacun de ces sous-chapitres. Les synthèses de chaque chapitre s'efforcent, elles, de rassembler les points saillants dans un texte commun.

Enfin, on notera que la saisine de BiodivLabel portait sur plus d'une douzaine de labels terrestres et aquacoles, mais sur seulement deux labels de pêche, dont l'un de portée mondiale (le Marine Stewardship Council, MSC) et l'autre encore presque confidentiel puisque adopté à ce jour par un nombre très réduit de navires, de pêcheries et de circuits de distribution français (l'Écolabel Pêche durable, EPD). Cette position dominante a de fait concentré l'essentiel des discussions concernant les produits de la pêche sur le seul label MSC, tandis que les analyses des labels agricoles et aquacoles se placent davantage dans des approches comparatives plus homogènes, tirant des enseignements génériques à partir de la diversité des labels étudiés, mais documentant moins dans le détail les critiques et éventuelles polémiques autour de chaque label pris individuellement.

6.2. Des cadrages préexistants à adapter ou à construire

6.2.1. Sur la biodiversité

Tout diagnostic sur la biodiversité suppose d'abord de réfléchir à ce concept complexe. Qu'est-ce que la biodiversité ?

L'alerte sur la crise de la biodiversité a initialement reposé principalement sur les listes d'espèces menacées voire éteintes. Cette acception, qu'on pourrait qualifier de « patrimoniale », est restrictive puisque par construction seules les espèces les mieux connues sont susceptibles d'être considérées, et surtout seul le niveau « espèces » est alors considéré. Elle est également peu réactive puisque les listes sont longues à mettre à jour ; pour la même raison elle est encore moins proactive.

Une autre acception répandue, qu'on pourrait qualifier de « utilitariste », ne considère pas la biodiversité en elle-même mais les services dits « écosystémiques » qu'elle rend : oxygénation, pollinisation, humification, etc. Or la relation entre biodiversité et services n'est ni univoque, ni linéaire, ni objective : cette acception s'en trouve alors elle aussi restrictive et partiellement biaisée.

Le néologisme « Biodiversité » (ou son synonyme « diversité biologique ») sont apparus dans les dernières décennies du 20^e siècle et popularisés à l'occasion du sommet de la terre de Rio en 1992². La définition adoptée à Rio et largement reprise depuis, y compris presque mot pour mot dans le Code de l'environnement français, est : « *La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* ». Cela recouvre un concept complexe et multi-échelles, et par ailleurs une dynamique plutôt qu'un état directement mesurable. Pour objectiver les discussions en se rapprochant de la définition globale de la biodiversité dans toutes ses dimensions, le collectif GEO BON (Group on Earth Observations - Biodiversity Observation Network)³ a créé les variables essentielles de biodiversité (*Essential Biodiversity Variables*, EBV) à l'image des variables essentielles du climat (Pereira *et al.*, 2013).

Classe d'EBV	EBV	Classe d'EBV	EBV
Composition génétique 	Diversité génétique intraspécifique	Composition des communautés 	Abondance dans la communauté
	Différenciation génétique des populations		Diversité taxonomique phylogénétique
	Taille effective de population		Diversité des traits des espèces
	Consanguinité		Diversité des interactions
Populations des espèces 	Distribution d'espèces données	Fonctionnement des écosystèmes 	Productivité primaire
	Abondance des individus d'espèces données		Phénologie de l'écosystème
Phénotypes des organismes 	Phénologie des organismes		Dérangement de l'écosystème
	Morphologie des organismes	Structure des écosystèmes 	Fraction du couvert vivant
	Physiologie des organismes		Distribution horizontale d'éléments d'un écosystème
	Mouvement		Profil vertical de la biomasse de l'écosystème
	Caractéristiques démographiques, reproduction		

Figure 6-1. Les six classes d'EBV, et les vingt-et-une EBV (voir chapitre 1 pour plus de détails).

Organisées en six classes qui correspondent aux échelles d'organisation du vivant de la diversité génétique à celle des écosystèmes, ces 21 variables décrivent l'état et la fonctionnalité de la biodiversité (Figure 6-1). Elles incluent donc par construction l'approche patrimoniale et l'approche utilitariste ci-dessus, et elles vont au-delà. Elles sont articulées avec d'autres ensembles de variables utilisés à l'échelle mondiale pour décrire l'état de l'environnement dans les socio-écosystèmes globaux : les variables essentielles du climat (ECV), de l'océan (EOV), des services écosystémiques (ESSV). Des efforts sont déployés de l'échelle locale à l'échelle mondiale pour les documenter, y compris par des approches à haut débit (observation satellitaire, sciences citoyennes, etc.). Ce cadre conceptuel international des EBV est donc adapté par construction aux réflexions et aux actions relatives à la gestion de la crise de la biodiversité ; il est donc, en particulier, adapté à la mise en œuvre des dispositions du Code de l'environnement français, incluant l'affichage environnemental des biens et des services, dont l'objectif est de faire face à cette crise. BiodivLabel a donc jugé opportun d'adopter ce cadre général. Il a néanmoins fallu surmonter plusieurs difficultés pour cela, et notamment deux difficultés importantes en l'état actuel de la connaissance.

² Il faut noter que le sommet de Rio utilisait le terme de « diversité biologique » / « biological diversity », la synthèse avec le synonyme « biodiversité » / « biodiversity » faisant alors encore débat et n'ayant été consacrée que légèrement plus tard ; ce débat est aujourd'hui clos.

³ Voir <https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/> [Consulté le 24 juillet 2024]

La première difficulté est qu'en raison du caractère relativement récent de ce cadre né au début de la décennie 2010 (Pereira *et al.*, 2013) et de sa maturation et de sa diffusion relativement lentes (Schmeller *et al.*, 2017), la littérature académique et la littérature grise y font encore peu référence. Les mesures et expérimentations de terrain ne les documentent que rarement de manière explicite ; bien entendu, par la force des choses, la littérature antérieure à 2013 n'y fait pas référence. Toute la littérature qui sous-tend BiodivLabel a donc dû être lue à la lumière d'une grille dédiée, conçue et partagée entre les experts, leur permettant d'assigner les résultats de chaque article à telle ou telle EBV pour pouvoir en extraire ensuite des éléments de synthèse. Cette approche s'est avérée utile et opérationnelle pour structurer notre travail d'analyse systématique. Notre expérience est donc que si le cadre conceptuel des EBV est pertinent et a vocation à alimenter de plus en plus les réflexions sur la crise environnementale, il n'est pas facile à reconstituer *a posteriori*. Cette observation doit inviter les futurs auteurs à expliciter le plus souvent possible les EBV concernées par chaque étude.

Cette lecture a fait émerger une seconde difficulté, ou plus exactement une propriété du corpus publié : dans les travaux décrivant l'impact de labels et/ou de pratiques agricoles ou halieutiques, les différentes EBV sont documentées de manière hétérogène. Non seulement certains ensembles taxonomiques ou fonctionnels y sont privilégiés (par exemple en agriculture : les abeilles, les carabes, les adventices, etc.) au détriment d'autres compartiments, mais encore la littérature ne concerne-t-elle pratiquement que certaines EBV et en particulier la richesse spécifique, incluse dans l'EBV « diversité taxonomique » dans la classe « composition des communautés ». Pour la même raison que ci-dessus et parce que la biodiversité s'entend à toutes les échelles d'organisation, cette observation doit inviter la recherche et les acteurs à s'attacher autant que possible à l'ensemble des EBV.

Ces deux observations ne remettent toutefois pas en cause l'utilité de la lecture de la littérature par la lunette des EBV qu'a d'ores et déjà pu faire BiodivLabel.

6.2.2. Sur les pratiques

Dans le monde scientifique ou professionnel, on appréhende les pratiques par leur contribution à la production – pour l'agriculture – ou à l'extraction de ressources – pour la pêche. On parle de gestion des conditions de production/extraction, de manières de récolter ou de prélever. Cependant, le souci de la durabilité des écosystèmes invite à élargir le spectre d'analyse de ces pratiques au prisme de leurs effets sur l'écosystème et sur la biodiversité qui est le moteur de son fonctionnement.

Nous avons construit des schémas conceptuels des relations entre, d'une part, les pratiques en agriculture, aquaculture et pêche, et d'autre part, la biodiversité, et proposé des typologies des pratiques associées à ces schémas, qui soient adaptées à l'étude de leurs impacts sur la biodiversité. Ces propositions existaient déjà pour la pêche, mais elles sont inédites en agriculture et aquaculture. Il est à noter que ces schémas n'intègrent pas les impacts liés à la fabrication des éléments en jeu dans les pratiques, comme les intrants chimiques, ni les impacts hors du site d'application comme la contamination des écosystèmes aquatiques et marins par les produits phytopharmaceutiques, traitée en détail dans Leenhardt *et al.* (2022). Les typologies procèdent d'une logique écosystémique, pour des écosystèmes qui sont soit très façonnés par les humains (agroécosystèmes), soit naturels (écosystèmes marins soumis à la pêche), soit entre les deux (écosystèmes de production aquacole marine dans un environnement naturel).

Dans les trois cas (Figure 6-2), on *alloue* (Familles « Allocation spatio-temporelle des terres ou des espaces ») des espaces à des usages de production/extraction : zones de pêche, parcelles cultivées pour lesquelles on choisit des cultures, bords de champ et inter-rangs dédiés à l'implantation d'éléments semi-naturels, espaces occupés par des infrastructures artificielles comme des bâtiments d'élevage. Pour l'agriculture et l'aquaculture, on *ajoute* (Famille « Ajout d'organismes ») dans certains de ces espaces des organismes sauvages, prélevés dans l'écosystème naturel – comme les huîtres et moules en aquaculture (et parfois élevés, comme le bar), ou des organismes domestiques (plantes cultivées, animaux d'élevage). On *ajoute* aussi (Famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques ») des facteurs qui

modifient le statut physique (par le labour, par exemple) ou chimique (par l'application de pesticides par exemple) de l'écosystème. On *prélève* ou on *détruit* (Familles « Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes ») de manière plus ou moins sélective et régulière de la biomasse (comme de l'herbe ou des organes récoltés, épis de blé, fruits...) et des organismes, parfois cibles de la production ou de l'extraction et parfois antagonistes des espèces ciblées, comme des parasites ou des prédateurs. Ces opérations d'allocation, d'ajout ou de prélèvement, qui constituent la base commune de nos typologies, représentent le premier niveau hiérarchique des typologies, celui de la « famille ». Chaque famille comprend plusieurs sous-familles, qui à leur tour regroupent plusieurs pratiques. La pêche se distingue des deux autres domaines par la prépondérance de la famille « Gestion collective » [de la biodiversité ressource – voire des espaces partagés]. Il est cependant à noter qu'en agriculture, la famille « Allocation spatio-temporelle des terres » se place parfois à l'échelle du territoire et est alors aussi le reflet d'une gestion collective, sans toujours être concertée entre les acteurs.

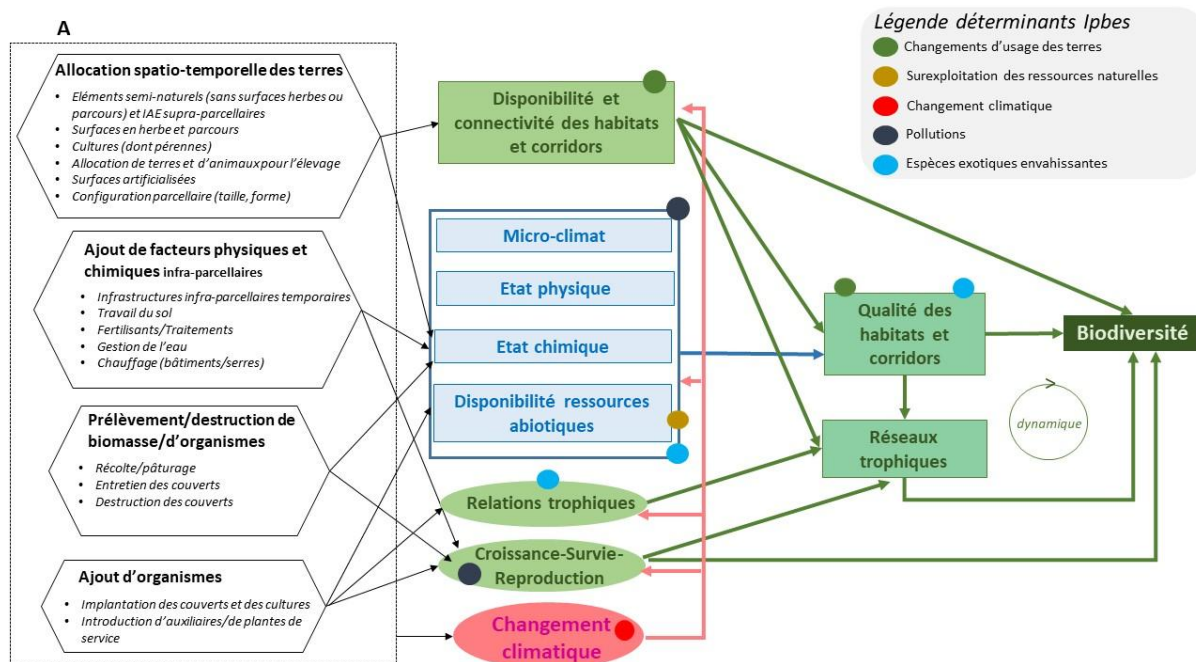
Les pratiques impactent la biodiversité de façon profonde et souvent par des chemins complexes, via des processus démographiques ou trophiques et des états biotiques comme la disponibilité des habitats des organismes vivants, ou abiotiques comme l'état physique ou chimique des milieux qui jouent sur leur qualité (Figure 6-2). Les notions d'EBV précédemment décrites se retrouvent dans les processus et les états. Par exemple la reproduction, dans l'ensemble de processus « Croissance-Survie-Reproduction » (Figure 6-2), est une EBV de la classe d'EBV « Phénotypes des organismes » (Figure 6-1). Le processus « Relations trophiques » peut être rapproché de l'EBV « Diversité des interactions » de la classe d'EBV « Composition des communautés ». Quant à l'état de la biodiversité (la boîte la plus à droite dans la Figure 6-2), il correspond à des EBV comme l'abondance ou la distribution d'une espèce (classe d'EBV « Populations des espèces ») ainsi que l'abondance d'une communauté, ou sa diversité taxonomique (classe d'EBV « Composition des communautés »).

Figure 6-2. Schémas conceptuels des relations entre pratiques agricoles (A), aquacoles (B) et de pêche (C); familles et sous-familles de pratiques, en noir (à gauche) et biodiversité (à droite).

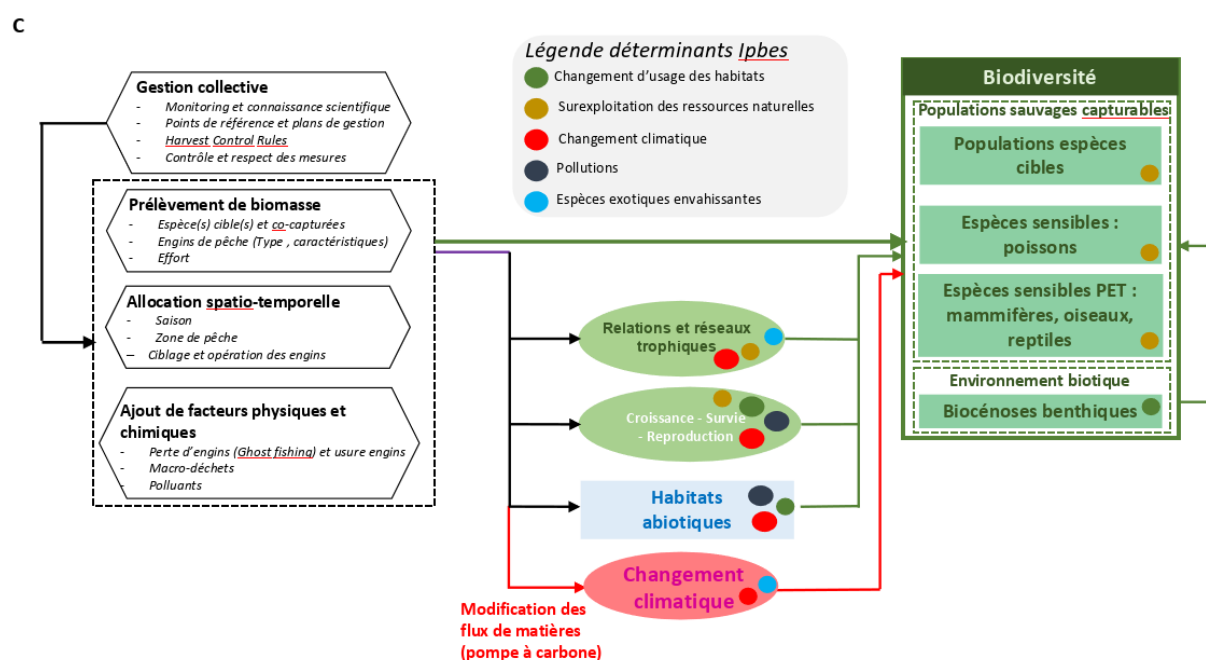
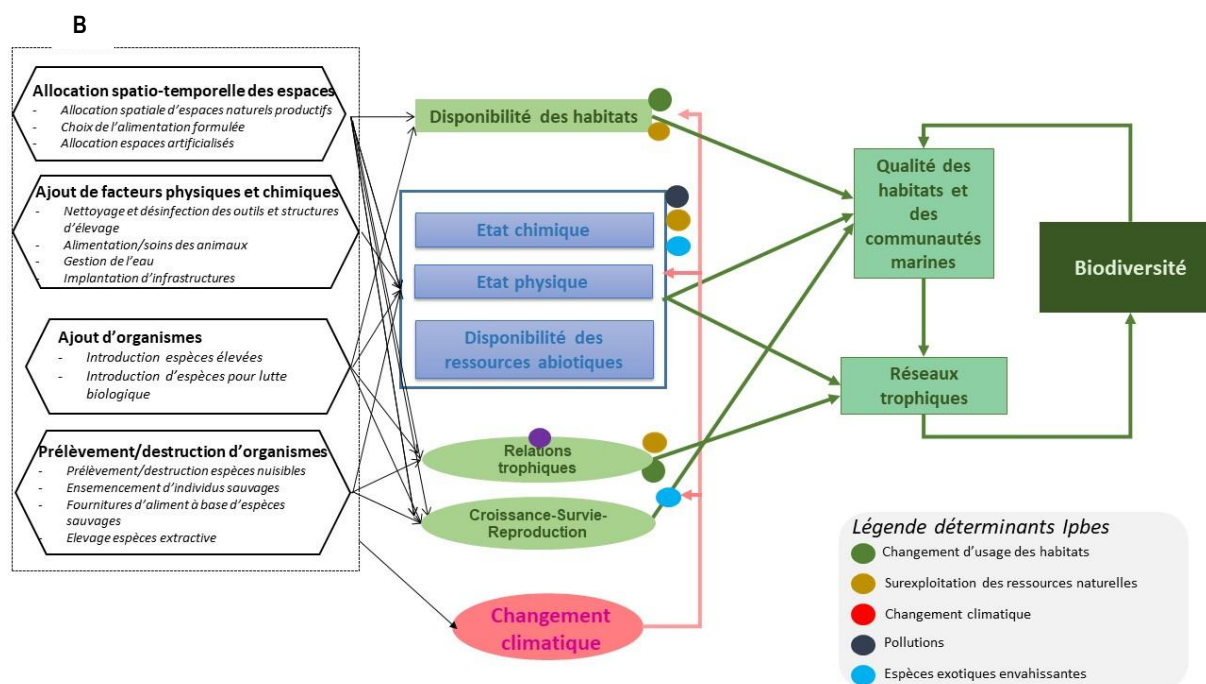
Les ellipses représentent des processus et les rectangles des états des écosystèmes.

Les couleurs vertes des formes figurent le biotique et la couleur bleue des formes l'abiotique.

Les schémas tracent un lien entre des pratiques précises et les déterminants globaux du déclin de la biodiversité selon l'IPBES.



NB. Les « traitements » positionnés dans la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques » regroupent les pesticides, les soins de santé des animaux et les traitements sanitaires des effluents, aliments ou bâtiments. Ils appartiennent aussi à « Prélèvement/destruction d'organismes » mais par souci de simplicité une pratique n'est allouée qu'à une seule famille.



6.3. Des impacts sur la biodiversité richement analysés par la recherche académique pour deux labels mondiaux, mais largement sous-documentés pour tous les autres labels

6.3.1. Sources et bibliographie

La littérature académique et non académique (dite « grise ») sur l'impact des labels sur la biodiversité, analysée au chapitre 2, se concentre majoritairement sur deux labels : agriculture biologique pour l'agriculture, et MSC pour la pêche. Ces labels sont aussi les plus présents sur le marché et les plus consommés.

Pour tous les autres labels concernés par notre étude, les enseignements seront donc essentiellement tirés des analyses des cahiers des charges (chapitre 3) et des essais méthodologiques d'évaluation d'impact (chapitre 4).

C'est également vrai concernant les évolutions récentes ou actuellement en cours des cahiers des charges, qui sont par nature mal tracées par la littérature, du fait du temps long inhérent à la recherche et à la publication scientifique. Ainsi, si des changements majeurs ont eu lieu récemment ou sont en projet (comme c'est par exemple le cas pour le MSC, HVE ou AOP Comté), il n'y a pas encore de littérature analysant leurs possibles effets dans le chapitre 2. La version la plus à jour du cahier des charges est cependant bien prise en compte dans le chapitre 3.

6.3.2. Sur l'agriculture biologique

L'agriculture biologique est définie depuis les années 1920. Sa référence en France est un label public, AB, mais la certification bio française s'inscrit depuis 1992 dans le cadre européen commun pour l'agriculture biologique, et la marque AB s'emploie de manière complémentaire au label Bio EU. En Europe, la production biologique est définie comme « *un système global de gestion agricole et de production alimentaire qui allie les meilleures pratiques en matière d'environnement et d'action pour le climat, un degré élevé de biodiversité, la préservation des ressources naturelles et l'application de normes élevées en matière de bien-être animal et des normes de production élevées répondant à la demande exprimée par un nombre croissant de consommateurs désireux de se procurer des produits obtenus grâce à des substances et à des procédés naturels* » (Commission européenne, 2007). En 2022, une réglementation sur l'agriculture biologique était totalement mise en œuvre dans 75 pays, la surface mondiale en agriculture bio était estimée à 96,4 millions d'ha (soit 2% de la surface mondiale) dont 18,5 millions en Europe, et le marché bio associé a approché 141 milliards d'euros⁴.

La littérature scientifique est abondante en ce qui concerne les impacts comparés de l'agriculture biologique et de l'agriculture conventionnelle sur la biodiversité. Pour fournir des résultats robustes, nous nous sommes restreints aux méta-analyses, synthèses et études de terrain de grande ampleur (plus de 100 sites d'observation) ainsi qu'à la littérature scientifique spécifique à la comparaison des impacts via l'ACV (Analyse de cycle de vie).

Il est à noter que la littérature basée sur les observations de terrain se concentre sur la réponse de la biodiversité au sein des parcelles, mais qu'il y a aussi des effets sur les milieux adjacents (haies, bandes enherbées, prairies, forêts, rivières...) non considérés ici. La méta-analyse la plus complète (Tuck *et al.*, 2014) conclut à une richesse spécifique en moyenne de 34% supérieure dans les parcelles en agriculture biologique comparativement à l'agriculture conventionnelle. Ces chiffres sont retrouvés dans d'autres méta-analyses, soit plus anciennes (Bengtsson *et al.*, 2005) ; +50% et +30% pour l'abondance et la richesse spécifique respectivement), soit plus récentes mais avec un nombre d'études plus faible car abordant d'autres questions que les seuls effets du label bio sur la biodiversité (Smith *et al.*, 2019) : +32% et +23% ; (Smith *et al.*, 2020) : +38% et +38%).

Globalement, les effets positifs de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle sont les mieux étudiés pour les plantes et les arthropodes. Les EBV autres que la richesse spécifique et l'abondance n'ont pas été examinées dans cette étude faute de littérature scientifique suffisante. L'amplitude des effets positifs de l'agriculture biologique sur la biodiversité est cependant variable, avec des tailles d'effets différentes selon les types d'organismes, les paysages et le contexte pédoclimatique local.

Les bénéfices sont plus importants pour les cultures annuelles que pour les cultures pérennes et les prairies. Ce résultat peut s'interpréter par une plus grande variabilité des effets dans les cultures pérennes et prairies, très liée au contexte pédoclimatique, qui aura tendance à « diluer » la significativité des effets par rapport aux cultures annuelles. Il peut également y avoir présence d'espaces non productifs diversifiés au sein des espaces productifs ; et en prairies, le

⁴ Source : <https://www.agencebio.org/wp-content/uploads/2024/05/carnet-bio-monde-2024.pdf> [Consulté le 21 octobre 2024]

contraste de pratiques entre bio et conventionnel est probablement plus faible qu'en cultures, sans doute en raison d'un niveau d'intensification plus modéré.

La littérature scientifique spécifique à la comparaison des impacts via l'ACV est moins étoffée et a permis une revue des études primaires. Le corpus ACV-label-biodiversité s'est en effet avéré assez restreint du fait des développements relativement récents des méthodes pour les impacts sur la biodiversité (cf. chapitre 2, section 2.2.4). Dans les limites de ce corpus, les bénéfices des systèmes en agriculture biologique se retrouvent également dans les études ACV, en particulier pour le lait biologique, surreprésenté dans le corpus.

Les méthodes semi-qualitatives, permettant une contextualisation locale, donnent des impacts sur la biodiversité des systèmes certifiés systématiquement plus favorables évalués à l'échelle de la ferme (deux études sur des systèmes d'élevage, deux sur des cultures en rotation). Ces méthodes rendent cependant difficile l'allocation des impacts à un ensemble de produits sortant de la ferme.

Les méthodes quantitatives basées sur le cadre conceptuel du « *land use* » donnent des résultats plus nuancés. Les études sur le lait biologique concluent sur des impacts plus favorables sur la biodiversité par kg « *energy corrected milk* » (ECM) de lait comparés à des systèmes conventionnels (Guerci *et al.*, 2013 ; Mueller *et al.*, 2014 ; Knudsen *et al.*, 2019). Une autre étude sur le lait relate un impact sur la biodiversité plus favorable pour les systèmes plus intensifs, donc pour moins de surfaces utiles, mais aucun système biologique n'est étudié (Battini *et al.*, 2016). Enfin, seulement deux études comparent des systèmes de culture sur la base de données peu spécifiques, l'une par Tuomisto *et al.*, à l'échelle d'une ferme virtuelle de 100 ha (Tuomisto *et al.*, 2012a, 2012b), l'autre par kg de légumineuse cuite, prête à consommer, avec ou sans export (Tidåker *et al.*, 2021). Du fait du manque d'études sur les systèmes de culture et la grande diversité des produits, les résultats sont peu concluants.

Un autre enseignement majeur de BiodivLabel est que l'effet lié au pourcentage d'agriculture biologique dans le paysage reste encore peu étudié, du moins selon notre corpus restreint à des études de large portée, et les résultats sont contrastés. D'après les études disponibles, il semble y avoir un bénéfice non linéaire, plus que proportionnel pour certains taxons, mais pas d'effet pour d'autres. Le label bio est un label à l'échelle de l'exploitation agricole, et pour consolider les connaissances sur les effets bénéfiques à l'échelle supra-exploitation il faut mobiliser d'autres types d'analyses et de données : c'est en partie ce qui a été exploré dans le chapitre 4.

Il est frappant de noter que, dans notre corpus d'études de large portée, l'agriculture biologique est toujours comparée à l'agriculture « non biologique » (ou encore « conventionnelle »), mais plus rarement à d'autres types spécifiques d'agriculture (tels que, à titre d'exemple, l'agriculture de conservation). Certaines études ACV, néanmoins, ont comparé l'agriculture biologique à une agriculture « intégrée » sans qu'elle soit définie par une certification précise. La modalité de référence recouvre donc une grande diversité d'approches et de pratiques, ainsi que des intensités variables qui sont rarement explicitées dans la littérature, ce qui limite la portée des comparaisons.

On peut enfin souligner que la littérature scientifique provient essentiellement des pays industrialisés, et surtout anglo-saxons, ce qui risque de causer un biais. Tuck *et al.* (2014), qui explicitent spécifiquement ce biais, estiment que leurs conclusions restent néanmoins robustes.

6.3.3. Sur le MSC

MSC (Marine Stewardship Council) est un label de portée mondiale existant depuis 25 ans, déployé majoritairement sur des pêcheries de gros volumes vendant sur le marché occidental des produits de la pêche transformés (conserves, surgelés, plats préparés, etc.). C'est un référentiel unique qui s'applique à des pêcheries très différentes de par le monde, et opérant dans des contextes de politiques publiques très variables en ce qui concerne l'efficacité de la gestion de la pêche dans les différents pays se partageant l'exploitation commune des populations de poissons. Ces différences contextualisent l'analyse qu'on peut faire de la portée écologique de ce label, la situation « conventionnelle » (hors

label) variant énormément d'un pays à un autre et d'une pêcherie à une autre. En particulier, la gouvernance politique et les attentes de la société en termes de bonnes pratiques sont beaucoup plus fortes dans les pays occidentaux et anglo-saxons (e.g. Union Européenne, Europe du Nord, États-Unis, Australie) que pour des pêcheries en eaux internationales (hors des juridictions nationales) et partagées entre de nombreux pays.

La littérature scientifique sur ce label est assez bien fournie, avec notamment de nombreux articles d'analyses statistiques et de réflexion publiés par des scientifiques employés par le MSC en collaboration avec des institutions académiques. De nombreux rapports techniques sont également disponibles sur le site web du label. D'un autre côté, une autre part importante de la littérature scientifique et grise sur le label s'attache à en analyser les aspects plus controversés, à la fois avec des études techniques, des discussions de gouvernance et, plus récemment, des articles de position sur le type même des pêcheries labellissables et labellisées. L'analyse de cette riche littérature fournit ainsi des conclusions contrastées sur l'impact de ce label sur la biodiversité marine :

- *Concernant les populations exploitées commercialement*, on conclut que le label garantit que le produit a une probabilité élevée de provenir d'un stock non surexploité, en termes de biomasse, et significativement plus élevée que pour un produit non labellisé⁵, conformément à l'objectif mondial de référence dit du « Rendement Maximum Durable (RMD) »⁶ et à l'ODD (Objectif de Développement Durable) 14.4. Ce critère de non-surexploitation des ressources ciblées par la pêche (Principe 1 du MSC) est le principal critère pour lequel un bénéfice direct est acté dans les analyses de littérature les plus récentes. Pour contextualiser l'importance de ce résultat, il faut rappeler que cet objectif mondial de non-surexploitation des stocks de pêche est loin d'être atteint pour toutes les populations. D'après la FAO (2024), seules 62% des populations exploitées (en nombre de populations, pas en tonnage global) dont le statut est connu sont exploitées durablement (au sens du RMD) dans le monde ; c'est le même pourcentage pour les pêcheries françaises (Vermard et Ulrich, 2024), et également proche de la moyenne européenne (STECF, 2024b). Mais au-delà de ces populations connues, une (très) large part des débarquements mondiaux provient encore de populations non suivies scientifiquement (sans doute plus de la moitié mais l'estimation est incertaine⁷) ; celles-ci sont *de facto* pas ou mal gérées, et donc considérées par là-même comme ayant un risque important de surexploitation, également du fait du risque accru de pêche illégale (Agnew *et al.*, 2009). Ainsi, on peut avancer que le label MSC garantit que les produits labellisés font globalement partie des pêches mondiales gérés plus durablement, au sens strict du terme (RMD)⁸.
- Cette garantie de non-surexploitation des ressources ciblées s'accompagne de, et s'appuie sur, la *garantie par le label de l'adoption de systèmes rigoureux de gestion*, de la bonne gouvernance du secteur par les pêcheurs labellisés et du suivi scientifique de l'état de la ressource ciblée (Principe 3 du MSC), avec une perte de labellisation rapide si l'état du stock se dégrade. Cependant, le bon état des populations ne peut pas être considéré comme résultant du seul processus de labellisation, car la bonne gestion des stocks est toujours multifactorielle, le rôle respectif des différents acteurs (pouvoirs publics *versus* label privé) pouvant varier énormément d'une pêcherie à une autre.

⁵ Sur la période 2014-2018, pour 177 populations pour laquelle l'information est disponible, les stocks MSC présentaient en moyenne une biomasse (relative (par rapport à la biomasse au rendement maximal durable B_{RMD}) 45% plus importante que les stocks non MSC ($B/B_{RMD} = 1.56$ et 1.07 respectivement), avec une médiane $B/B_{RMD} > 1$ pour les stocks MSC et < 1 pour les stocks non MSC. Les stocks MSC (actuellement ou anciennement labellisés) étaient également significativement moins surexploités que les stocks non MSC, avec une biomasse estimée en 2018 supérieure à un point de référence limite (Blim) pour 92 % des stocks MSC contre 66 à 74 % des stocks non MSC – Melnychuk *et al.* (2022).

⁶ La gestion dite au RMD vise à éviter la surexploitation, en s'assurant que le stock exploité ait une biomasse supérieure ou égale au seuil B_{RMD} et avec, si disponible, une mortalité par pêche inférieure ou égale au seuil F_{RMD} .

⁷ En France, 20% des débarquements correspondent à des populations non suivies scientifiquement (Vermard et Ulrich, 2024) Dans le monde, cette estimation est plus incertaine et non directement fournie par la FAO, mais des auteurs estiment que plus de la moitié des débarquements mondiaux proviennent de populations non suivies scientifiquement (Costello *et al.*, 2016 ; Minderoo Foundation, 2021).

⁸ Le chapitre 3 décrit comment cet objectif mono-espèce RMD, bien qu'étant la référence mondiale, conduit à des impacts déjà très significatifs et bien que nécessaire, il ne peut plus être considéré comme suffisant du point de vue de la biodiversité ; à l'avenir il serait préférable de cibler un seuil plus ambitieux comme objectif robuste de durabilité écologique.

- *Concernant les autres EBV et autres composantes de la biodiversité*, il est en revanche plus difficile, voire impossible, de documenter à partir de la littérature l'impact réel du label MSC, même pour les compartiments de biodiversité couverts par le Principe 2 du label : impact sur les habitats, sur les espèces sensibles (captures accidentelles d'espèces menacées ou protégées), et les juvéniles (captures non désirées de juvéniles d'espèces commerciales). La littérature scientifique est très limitée sur le sujet. Les améliorations des pêcheries sont documentées dans les audits annuels de certification publiquement disponibles, mais seule une minorité de ces améliorations recensées par le MSC jusqu'à récemment a pu être interprétée comme des changements directs de pratiques des pêcheries visant à réduire leurs impacts (16% de l'ensemble des améliorations identifiées sur la période 2000-2018 ; Lees *et al.*, 2022). L'essentiel a en effet d'abord consisté en des améliorations de gouvernance et de connaissance de ces impacts par un suivi scientifique renforcé pour les quantifier et les estimer.

En ce sens, on peut conclure, à partir des connaissances issues de la littérature, que le label MSC apporte au consommateur la garantie d'un suivi rigoureux et d'une bonne gestion de l'état des espèces cibles, malgré les fluctuations annuelles des populations. Toutefois, au regard de l'évolution rapide de la connaissance scientifique sur l'ensemble des impacts de la pêche sur les écosystèmes (documentée au chapitre 3), on conclut également que le référentiel actuel informe aujourd'hui encore trop partiellement sur la totalité de l'empreinte biodiversité des produits labellisés.

Par ailleurs, la littérature scientifique suggère que le processus de labellisation joue souvent un rôle de prise de conscience des acteurs de la pêche sur les enjeux de durabilité, et d'accompagnement vers un meilleur suivi de la ressource et vers des pratiques plus vertueuses. Ces enseignements sont à compléter avec les analyses des chapitres 3 et 4 (cf. sections 6.4 et 6.5), prenant notamment en compte les changements du cahier des charges en cours⁹.

Le chapitre 2 s'est ensuite attaché à décrypter et discuter les controverses autour du label MSC, puisqu'elles se retrouvent déjà en partie dans la littérature scientifique, et puisqu'elles ont des répercussions directes ou indirectes sur la réponse à la question de l'impact positif ou non du label sur la biodiversité. Il faut ainsi garder en tête que le label MSC, peut-être plus qu'aucun autre label étudié ici, est depuis longtemps source de vifs débats (notamment en France), sur la situation de référence à laquelle les pêcheries labellisées sont ou devraient être comparées, pour estimer si elles ont plus ou moins d'impacts sur la biodiversité. A défaut de pouvoir trancher ce débat, BiodivLabel s'est au moins efforcé de le documenter le plus objectivement possible, permettant à chacun de mieux en maîtriser les arguments et les enjeux. Il convient par ailleurs de noter que les termes de ces controverses ne sont pas si éloignés de controverses similaires portant sur les modalités de la production agricole, labellisée ou non, dans le détail desquelles BiodivLabel n'est toutefois pas entré. Ces controverses principales sont :

Une absence de consensus sur les référentiels. Le Principe 1 du MSC dispose d'un niveau de référence absolu (état du stock au RMD ou pas) tandis que les critères du Principe 2 (impact sur l'écosystème) sont évalués par rapport à des pêcheries similaires non labellisées dans une approche de « meilleures pratiques existantes » (NB cela est susceptible de changer si/quand le nouveau cahier des charges entre en vigueur — cf. précédente note de bas de page). Le MSC valorise ainsi toute pêcherie qui améliore ses propres pratiques, même au sein de modes de production considérés comme globalement impactants pour les écosystèmes marins (pêche au chalut de fond en particulier). A l'opposé, les critiques envers le MSC voudraient que le chalut de fond soit exclu de la labellisation au motif de son impact globalement délétère sur les fonds marins, quelles que soient les améliorations individuelles apportées par les producteurs.

⁹ Le MSC a sorti la 2^e révision majeure de son référentiel (version 3.0) en Octobre 2022, après 4 années de concertations (version 3.1 amendée en septembre 2024). Ce nouveau référentiel vise à pallier certaines de ces insuffisances identifiées ; les changements méthodologiques ont été documentés dans une série d'articles scientifiques publiés au cours de l'année 2024 (<https://www.sciencedirect.com/special-issue/10S6KTC1Z28>). Cependant la phase de transition pour le déploiement de ce nouveau référentiel va s'étendre jusqu'en 2026, et rien ne permet de garantir à ce stade que ce déploiement ne sera pas contrarié. La coïncidence chronologique entre ce processus de révision et l'étude BiodivLabel ne permet pas d'informer ici la capacité que ce nouveau référentiel aura pour diminuer réellement les impacts de la pêche sur la biodiversité. Il est donc important de garder en tête que la littérature analysée porte donc sur les anciens référentiels... encore en place aujourd'hui.

De possibles inégalités d'accès au label. L'ampleur du processus d'évaluation nécessaire à la labellisation privée exclut de fait nombre de petites pêcheries ne disposant pas des ressources nécessaires, bien que des dispositifs soient mis en place par le MSC pour faciliter l'accès des petites pêcheries à la labellisation. Cela alimente la polémique sur un biais de labellisation vers les pêcheries à large échelle, généralement qualifiées d'industrielles. *De facto*, les produits labellisés MSC disponibles aujourd'hui sur le marché proviennent majoritairement de navires de grande taille utilisant des chaluts de fond et des sennes, ce qui ne correspond pas à ce que pourraient attendre de nombreux consommateurs qui pensent acheter comme « durables » des produits de la petite pêche côtière utilisant des engins peu impactants. Dès lors, l'absence de label est, à l'inverse, peu informative pour le consommateur, car elle peut tout aussi bien traduire le fait que la labellisation n'a tout simplement pas été demandée, y compris pour des produits qui peuvent par ailleurs présenter des caractéristiques fortes de durabilité.

Une absence de consensus sur la notion de durabilité. Ces deux premiers points se conjuguent ainsi pour donner lieu à des interprétations diverses de la notion de durabilité dans la pêche, un débat qui porte d'ailleurs bien au-delà de la seule question du MSC (Savina-Rolland *et al.*, 2023 ; Gascuel *et al.*, 2025 ; Roberts *et al.*, 2024). Le label se focalise en effet sur sa dimension environnementale, et n'inclut pas de critères sociaux ou économiques. Ces derniers sont pourtant de plus en plus dominants dans la perception de nombreuses ONG environnementales et du grand public. Il s'installe en particulier une dichotomie dans le discours médiatique entre « petite pêche artisanale » et « pêche industrielle », avec l'idée implicite (et parfois explicite) que les impacts sur l'environnement seraient très limités pour la première et inacceptablement élevés pour la seconde. Au plan économique et social, la « pêche industrielle » est accusée de capter la rente économique tirée de la nature au profit d'un petit nombre d'armateurs privés, tandis que la « petite pêche artisanale » permettrait un partage au plus grand nombre et contribuerait ainsi plus efficacement à la vitalité des territoires et des communautés du littoral. Le consensus scientifique sur ces questions n'est cependant pas stabilisé, la pêche étant évidemment bien plus diverse que cette vision binaire, à la fois dans ses pratiques, dans ses modèles économiques y compris des filières aval qui en dépendent, et dans l'amplitude de ses impacts réels sur l'écosystème. Au-delà de ce qui a pu être traité dans BiodivLabel, il reste tout de même nécessaire de comprendre l'importance et la portée de ce débat de fond.

Des rôles et responsabilités complexes entre pouvoirs publics et MSC. Enfin, il faut noter que les standards, les données et les engagements de bonne gestion de la pêche s'améliorent progressivement dans de nombreuses régions dans le monde. Dans les zones où les règles nationales et internationales sont bien respectées, la plus-value du MSC peut apparaître limitée, car ses objectifs environnementaux ne sont pas toujours significativement plus ambitieux que ce à quoi les États se sont par ailleurs engagés. On peut penser que c'est globalement le cas dans l'Union européenne et dans les pays occidentaux, même si des contre-exemples dans l'Atlantique Nord-est nous rappellent la difficulté de la gestion partagée entre plusieurs États souverains (ex. du maquereau ; ICES, 2024). Cependant, au-delà des objectifs, l'enjeu reste fort au niveau de leur mise en œuvre, puisque comme on l'a rappelé plus haut, l'exploitation durable stagne dans le monde, voire régresse (FAO, 2024). Ainsi, partout où les mesures de gestion requises n'ont pas été prises ou ne sont pas contrôlées, le MSC peut être amené à se substituer pour partie aux États, assurant des fonctions de contrôle du respect des engagements de bonne gestion pris par les États et de contrôle de la réglementation mise en place pour les atteindre. En ce sens, il apporte au moins aux consommateurs les garanties explicitées ci-dessus. Il a ainsi un rôle significatif à jouer pour les informer sur la durabilité des produits importés de zones que l'on sait peu ou mal gérées.

6.3.4. Sur les autres labels

La littérature académique disponible s'est avérée être réellement limitée (voire inexistante), pour tous les autres labels concernés par la saisine, avec en particulier une absence quasi-systématique d'études du type de celles que les experts ont classifiées comme robustes en ce qui concerne l'agriculture biologique (cf. *supra* : méta-analyses, études multi-sites de grande ampleur, etc.). L'essentiel de l'information disponible a été trouvé dans des rapports de la littérature grise, et seulement une minorité d'entre eux s'intéresse explicitement aux impacts des labels sur la biodiversité.

De cette littérature limitée, nous ne pouvons pas tirer d'enseignements significatifs sur ces autres labels : HVE (Haute Valeur Environnementale), indications géographiques, Label Rouge (produits agricoles ou aquacoles), RSPO (Round table on Sustainable Palm Oil), RTRS (Round Table on Responsible Soy), ASC (Aquaculture Stewardship Council), EPD (Ecolabel Pêche Durable), AB appliqué à l'aquaculture, etc. Le faible nombre d'études, le fait qu'elles soient rarement basées sur des données observées ou expérimentales, et l'absence de références à des EBV ne permet ainsi pas de se prononcer, renvoyant alors aux chapitres 3 et 4 pour d'autres approches plus riches d'enseignements.

Il y a plusieurs explications possibles de cette différence de traitement des labels dans la littérature scientifique. En aquaculture, la labellisation est une démarche assez récente et qui concerne un assez faible volume de la production (6-8% à l'échelle mondiale) ; elle est peu documentée et quantifiée en termes de bénéfices pour la biodiversité. En agriculture, plusieurs labels n'ont pas été développés dans un objectif environnemental et n'ont donc pas inspiré de recherche sur leurs impacts sur la biodiversité. Nous avons également constaté la prédominance de la littérature anglo-saxonne dans les analyses de l'agriculture biologique et du label MSC. Or plusieurs des labels étudiés dans BiodivLabel sont des labels de portée réduite, voire française uniquement, et sont donc moins susceptibles de bénéficier de cette couverture mondiale de recherche. On note aussi qu'à l'échelle de la France, les labels alimentaires se sont développés au sein d'organisations diverses, le plus souvent sans entretenir de relations avec le champ de la recherche publique. Cet enseignement appelle à encourager de plus grandes collaborations à l'avenir, pour assurer plus de robustesse et de traçabilité scientifique aux allégations environnementales des labels.

6.3.5. Controverses et limites

L'analyse de la littérature a mis en avant un certain nombre de limites largement partagées concernant les connaissances sur l'impact des modes de production labellisés sur la biodiversité :

- **Les impacts des labels sont étudiés par comparaison à des situations de référence peu documentées.** De manière générale, les témoins contrefactuels « sans label » sont peu objectivés, ce qui ne permet pas de déterminer s'il s'agit de situations suffisamment similaires aux exploitations/pêcheries labellisées pour pouvoir en tirer des conclusions claires sur l'effet du label. Lorsque la référence à laquelle est comparée l'agriculture biologique est une agriculture « non biologique » ou encore « conventionnelle », cela recouvre une diversité d'approches et de pratiques ni caractérisées ni labellisées, et donc une diversité d'impacts et de chemins vers l'impact, qui n'offre pas un référencement contrefactuel robuste.
- **Les travaux publiés concernent généralement des relations de corrélation et non de causalité.** Alors que l'objet de la présente expertise porte sur « l'impact », notion qui implique une relation de causalité, la très vaste majorité des travaux publiés concerne des comparaisons synchroniques (dans l'espace), généralement sans mobiliser de méthodes d'inférence causale. De telles comparaisons « brutes » concluant à une différence entre situations labellisée et non labellisée peuvent révéler soit un réel effet du label (son impact), soit d'autres facteurs tels que des trajectoires historiques (environnementales, sociales, économiques, autres) qui auraient conduit à la décision locale de son adoption. La labellisation correspond alors plutôt à un résultat ou au mieux à une propriété collatérale de l'impact sur la biodiversité, qu'à une cause. A noter cependant que quelques études localisées permettant de s'approcher d'une inférence causale existent, par exemple via un suivi diachronique d'exploitations avant et après leur conversion, mais elles restent trop isolées pour en tirer des enseignements solides.
- **Les études croisant labels et biodiversité ne considèrent qu'une faible part de la biodiversité.** Elles se concentrent sur deux classes d'EBV : la composition des communautés, avec l'abondance et la diversité, et les populations d'espèces. Certains taxons sont bien étudiés (plantes, arthropodes et microbes, en agriculture ; poissons et individus de taille capturable de toute autre espèce, en pêche et aquaculture ; invertébrés, bactéries, plancton et algues en aquaculture), mais leur diversité est loin d'être pleinement couverte et les aspects fonctionnels ainsi que la diversité des habitats sont peu abordés, sans parler de la diversité génétique au sein des taxons présents.

Ces limites nous ont donc poussés à creuser le lien entre label et biodiversité en examinant les cahiers des charges des labels et les pratiques associées aux labels (chapitres 3 et 4).

6.4. Effet des pratiques sur la biodiversité

6.4.1. En agriculture

6.4.1.1. Mesures des effets à partir de l'analyse de la littérature scientifique

L'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité a été analysé à partir de 169 études de grande envergure, essentiellement des méta-analyses (analyses systématiques combinant les résultats de plusieurs études indépendantes) mais aussi 15 études larges ayant chacune plus de 100 sites d'observation. Nous avons analysé un total de 1 532 individus statistiques ou « effets », un effet correspondant à :

- un impact [positif, négatif ou neutre], souvent quantifié (taille d'effet) ;
- une modalité de pratique classée selon la typologie des pratiques agricoles adoptée dans cette étude, en regard d'une modalité témoin ;
- un référencement à un taxon et une EBV.

Les impacts hors du site d'application des pratiques, comme ceux qui concernent la biodiversité des cours d'eau contaminés par des produits phytopharmaceutiques, ne sont pas considérés. Par ailleurs, les modalités étudiées correspondent à des cas de bonne gestion (essentiellement dans des plateformes expérimentales), sans surdosage et avec adaptation au contexte pédoclimatique et aux besoins de la culture ou de l'élevage.

La famille de pratiques « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires » domine largement les trois autres familles dans le corpus. Sur neuf groupes taxonomiques au total, trois sont très représentés : les micro-organismes du sol (42% des effets), les plantes (21% des effets) et les arthropodes (17% des effets) (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). En termes d'EBV, la classe « Composition des communautés » rassemble 83% des effets, avec deux EBV dominantes totalisant 74% des effets, seules retenues pour la suite de l'analyse : l'abondance de la communauté (43% des effets) et la diversité taxonomique/phylogénétique (31% des effets).

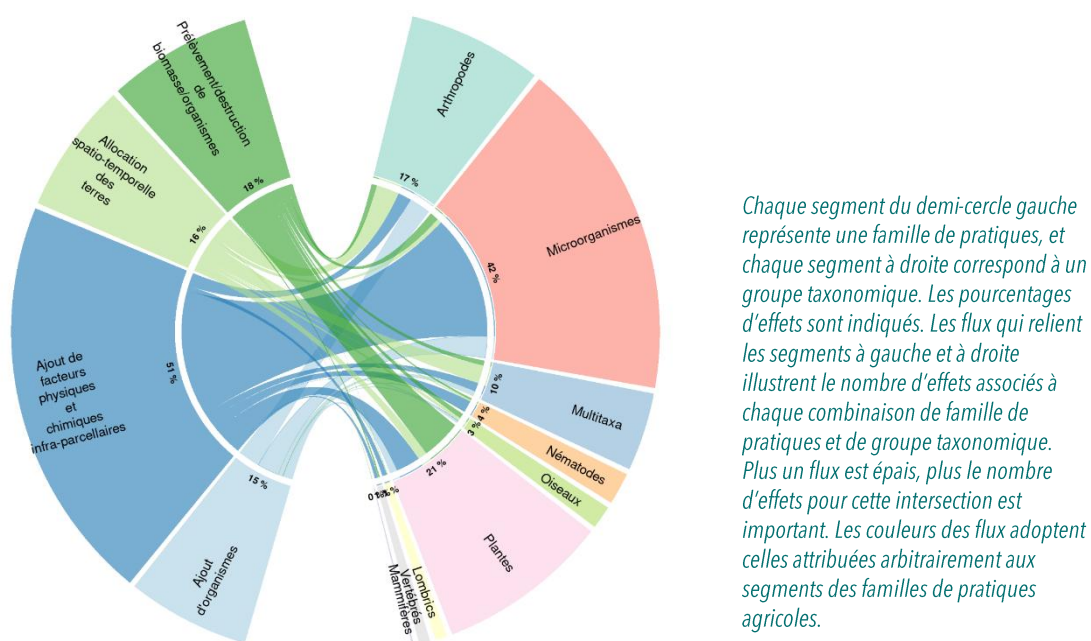


Figure 6-3. Distribution des effets (définis ci-dessus) entre les 4 familles de pratiques agricoles et les 9 groupes taxonomiques.

L'évaluation de l'effet d'une pratique sur la biodiversité repose sur la comparaison de l'effet d'une modalité de pratique par rapport à une autre modalité considérée comme témoin/standard sur un taxon/EBV. De manière à opérer un comptage semi-quantitatif, nous avons attribué à une modalité de pratique pour un taxon/EBV donné, un score « positif » en cas de majorité d'effets positifs, « neutre » ou « compensé » lorsqu'il n'y avait que des effets neutres ou que les effets positifs et négatifs se compensaient, et un score « négatif » dans les autres cas. Sur la base du niveau de confiance de nos connaissances scientifiques (solidité des résultats ; complétude en nombre de taxons ou de situations considérés ; consensus entre études indépendantes), nous avons ensuite identifié deux types de pratiques :

- Les « pratiques favorables à la biodiversité avec un niveau élevé de confiance » (PFF, *Pratique Favorable avec confiance Forte*) ayant un score positif sur deux taxons ou plus, toutes EBV confondues, un score neutre/non renseigné/compensé sur les autres, et un score positif, tous taxons confondus, sur les EBV « Abondance des communautés » et « Diversité taxonomique/phylogénétique » ;
- Les « pratiques favorables à la biodiversité avec un niveau modéré de confiance » (PFM, *Pratique Favorable avec confiance Modérée*) ayant un score positif sur au moins un taxon, un score neutre/non renseigné/compensé sur les autres, et un score positif sur au moins une des deux EBV et neutre/non renseigné/compensé sur l'autre.

Il est utile de préciser ici que chaque pratique étant toujours évaluée par rapport à une autre pratique, on peut déduire de chaque PFF et PFM une pratique à l'inverse défavorable avec un niveau élevé de confiance et une pratique défavorable avec un niveau modéré de confiance. Ainsi, si l'absence de traitement avec des pesticides est une pratique favorable avec un niveau élevé de confiance, l'application de pesticides sera une pratique défavorable avec un niveau élevé de confiance.

Toutes les autres pratiques sont considérées comme non conclusives, c'est-à-dire qu'elles ne peuvent être considérées comme des PFF ou des PFM, soit qu'elles présentent des effets antagonistes entre taxons ou entre EBV, soit qu'elles présentent des effets neutres ou compensés entre taxons et entre EBV.

Ces trois catégories de pratiques (PFF, PFM et non conclusives) sont basées sur le consensus dans la littérature mobilisée sur l'existence d'un impact sur la biodiversité. Cette catégorisation ne renseigne pas sur l'importance quantitative de cet impact sur la biodiversité. Ainsi, le fait qu'une pratique soit notée comme favorable ne renseigne pas avec quelle importance. Cela interdit un classement ou une pondération entre pratiques.

Les comptages ont été organisés selon la typologie des pratiques agricoles adoptée dans cette étude (Figure 6-2 ci-dessus), qui s'est avérée très structurante. La Figure 6-4 en donne un exemple pour la famille « Allocation spatio-temporelle des terres » qui est à l'échelle du paysage et contient majoritairement des pratiques ou des modalités de pratiques pouvant être qualifiées de PFF.

6.4.1.2. Pratiques favorables à la biodiversité

Au total, 15 couples de *modalité de pratique testée - témoin* ont pu être qualifiés de PFF et 26 de PFM, tandis qu'il n'a pas été possible de conclure pour 22 modalités de pratiques (chapitre 3, section 3.1.1.9, Tableau 3-2). Pour une vision plus synthétique, nous avons ensuite regroupé les couples de modalité de pratique testée - témoin en pratiques ou groupes de modalités de pratique selon leur nature. A titre d'exemple, nous avons regroupé dans la catégorie « fertilisation organique » les différentes modalités de fertilisation organique comparées à divers témoins. Ce regroupement peut éventuellement aller jusqu'au niveau de la pratique elle-même telle que définie dans notre typologie (par exemple les modalités relatives à l'allocation d'éléments semi-naturels ou ESN sur la Figure 6-4 ont été regroupées). Selon ce regroupement, 8 pratiques ou groupes de modalités de pratique ont pu être qualifiés de PFF, 15 de PFM, et il n'a pas été possible de conclure pour les 9 restantes.

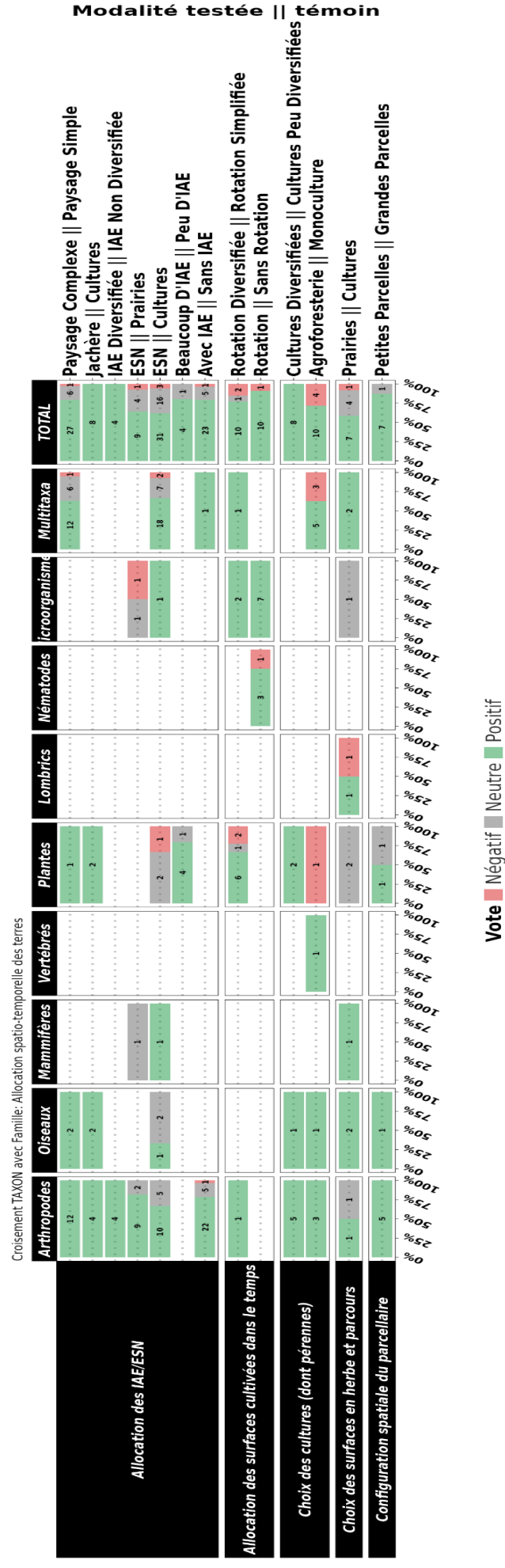


Figure 6-4. Exemple de comptage d'effet : réponse des groupes taxonomiques à diverses modalités (détail à droite) de pratiques (colonne de gauche) pour la famille de pratiques « Allocation spatio-temporelle des terres ». Les barres indiquent la distribution des effets dans trois classes (vert : positif / gris : neutre / rouge : négatif).

Le nombre d'effets est indiqué sur chaque classe. ESN : élément semi-naturel, IAE : infrastructure agroécologique.

Le Tableau 6-1 présente les PFF et PFM par famille de pratiques. On note que :

- Dans la famille « Allocation spatio-temporelle des terres », des options globalement favorables ont été identifiées qui relèvent de la diversification spatio-temporelle, y compris en termes d'allocation d'éléments semi-naturels.
- Pour la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires », l'absence ou la réduction d'ajouts sont globalement favorables, notamment l'absence de pesticides et de produits antiparasitaires, très majoritairement de synthèse dans le corpus bibliographique étudié¹⁰, et la réduction du travail du sol, à l'exception de l'ajout de fertilisation organique qui est favorable.
- La famille « Ajout d'organismes » est un peu plus mitigée avec seulement deux PFF, plantes de couverture et cultures associées, et plusieurs PFM sur des domaines variés, introduction de légumineuses en mélange, ombrage agroforestier dense, introduction de plantes dédiées à des éléments semi-naturels (« implantation d'ESN » dans le tableau) et introduction d'organismes pour la lutte biologique.
- Enfin, pour la famille « Prélèvement/destruction de biomasse/d'organismes », on compte quelques PFM relatives à la fauche ou au pâturage. Les pratiques de gestion des prairies ont été appréhendées par un grand nombre de modalités de pâturage et de fauche, dont plus de la moitié ne permettent pas de conclure. Les comparaisons de modalités de pâturage à un témoin « sans pâturage » sans autre précision n'ont pu être exploitées. L'effet des modes de récolte des cultures n'est pas présent dans le corpus : ce n'est pas un sujet suffisamment couvert pour faire l'objet de méta-analyses ou d'études larges.

Tableau 6-1. Identification de pratiques favorables à la biodiversité selon les quatre familles de pratiques.
Les pratiques favorables avec un niveau élevé de confiance (PFF) selon le corpus étudié sont en gras.

Famille de pratiques	Pratiques agrégées
Ajout de facteurs physiques et chimiques infra-parcellaires (773 effets) <i>L'absence ou la réduction de pesticides/ de produits antiparasitaires et du travail du sol sont favorables à la biodiversité</i>	Réduction/absence du travail du sol
	Absence de pesticides, d'herbicides ou d'insecticides
	Fertilisation organique
	Absence de produits antiparasitaires et antibiotiques
	Fertilisation organo-minérale
	Amendement par biochar
	Réduction de la fréquence de traitements herbicides
	Irrigation
Ajout d'organismes (235 effets) <i>Un bilan mitigé</i>	Plante de couverture¹
	Cultures associées¹
	Légumineuses
	Ombrage agroforestier élevé <i>versus</i> faible ²
	Implantation d'ESN
	Lutte biologique
Allocation spatio-temporelle des terres (249 effets) <i>Des options globalement favorables</i>	Allocation d'ESN
	Rotations
	Prairies <i>versus</i> cultures
	Diversification des cultures
Prélèvement/destruction de biomasse/organismes (275 effets) <i>Un bilan peu conclusif</i>	Diminution de la taille des parcelles
	Exclusion pâturage < 5 ans <i>versus</i> pâturage
	Fauche ou pâturage <i>versus</i> abandon
	Fauche bandes enherbées <i>versus</i> absence de fauche
	Fauche annuelle <i>versus</i> absence de fauche ou fauche irrégulière
	Nombreuses modalités de pâturage et de fauche non conclusives, pratiques comparées à un témoin « sans pâturage » non exploitables, effets des modes de récolte des cultures non documentés

¹ Le taxon plante n'est pas considéré dans cette pratique visant à réduire les adventices.

² L'agroforesterie à ombrage élevé ou faible est par ailleurs moins favorable que la forêt pour la biodiversité.

¹⁰ Comme noté dans la section 6-2, par souci de simplicité les pratiques n'ont été classées que dans une seule famille, même si dans certains cas elles appartiennent à deux familles : l'usage de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides) a été classé dans « Ajout de facteurs physiques et chimiques » mais contribue aussi directement à « Prélèvement/destruction d'organismes ».

Ce travail souffre cependant de certaines limites et lacunes, souvent liées à l'état des connaissances mais aussi induites par la nature même du corpus étudié (majorité de méta-analyses), malgré l'avantage qu'il offrait de se prêter à une approche semi-quantitative. Nous avons identifié un manque de couverture sur les taxons, les EBV et les pratiques, et un manque de détail (cas de la nature de l'outil pour la réduction du travail du sol) ou d'explicitation des pratiques (cas des niveaux d'intensité du pâturage catégorisés de manière très simplifiée).

Les interactions entre pratiques étaient absentes des articles analysés, à l'exclusion du cas de groupes de modalités traitant de la fertilisation et de la fauche. Or les pratiques font système, et chaque changement/introduction/suppression implique des ajustements sur les autres pratiques.

Par ailleurs, ce qui est appelé pratique dans la littérature étudiée relève souvent plus d'un ensemble de pratiques autour d'une pratique principale. Par exemple, l'introduction d'une culture associée implique une préparation du sol et une destruction potentielle de biomasse. Il faudrait prendre en compte ces interactions et changements indirects car leurs effets sur la biodiversité peuvent se neutraliser, s'additionner et contrebalancer les effets de la pratique principale.

Nos résultats ne précisent pas le poids relatif des conditions abiotiques et des pratiques agricoles, même s'ils intègrent bien la variabilité de ces conditions.

L'approche adoptée reste enfin à un niveau semi-quantitatif, sans prise en compte des tailles d'effet et du niveau d'intensité des pratiques (ex. : quantité d'apports organiques au lieu de présence/absence). Cependant, les tailles d'effet de la base de données constituée pour cette analyse ont été utilisées pour une des deux pistes méthodologiques que nous avons proposées pour chiffrer l'impact des labels sur la biodiversité (la méthode CONTRA-BiodivLabel, voir chapitre 4 et section 6-6).

Pour combler ces lacunes, le sujet mérite une investigation à un niveau fin qui nécessiterait de revenir à des articles primaires. Cela permettrait également d'opérer une synthèse pour atteindre un niveau quantitatif rigoureux. Un tel approfondissement n'a pas pu être réalisé dans le temps de l'étude BiodivLabel, mais pourrait faire l'objet d'analyses ultérieures. Documenter l'impact sur la biodiversité de pratiques, de taxons et EBV « orphelins » et des interactions entre pratiques appellerait également de nouvelles études expérimentales.

6.4.2. En aquaculture

Seulement 41 articles, et uniquement des études de cas, ont pu être retenus pour analyser l'effet des pratiques aquacoles sur la biodiversité. Ce thème d'étude est en effet récent. La couverture de ces études est cependant mondiale.

Comme dans le cas de l'agriculture, nous avons analysé l'impact des pratiques par famille de pratiques avec une approche semi-quantitative basée sur le comptage des effets négatifs, neutres ou positifs rencontrés dans la littérature.

Trois des quatre familles de pratiques aquacoles prédominent dans le corpus : « Ajout de facteurs physiques et chimiques » (37% des effets listés), avec essentiellement la gestion de l'alimentation des animaux, « Ajout d'organismes » (31% des effets), avec une forte représentation de l'introduction d'espèces élevées à forte densité (60%), et « Allocation spatio-temporelle des espaces naturels » (26% des effets) avec exclusivement l'implantation de structures d'élevage dans le milieu naturel. Le compartiment benthique domine dans le corpus (63%, essentiellement des assemblages d'invertébrés) aux dépens du compartiment pélagique (37%). En termes d'EBV, comme pour l'agriculture, la classe « Composition des communautés » domine très largement (72% des effets), avec comme EBV très majoritaire l'abondance de la communauté (77%). Mais la classe « Population d'espèces » est également assez bien représentée. Nous avons retenu les classes d'EBV « Composition des communautés » et « Population d'espèces » pour l'analyse. Nous avons également dû procéder à un regroupement de pratiques dont les effets propres ne peuvent être distingués (et sont donc exclus du comptage des effets individualisés présentés ci-dessus). Ces pratiques concernent l'implantation de cages en mer, l'introduction de poissons élevés et le nourrissage de ceux-ci, surtout dans les élevages à forte densité. Ce regroupement est nommé « Trio de pratiques marines » (TPM).

Les effets des pratiques de la famille « **Allocation spatio-temporelle des espaces naturels** » sont négatifs, avec une diminution de la richesse en espèces des communautés pélagiques. L'aquaculture de bivalves (huîtres, moules) peut entraîner une diminution de l'abondance du phyto- et zooplancton, voire du microzooplancton et du mésozooplancton, et modifier la structure de la communauté planctonique en faveur des petits picoplanctons aux dépens du phytoplancton.

Nous avons restreint les pratiques de la famille « **Ajout de facteurs physiques et chimiques** » aux pratiques zootechniques spécifiques à l'élevage en cages en mer des saumons, les pratiques liées à l'alimentation des animaux élevés étant traitées dans le regroupement TPM (voir *infra*). Ces pratiques ont des effets négatifs sur les poissons sauvages évoluant à proximité des cages. Les cages attirent plusieurs espèces (très majoritairement le lieu noir recensé dans les publications existantes traitant du saumon en Norvège) et leurs prédateurs, et l'éclairage mis en place perturbe leur reproduction.

De la même manière, les pratiques de la famille « **Ajout d'organismes** » sont restreintes à ce qui ne relève pas du regroupement TPM. Ici encore le bilan est négatif, avec des risques d'échappement pour les élevages d'espèces de poissons non indigènes, accrus lorsque l'élevage est en milieu ouvert dans les rivières ou en zone côtière.

Un même bilan négatif peut être dressé pour la famille « **Prélèvement/destruction d'organismes** » qui regroupe des pratiques (i) de prélèvement dans le milieu naturel, à des fins de grossissement, de juvéniles d'espèces sauvages pour lesquelles le cycle d'élevage n'est pas maîtrisé, comme le mérou et le thon rouge, et (ii) de prélèvement par la pêche minotière de petits poissons pélagiques pour la fabrication de farines et huiles de poisson.

Les pratiques du « **Trio de pratiques marines** » regroupant l'implantation de cages en mer, l'introduction d'espèces pour l'élevage et leur alimentation induisent un enrichissement organique du milieu. Leurs effets sont majoritairement (77%) négatifs pour les compartiments benthique et pélagique. La diversité des invertébrés du benthos est d'autant plus altérée que les densités d'élevage sont élevées. Les récifs coralliens sont également vulnérables et la diminution du nombre d'espèces est notable. Pour le compartiment pélagique, l'apport de granulés perdus autour des cages induit des changements de comportement et de reproduction des espèces sauvages qui peuvent à leur tour modifier la structure des communautés.

Au final, c'est un bilan globalement négatif même si on constate une certaine variété des effets des pratiques sur la biodiversité selon les types de pratiques, les variables essentielles de biodiversité et les taxons concernés. Comme pour l'agriculture, il y a des lacunes, mais ici à l'évidence beaucoup plus grandes, dans les connaissances scientifiques sur le sujet. Dans ce contexte, les cahiers des charges opérationnels encadrant des pratiques certifiées établissent des critères et des seuils qui n'ont pas de base scientifique. Ceci appelle à encourager la recherche pour compléter les connaissances et à reconnecter les acteurs scientifiques et ceux qui conçoivent les cahiers des charges.

6.4.3. En pêche

Contrairement aux pratiques agricoles pour lesquelles la synthèse de la littérature sur leurs impacts n'était pas disponible au démarrage de BiodivLabel, le travail de synthèse pour le milieu marin est déjà très abouti, notamment dans les rapports scientifiques des institutions et organisations internationales (CIEM, FAO¹¹, CSTEP, etc.). Ces institutions jouent en effet un rôle très important de synergie avec les instituts de recherche nationaux, incitant au développement de méthodes quantitatives opérationnelles, et organisant la collecte de données nécessaires à leur application dans le but d'assurer une couverture scientifique la plus complète et la plus générique possible pour toutes les espèces et tous les types de pêche.

¹¹ CIEM : Conseil International pour l'Exploration de la Mer (ICES en anglais). FAO : Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

La volonté de développer un cadre d'analyse commun agriculture-aquaculture-pêche pour l'analyse des liens entre pratiques et biodiversité a entraîné de longues discussions dans BiodivLabel, tant la hiérarchisation des facteurs d'impacts est différente entre une activité de production et une activité d'extraction. En effet, pour la pêche, comme nous l'avons déjà rappelé plus haut (section 6.1), la toute première forme d'impact, et la plus anciennement documentée, n'est pas liée au « comment on pêche ? » (moyens), mais au « combien on pêche ? (par rapport à ce qui reste dans la mer) » (résultats). Le chapitre 3 introduit ainsi une description détaillée des enjeux de définition de ce qu'est une pratique, incluant ici, et même en premier, la notion de « pratique de gestion collective » qui reflète la capacité à plafonner l'activité cumulée totale de tous les pêcheurs pour éviter la surpêche ; c'est, historiquement, le premier objectif d'une pêche définie comme durable. Aujourd'hui cependant, les analyses d'impact prennent toutes en compte les modes de pêche ; mais étudier conjointement « comment et combien on pêche » pose des défis méthodologiques sur la définition même des pratiques et des groupes (les labels parlent de « pêcheries ») ; l'évaluation des impacts de la pêche est généralement conduite à l'échelle de types de pêche (flottes [types de navires], métiers [types d'activités pratiquées]), mais établir leur typologie reste cependant toujours difficile du fait de la très grande diversité des écosystèmes, des espèces ciblées et des pratiques individuelles et saisonnières afférentes.

Il y a aujourd'hui un consensus relativement bien établi autour de la prééminence de trois dimensions majeures d'impacts, qui sont également les plus étudiées et les mieux quantifiées à ce jour, et qui sont également celles que l'on retrouve le plus explicitement dans les critères des labels pêche : (i) la pression de pêche sur les espèces commerciales, ciblées ou « co-capturées » i.e. capturées en même temps que les espèces ciblées dans des pêcheries dites mixtes, par opposition aux pêcheries mono-spécifiques ne capturant qu'une seule espèce à la fois ; (ii) l'impact sur les fonds marins et (iii) les captures accessoires et non désirées, incluant les captures d'espèces sensibles ou protégées (mammifères marins, oiseaux, tortues...) ainsi que les captures de juvéniles. De manière plus émergente, la recherche s'attache aujourd'hui à mieux comprendre et quantifier d'autres impacts de la pêche sur la biodiversité, tels que ceux liés aux déchets et engins perdus en mer (« pêche fantôme »), et ceux liés aux émissions directes et indirectes de CO₂.

Pour les impacts les mieux documentés, l'analyse se fait sur la base de données de résultats réellement observés, disponibles à l'échelle individuelle du navire (e.g. captures déclarées, distribution spatiale de l'effort de pêche) mais pour les autres, quand les données fines sont insuffisantes, l'analyse reste une analyse de moyens, fournissant une estimation du risque d'impact moyen à l'échelle de la pratique.

Par ailleurs, pour la plupart des impacts il n'existe pas, ou pas encore, de seuils pour qualifier leur durabilité ou, inversement, leur irréversibilité, qui soient aussi scientifiquement établis et mesurables que dans le cas de la pression de pêche sur les espèces commerciales (seuil RMD). Comme en agriculture, la quantité et la gravité des impacts réels sur la biodiversité dépendent largement du contexte local, avec une composante spatiale très forte. En Europe et en France, de nombreux types de pêcheries se répartissent sur tout l'espace marin, en fonction du mode et de la zone/saison de capture spécifiques à chaque espèce et du rayon d'action de chaque navire (en fonction de leur taille et de leur port d'attache). La pêche aux engins traînants sur le fond (chaluts, sennes et dragues) est importante à la fois en activité et en volume (36% des tonnages débarqués par les flottes hexagonales en 2021) et plus encore en valeur (47%)¹², fournissant aujourd'hui une part déterminante des apports de produits de la mer pour les filières aval et la grande distribution. Cependant, cette pratique a les impacts environnementaux les plus importants, en particulier en termes d'abrasion des fonds, et d'émissions de CO₂. A l'inverse, les captures d'espèces sensibles et protégées (cétacés, oiseaux, tortues) sont souvent plus importantes, au moins en valeur absolue, dans les métiers aux arts dits dormants (filets et palangres), y compris quand ils sont opérés par des navires de petite taille.

Avec la qualité des données actuelles, on peut de mieux en mieux mesurer certains de ces impacts à fine échelle spatiale (mailles de quelques km²) en croisant l'intensité totale de la pêche exercée dans une zone donnée avec la vulnérabilité des écosystèmes et populations présents dans cette même zone (capacités de résistance et de résilience à l'impact), qui

¹² <https://www.ifremer.fr/fr/actualites/comment-la-science-evalue-t-elle-les-impacts-de-la-peche-sur-les-fonds-marins>

dépend localement de paramètres comme la sensibilité des habitats benthiques, la présence d'espèces vulnérables, etc. Mais la forte variabilité dans les calculs d'impacts d'une zone à une autre rend particulièrement difficile une présentation générique simplifiée à l'instar de la Figure 6-4.

Quand l'information scientifique sur les valeurs absolues et les seuils est lacunaire, la difficulté, notamment pour les labels, devient alors de définir une échelle du tout ou rien (durable/pas durable ou labellisé/non labellisé) sans la base d'un consensus scientifique consolidé. Alternativement, si la durabilité ne peut pas être mesurée en valeur absolue, une « performance de durabilité » ou un « risque d'impact » peut être proposé, qui n'a de signification que par comparaison entre produits, entre pratiques, ou entre périodes. Il reste ainsi pertinent de comparer le risque d'impact relatif moyen d'une pratique par rapport à une autre de manière générique, à l'échelle d'une même unité d'intensité (par exemple à l'échelle d'une journée de pêche, toutes autres choses étant égales par ailleurs); c'est ce qu'on va par exemple retrouver dans les propositions de scoring du CSTEP décrites au chapitre 4 (Grati *et al.*, 2025), ou dans l'évaluation des performances environnementales de flottilles de pêche évoquées au chapitre 3 (Quemper *et al.*, 2024). Cette dichotomie entre risque d'impact moyen et impact réellement mesuré reste néanmoins un élément majeur dans le débat sur la durabilité, et un enjeu particulièrement difficile pour les labels qui doivent établir des objectifs pertinents et des niveaux de référence adéquats.

Enfin, on notera que, pour tous ces types d'impact, les EBV couverts par les études scientifiques restent essentiellement limités à l'échelle des populations d'espèces, voire de communautés notamment pour les habitats benthiques, mais les analyses à des échelles biologiques plus intégrées (fonctionnement de l'écosystème en particulier) restent extrêmement lacunaires.

6.5. Les cahiers des charges, un éclairage partiel des pratiques ayant un impact sur la biodiversité

Les porteurs de labels cherchent à différencier un système de production particulier et à communiquer cette distinction aux différentes parties prenantes, y compris les consommateurs. Cela vise souvent à obtenir un traitement différencié pour les producteurs certifiés, tel qu'un prix premium ou une préférence d'achat en magasin. Les cahiers des charges traduisent cette vision en explicitant les attentes en termes de résultats à atteindre et/ou en imposant ou interdisant certaines pratiques aux exploitants ou pêcheurs labellisés. Les ambitions exprimées par les labels sont diverses : valorisation d'un terroir ou/et d'un savoir-faire, typicité et lien du produit à son milieu, qualité du produit fini, pratiques vertueuses pour l'environnement (y compris biodiversité), justice sociale ou économique, ainsi que santé des consommateurs et des travailleurs.

6.5.1. En agriculture

Les questions que nous posions au travers de cette analyse étaient les suivantes : les dix labels sélectionnés dans le chapitre 3 affichent-ils des ambitions en matière de biodiversité ? Quelles sont les pratiques les plus mentionnées dans leurs cahiers des charges qui ont potentiellement un impact sur la biodiversité ? Comment ces pratiques sont-elles présentées dans les cahiers des charges ? Enfin, les résultats de cette analyse des cahiers des charges convergent-ils avec l'analyse de la littérature scientifique ?

Dans cette étude, nous avons regroupé sous le terme générique de « mesures » les propositions, recommandations, ou exigences précisées dans les cahiers des charges étudiés et ayant un impact potentiel sur la biodiversité.

Ces mesures ont été classées selon la typologie des pratiques en familles et sous familles de pratiques puis positionnées par rapport aux pratiques favorables à la biodiversité associées à une confiance forte. Le caractère obligatoire *versus* non obligatoire et le niveau d'ambition des mesures portant sur ces pratiques ont également été identifiés.

6.5.1.1. Les labels sélectionnés pour l'analyse

Le règlement Bio européen (Commission européenne, 2018), la certification HVE, le cahier des charges Demeter sont applicables à toute production agricole végétale comme animale, et définissent des principes généraux et objectifs donnant une direction commune vers un résultat souhaité et voulant unifier les pratiques dans le but d'obtenir une certification sinon homogène, au moins distinctive sur les conditions de production. Les cahiers des charges Rainforest Alliance et Nature & Progrès se concentrent sur des productions végétales, tout en mentionnant l'apport de fumiers de productions animales. Le fait d'être un label dédié à une production particulière (AOP Comté, RSPO, RTRS, Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge) n'est pas un facteur différenciant du cahier des charges en termes de conditions de production, par rapport à des labels plus génériques, à l'exception de RSPO qui propose des recommandations opérationnelles relatives aux conditions de production de palmeraies en tourbière.

6.5.1.2. Les ambitions affichées en matière de biodiversité

Les dix labels analysés ont été retenus pour l'étude pour leur représentativité en termes de consommation et leur échantillonnage des cas de figure possibles, plutôt que pour leur intérêt *a priori* pour la biodiversité. Les résultats attendus en matière de biodiversité sont souvent indiqués dans l'introduction des cahiers des charges (principes généraux) ou dans les sections dédiées à la biodiversité, parfois séparées des sections dédiées aux pratiques agricoles. Tous les labels agricoles étudiés, à l'exception des trois productions Label Rouge, mentionnent explicitement des objectifs environnementaux liés à la biodiversité dans leurs cahiers des charges. Cependant, la précision de ces objectifs varie, allant de simples mentions de protection de la biodiversité à des résultats attendus, parfois chiffrés, concernant la préservation des écosystèmes ou certaines mesures de conservation détaillées.

6.5.1.3. Les mesures présentes dans les cahiers des charges

La recommandation, l'obligation ou l'exclusion de pratiques agricoles sont l'essence même des cahiers des charges. Au total, les mesures relevées dans les cahiers des charges étudiés couvrent entre deux (Bleu-Blanc-Cœur) et dix-neuf pratiques agricoles (AB) différentes identifiées comme ayant potentiellement un impact sur la biodiversité (PFF et PFM, cf. section 6.4 ; Tableau 6-1). Les cahiers des charges AB, Demeter et HVE abordent un nombre conséquent de pratiques identifiées comme pouvant avoir un impact sur la biodiversité (17 ou 19 pratiques sur les 32¹³ que compte notre typologie) et qui se trouvent dans toutes les familles de pratiques (Tableau 6-2). Les labels AB (le règlement Bio européen) et le label Demeter se veulent exhaustifs : ils couvrent l'essentiel des pratiques de culture (fertilisation, protection des cultures, semis, etc.) comme d'élevage (alimentation, soins, pâture, parcours). La certification HVE, bien qu'elle soit également applicable à tous types de productions, couvre essentiellement les pratiques de production végétale. Elle mentionne l'élevage au travers du choix de races, de la densité de peuplement, et de la quantité d'azote apporté par des engrais organiques (qui peuvent néanmoins ne pas provenir d'un élevage).

Comme la littérature scientifique, les cahiers des charges sont majoritairement orientés sur des mesures relevant de la famille « Ajout de facteurs physiques et chimiques », à l'exception des labels Bleu-Blanc-Cœur (aucune mesure dans cette famille), Rainforest Alliance (seulement 22% des mesures relevées dans ce cahier des charges) et AOP Comté (seulement 33%) (Tableau 6-2). Ces mesures concernent pour l'essentiel des pratiques d'ajout d'intrants et l'échelle parcellaire. La fertilisation est notamment mentionnée par tous les cahiers des charges à l'exception de celui du label Bleu-Blanc-Cœur. De même, tous les cahiers des charges évoquent l'utilisation de pesticides contre les adventices, maladies et ravageurs (lutte chimique), sauf les labels Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge. Les pratiques de la famille « Allocation spatio-temporelle des terres » arrivent en deuxième position bien que cette famille soit diversement abordée selon les cahiers des charges. Les mesures relevant des familles « Ajout d'organismes » et « Prélèvement/destruction de biomasse ou d'organismes » sont les moins fréquentes.

¹³ ici « pratiques au sens large » alors que la section précédente et le Tableau 6-1 vont plus dans le détail et parlent plutôt de modalités ou de groupes de modalités de pratiques : la fertilisation est une pratique au sens large, mais les fertilisations organique ou organo-minérale du Tableau 6-1 sont des modalités.

Tableau 6-2. Mesures impactant la biodiversité mentionnées dans les cahiers des charges des 10 labels (en colonne) classées par famille de pratiques (en ligne) et réparties en pourcentage du nombre de mesures totales abordées. Le nombre total de mesures par label est figuré dans la dernière ligne. Certains sigles de labels sont abrégés : NP=Nature & Progrès, LR=Label Rouge, Comté=AOP Comté, RF=Rainforest Alliance, BBC=Bleu-Blanc-Cœur.

	Bio	Dem	HVE	N&P	LR	Comté	RA	RTRS	RSPO	BBC
Allocation spatio-temporelle des terres	32%	29%	24%	18%	36%	44%	33%	25%	20%	100%
Ajouts de facteurs physiques et chimiques	42%	47%	41%	45%	36%	33%	22%	50%	40%	0%
Ajout d'organismes	16%	12%	18%	27%	9%	11%	33%	25%	20%	0%
Prélèvement/destruction d'organismes	11%	12%	18%	9%	18%	11%	11%	0%	20%	0%
Nombre de mesures recensées	19	17	17	11	11	9	9	8	5	3

Le Tableau 6-3 fournit une appréciation qualitative du positionnement de chaque label étudié par rapport à chaque PFF à partir du caractère obligatoire et du niveau d'ambition (en regard de la réglementation ou des pratiques conventionnelles) des mesures du cahier des charges relatives à cette PFF.

Tableau 6-3. Positionnement des différents cahiers des charges (en colonne) par rapport aux pratiques favorables à la biodiversité avec confiance forte (en ligne, organisées par famille de pratiques).

Pratiques favorables à la biodiversité	Intégration d'habitats semi-naturels	Rotations diversifiées	Présence de prairies versus terres arables	Réduction/absence de travail du sol	Absence de pesticides	Fertilisation organique	Présence de plantes de couverture	Associations de cultures
Demeter								
AB								
N&P								
HVE								
AOP Comté*								
LR								
BBC								
RA								
RSPO								
RTRS								

*Analyse antérieure à la révision du cahier des charges AOP Comté de 2024.

Pratiques

- ambitieuse et obligatoire
- ambitieuse et non-obligatoire
- peu ambitieuse et obligatoire
- peu ambitieuse et non-obligatoire
- absente du cahier des charges

Ce tableau n'a pas la prétention de fournir une image complète de la prise en compte de la biodiversité dans les pratiques des cahiers des charges des dix labels. L'analyse a ciblé les huit PFF comme proposition de socle de mesures à effet avéré. D'autres pratiques favorables à la biodiversité n'y figurent pas, soit parce qu'elles ne répondent pas aux critères des PFF (comme la réduction de la taille des parcelles qui est une PFM dans notre classement), soit parce qu'elles n'étaient pas présentes dans le corpus bibliographique que nous avons étudié (comme celles relevant de la densité animale ou de l'origine de l'approvisionnement en aliment). A titre d'exemple, le Label Bleu-Blanc-Cœur a seulement deux pratiques PFF identifiées. Ce constat peut s'expliquer par le fait que ce label est centré sur des objectifs de résultat nutritionnels dans les produits issus des élevages (ratio oméga 3/ oméga 6) plus que sur des objectifs de moyens.

Globalement, tous les cahiers des charges examinés mentionnent au moins deux PFF et aucun des labels ne traite de l'ensemble de ces pratiques.

On note que les trois labels d'agriculture biologique sont ceux qui prennent en compte le plus de PFF de façon obligatoire et ambitieuse, Demeter étant le plus ambitieux des trois. Les labels AOP Comté puis Rainforest Alliance et RTRS viennent ensuite. La certification HVE traite d'un grand nombre de pratiques mais de façon non obligatoire et/ou peu ambitieuse.

Plus précisément, concernant les mesures relevant de la famille « **Allocation spatio-temporelle des terres** », nous mettons en évidence les points suivants :

- L'intégration d'éléments semi-naturels est absente, non obligatoire ou à un faible niveau d'ambition dans la plupart des cahiers des charges, à l'exception de Demeter et Rainforest Alliance. HVE prend en compte cette pratique, mais de façon non obligatoire. RSPO et RTRS ont des politiques de maintien/restauration de zones à haute valeur de conservation, mais pas d'implantation d'éléments semi-naturels.
- Un faible nombre de cahiers des charges mentionne les rotations. Nature & Progrès, AB et Rainforest Alliance les évoquent mais sans spécifier le nombre de cultures implantées et/ou la durée des rotations. Demeter impose un critère précis de diversification des rotations.
- Près de la moitié des labels affichent une mesure obligatoire et ambitieuse sur la présence des prairies dans les exploitations (Demeter, AB, Nature & Progrès, AOP Comté).
- Une information sur l'origine géographique des aliments, qui participe de cette famille, mérite d'être notée en supplément du tableau, bien que cette origine n'ait pas été explicitement abordée dans la littérature scientifique examinée. Tous les cahiers des charges des labels applicables à l'élevage, à l'exception de HVE, contiennent une exigence ou une recommandation sur l'origine géographique des aliments destinés aux animaux élevés. En revanche, les labels d'élevage n'apportent pas de précision sur l'origine ou la provenance des aliments achetés en complément des fourrages locaux, lesquels ne représentent généralement pas la totalité de la ration alimentaire des animaux d'élevage ; une provenance (non-OGM) est toutefois exigée pour 4 de ces 6 labels élevage. Cet angle mort limite la capacité à évaluer les impacts de ces ressources alimentaires sur la biodiversité des écosystèmes producteurs. Ceci étant, l'obligation de recourir à des aliments non-OGM, mentionnée dans les cahiers des charges, constitue indirectement (ou implicitement) un gage d'utilisation de produits végétaux qui ne sont pas à l'origine de déforestation dans des pays exportateurs. La déforestation importée est quant à elle mentionnée seulement dans le cahier des charges « Viande bovine » du label Bleu-Blanc-Cœur, qui recommande de ne pas utiliser le soja d'importation pour cette raison.

Concernant les mesures relevant de la famille « **Ajout de facteurs physiques et chimiques** » :

- Les mesures concernant le travail du sol sont quasiment absentes des cahiers des charges examinés (sauf pour HVE et RTRS). RTRS se démarque en exigeant un minimum de surface sans recours au labour.
- L'utilisation des pesticides de synthèse est une préoccupation dans la plupart des cahiers des charges. Elle est interdite pour Demeter, AB, Nature & Progrès. AOP Comté et Rainforest Alliance mentionnent une mesure obligatoire de réduction. Au-delà de l'interdiction ou de la réduction, des plans de lutte intégrée contre les ravageurs incluant des alternatives à la chimie curative (lutte biologique ou physique) sont mentionnés dans les cahiers des charges Demeter, AB, Rainforest Alliance, RSPO et RTRS. Des pratiques préventives pour le soin des plantes et des animaux sont notamment abordées par les cahiers des charges Demeter et AB.
- La fertilisation organique est mentionnée dans la plupart des cahiers des charges, avec plus ou moins d'ambition. Les trois cahiers des charges Demeter, AB et Nature & Progrès interdisent la fertilisation minérale, ce qui implique une fertilisation organique ou des cultures de légumineuses. AOP Comté exige une majorité d'apports en fertilisants organiques.

Les mesures relevant de la famille « **Ajout d'organismes** » couvrent notamment la lutte biologique et les pratiques de semis ou plantation. Si les cahiers des charges mentionnent la réduction de l'utilisation des produits chimiques, notamment des herbicides, les mesures induites ne sont pas détaillées voire laissent place à l'interprétation sur les solutions employées en remplacement de la chimie, notamment dans la lutte spécifique contre les adventices en lieu et place des herbicides. Concernant les plantes de couverture qui entrent dans cette famille, la plupart des cahiers des charges étudiés ne mentionnent pas les différentes pratiques de couverture du sol, et ceux qui l'évoquent ne précisent pas les durées, périodes, ou surfaces de couverture (sauf AB, HVE voire RTRS).

Enfin, concernant la famille « **Prélèvement/destruction de biomasse ou d'organismes** » absente du tableau (pas de PFF identifiée pour cette famille), des limitations du chargement au pâturage sont exigées par les labels d'élevage et sont les seules pratiques bien détaillées de cette famille. Pour le reste des pratiques, seules quelques mentions de désherbage mécanique et de traitement thermique sont présentes dans les cahiers des charges AB, Demeter, HVE et Nature & Progrès, et de taille et élagage par Rainforest Alliance. L'entretien des éléments semi-naturels (haies par exemple) est absent des cahiers des charges.

La forme des mesures préconisées ou interdites par les cahiers des charges

Les formulations et les degrés de précision sont variables entre cahiers des charges ou entre pratiques. Les mesures les plus directement liées à l'activité de production agricole annuelle sont les plus détaillées : l'assolement, le semis et la plantation, les apports d'engrais, les traitements contre les maladies, ravageurs ou adventices, l'apport d'alimentation animale, les soins aux animaux et la gestion du pâturage. Les pratiques relevant de stratégies pluriannuelles ou de long terme comme la diversification culturale, la rotation, l'implantation ou la préservation de milieux naturels ou semi-naturels sont en revanche moins opérationnelles et précises.

Certains cahiers des charges se démarquent par des obligations spécifiques (comme l'interdiction de la fertilisation minérale en AB et son remplacement par une quantité précise d'effluents d'élevage), mais d'autres pratiques restent vagues ou insuffisamment définies. Logiquement, leur étendue ou au contraire leur spécificité influencent fortement leur précision : les labels locaux, comme AOP Comté ou RSPO pour les palmeraies sur tourbe, peuvent offrir des recommandations adaptées aux contextes pédoclimatiques spécifiques et proposer des pratiques précises. Quand ce n'est pas le cas, l'éventail des pratiques possibles exclut une appréciation précise du cahier des charges dans son ensemble. Cela est d'autant plus vrai que les cahiers des charges présentent peu d'exclusions ou d'obligations strictes, exception faite du règlement Bio européen et, même dans son cas, les alternatives sont peu décrites, laissant la place aux spéculations quant aux pratiques réellement mises en place.

Les raisons motivant le choix ou la priorité donnée à certaines pratiques agricoles apparaissent souvent dans les principes généraux énoncés en introduction des cahiers des charges, à l'exemple du règlement Bio qui préconise d'entrée de « réduire au minimum l'utilisation d'intrants extérieurs ». Ces préconisations se traduisent par des mesures et éventuellement des chiffrages dont la justification est absente du texte. Ces chiffrages peuvent concerner des unités différentes selon les labels (quantité apportée d'azote total ou seulement d'effluents d'élevage, par exemple) et ne semblent pas reposer sur des évaluations scientifiques (bien que possiblement sur des connaissances de terrain empiriques), à l'instar des plafonds de fertilisants organiques pour lesquels les cahiers des charges affichent différentes quantités acceptables. Les mesures chiffrées sont d'autant plus compliquées à interpréter que les cahiers des charges sont généralistes et que les restrictions doivent alors être valables pour toutes les productions et tous les contextes géo-pédo-climatiques. De fait, l'absence de niveau de référence explicite rend complexe l'appréciation détaillée du caractère distinctif du label par rapport à la réglementation ou aux pratiques conventionnelles, et la comparaison entre cahiers des charges. Le chiffrage semble alors contribuer surtout à l'image de modération des pratiques que le label souhaite projeter (une restriction sur la fertilisation par exemple) plus qu'à une réelle plus-value par rapport aux pratiques conventionnelles, réglementaires, ou à d'autres labels.

Remarques conclusives

En somme, les cahiers des charges étudiés sont hétérogènes : certains sont spécifiques à une filière, détaillent des étapes de la production ou vont jusqu'à des recommandations techniques, tandis que d'autres s'en tiennent à des principes généraux sans explicitation des pratiques induites par le respect de ces principes. La diversité des visions de chaque label est ainsi visible dans leur transcription en recommandations ou bien en exigences concrètes, et le détail des mesures et leur formulation sont de fait extrêmement variés. Comparer ce détail d'un label à l'autre montre d'ailleurs de potentielles complémentarités entre cahiers des charges.

A l'issue de cette analyse des cahiers des charges, nous concluons que réaliser une évaluation de l'impact des labels sur la biodiversité à l'aune de leurs cahiers des charges nécessiterait qu'il y figure essentiellement des pratiques strictement obligatoires, précises et justifiées, et qu'y soient limitées au maximum les dérogations ou compensations entre pratiques : autant de contraintes qui ne peuvent valoir que dans un contexte pédoclimatique et productif et un agro-écosystème spécifiques, comme dans l'exemple des bonnes pratiques pour les palmeraies sur tourbe RSPO (voire à l'échelle de l'exploitation elle-même). Cette remarque souligne la difficulté de fonder l'évaluation de l'impact des labels uniquement sur les cahiers des charges.

Enfin, les cahiers des charges n'explicitent pas ou peu la cohérence des pratiques entre elles, ni leurs interactions. Celles-ci sont en effet mal connues car peu étudiées, ce qui complique l'analyse systémique, pourtant essentielle, des modes de production et de leurs impacts sur la biodiversité. Une telle analyse nécessiterait que la construction initiale du cahier des charges ait été réalisée avec une vision systémique des enjeux, des pratiques et de leurs interactions, et des objectifs à atteindre, ce qui n'apparaît que peu dans les principes affichés par les labels étudiés.

6.5.2. En aquaculture

Comme nous l'avons fait dans le cas de l'agriculture, nous avons analysé les mesures des cahiers des charges aquacoles en fonction de leur impact sur la biodiversité identifié grâce à l'analyse de la littérature scientifique.

6.5.2.1. Les labels sélectionnés pour l'analyse

Cinq cahiers des charges appartenant à trois labels ont été étudiés : ASC (Aquaculture Stewardship Council) Saumon, ASC Bivalves, LR (Label Rouge) Saumon, LR Moules, et le règlement européen agriculture biologique Aquaculture – appelé dans ce qui suit « aquaculture biologique ».

6.5.2.2. Les mesures présentes dans les cahiers des charges

L'enrichissement organique des sédiments sous les fermes aquacoles, induit par le « trio de pratiques marines » (cf. *supra*) est un facteur d'impact majeur. Pour le limiter, trois cahiers des charges proposent des mesures. ASC Saumon et ASC Bivalves fixent des seuils stricts (niveaux limites de sulfures ou potentiel d'oxydoréduction positif) accompagnés d'un suivi rigoureux. L'aquaculture biologique oblige à collecter les déchets organiques et à les disperser au large, sans nécessairement encadrer les effets de ces pratiques en aval.

Les risques sur les espèces et écosystèmes liés à l'installation de structures d'élevage sont pris en compte par les cahiers des charges LR Saumon, LR Moules, ASC Bivalves et aquaculture biologique en exigeant une adéquation aux normes européennes. L'aquaculture biologique impose une adaptation des structures à l'objectif de minimiser les incidences sur les fonds marins et les masses d'eau proches, et d'éviter « l'effet récif » le long du rivage. De plus, les cahiers des charges aquaculture biologique et ASC Bivalves préconisent des caractéristiques pour les filets anti-oiseaux piscivores afin de limiter les dangers pour les oiseaux plongeurs.

Seuls les cahiers des charges LR Saumon et aquaculture biologique portent attention à la gestion des densités d'élevage, avec des limites de densité qui sont de fait plus ou moins permissives selon la capacité de charge de l'écosystème environnant. En complément, le règlement de l'aquaculture biologique recommande des opérations de tri ou de dépeuplement en cas de trop forte densité, sans limites chiffrées toutefois. Au final, les critères retenus semblent davantage orientés vers l'assurance de la qualité du produit final que vers la mitigation des impacts sur l'environnement marin.

La plupart des cahiers des charges étudiés intègrent les risques d'échappement, avec des exigences variables d'un cahier des charges à l'autre. Cela peut être assez en amont : l'aquaculture biologique privilégie les espèces locales, et ASC Saumon n'autorise l'élevage d'espèces non indigènes que pour des raisons de lutte contre les parasites ou si elles sont déjà courantes dans la production régionale. Sinon, cela passe par des mesures préventives (ASC : formation des employés, filets appropriés, tenue de registres ; aquaculture biologique : conception et localisation adaptées des installations) et des obligations (ASC : limite de une évason pour 1 000 poissons élevés ; AB : récupération des animaux évadés).

L'impact de l'alimentation des animaux aquatiques élevés renvoie principalement à la pêche minotière de petits poissons pour les farines et huiles de poisson. Les cahiers des charges traitent la question de façon très variable, soit en limitant l'usage de farines et d'huiles de poisson mais sans préciser les conditions de capture (ASC Saumon), soit en imposant des conditions sur les captures (exigence de pêche certifiée durable pour LR Saumon ou pour les co-produits pour l'aquaculture biologique) sans pour autant les limiter (LR Saumon impose une teneur minimale en ingrédients marins). La végétalisation de la ration se développe pourtant, et mène à des exigences pour les ingrédients : labellisés RTRS pour le soja pour ASC, labellisés bio pour l'aquaculture biologique. Cependant elle dégrade la qualité organoleptique et est donc limitée par des cahiers des charges qui y portent une attention particulière comme LR.

6.5.2.3. Remarques conclusives

Les cahiers des charges des labels aquacoles montrent une variété de mesures visant à limiter les impacts sur la biodiversité, comme les seuils pour l'enrichissement organique des sédiments, les règles pour l'installation des structures d'élevage ou des filets anti-prédateurs, et les plans de prévention et de récupération pour anticiper les risques d'échappement. Cependant, les exigences varient selon les cahiers des charges. Par exemple, la question des densités d'élevage est prise en compte uniquement par les labels AB et LR ; et en matière d'alimentation, notamment d'ingrédients marins et végétaux, les labels encadrent les pratiques avec une attention inégale à la durabilité et à la traçabilité des sources, tout en négligeant souvent les impacts de la diffusion de ces aliments dans l'environnement des exploitations aquacoles.

Il apparaît que les mesures préconisées par les labels, bien qu'elles apportent des garanties en termes de qualité pour le consommateur et de valeur ajoutée pour le producteur, ne traduisent cependant pas nécessairement une volonté de transformation du modèle de production intensif.

Comme en agriculture, les cahiers des charges de labels aquacoles n'ont pas encore intégré une approche globale, une vision systémique des enjeux, des pratiques et de leurs interactions, alors même qu'elles permettraient de mieux refléter la réalité du terrain et de réduire les impacts sur la biodiversité.

6.5.3. En pêche

BiodivLabel a analysé et comparé les cahiers des charges des deux labels mentionnés dans la saisine, MSC et l'Ecolabel Pêche Durable (EPD). Les deux labels sont d'importances différentes. Le label MSC est un label privé déjà ancien, opéré par une structure internationale, adopté par de nombreuses pêcheries, et fournissant une documentation conséquente sur les actions menées via son site internet et au travers de nombreux articles scientifiques ; les rapports d'audits sont publics. Le label EPD est un label public français plus récent, encore peu déployé à ce jour, fournissant moins de

documentation et sans documentation dans des publications scientifiques identifiées. A la différence du MSC, il affiche cependant des objectifs élargis notamment à des dimensions sociales et de qualité.

De manière générale, les préconisations des deux labels reflètent bien l'état des connaissances et des indicateurs sur les impacts de la pêche sur l'écosystème décrits ci-dessus et dans la première partie du chapitre 3. Elles concernent principalement quatre compartiments de biodiversité : le stock exploité des populations cibles, les captures accessoires (autres stocks « co-capturés »), les captures non désirées (d'espèces à statut spécial) et les habitats des fonds marins, et de manière moindre et plus inégale les enjeux liés aux réseaux trophiques et aux effets indirects des émissions de CO₂ et de déchets et pollution (Tableau 6-4).

Tableau 6-4. Comparaison des mesures liées à la biodiversité des cahiers des charges MSC (version 2.01)¹⁴ et EPD.

	MSC	EPD
● 4 : mesures du bon état		
● 3 : mesures visant à réduire l'impact (avec objectif décrit)		
● 2 : mesures visant à réduire l'impact (sans objectif)		
● 1 : mesures de documentation/plan d'amélioration		
○ 0 : pas de mesure dans le Cahier des charges		
Stock(s) cible(s)	● 4	● 4
Stock co-capturés	● 3	● 3
Espèces sensibles ou protégées	● 2	● 2
Fonds marins	● 3	● 3
Réseaux trophiques	● 3	○ 0
Émissions de CO ₂	○ 0	● 1
Déchets et pollution	○ 0	● 1

Nous avons trouvé beaucoup de similitudes dans les objectifs et critères utilisés dans les deux cahiers des charges. Dans les deux cas, les préconisations pour les pêcheries certifiées sont largement centrées sur les objectifs à atteindre (approche basée sur les résultats), plus que sur les pratiques à mettre en œuvre (approche basée sur les moyens). Les deux cahiers des charges diffèrent cependant par la distribution des indicateurs dans les quatre catégories de nature d'indicateurs : l'état, les impacts, la gouvernance et les pratiques, et en particulier dans les deux premières. Ils diffèrent également par la façon dont ces indicateurs sont évalués. Le label MSC travaille à partir d'un système de score, les scores SG60 (performance minimale acceptable), 80 (meilleure pratique mondiale) et 100 (performance de pointe) correspondant, pour de nombreux indicateurs, au degré de certitude avec lequel on peut dire que l'objectif est rempli¹⁵. L'EPD n'utilise pas de notation mais une validation de conformité. Pour obtenir la certification EPD, aucune non-conformité ne doit être relevée pour la thématique Écosystème, reflétant le fait que l'impact sur la biodiversité est le volet indispensable et non négociable du label.

Les formulations utilisées diffèrent également un peu entre les deux labels ; et si ces différences peuvent apparaître subtiles ou marginales à première vue, elles peuvent contenir des nuances plus ou moins importantes dans une approche basée, comme expliqué ci-dessus, sur le degré de certitude de l'atteinte d'objectifs environnementaux quand les données et informations sont insuffisantes. A titre d'exemple, concernant les impacts sur les fonds marins, l'EPD requiert de l'unité de pêche certifiée qu'elle « *n'affecte pas l'habitat (fonds, faune et flore sessiles) de manière irréversible* », tandis que le MSC requiert qu'elle « *n'impacte pas de manière sérieuse ou irréversible la structure et les fonctions des habitats* » ; mais évaluer par exemple que l'impact serait « *sérieux* » mais pas « *irréversible* », nuance qui pourrait faire la différence sur l'obtention ou non de la certification EPD, reste scientifiquement délicat.

¹⁴ Au niveau du cahier des charges lui-même, il y a peu de différences structurelles entre les versions 2.01 et 3.1 du MSC, mais, comme discuté plus bas, les différences majeures proviennent du cadre formel d'évaluation et de notation

¹⁵ Pour obtenir la certification, une pêcherie doit obtenir au moins 60 points pour chacun des indicateurs de performance. Elle doit aussi obtenir une note moyenne d'au moins 80 sur l'ensemble des indicateurs de performance de chacun des trois principes (si la pêcherie obtient un score entre 60 et 70 pour un indicateur de performance, les mesures appropriées (listées dans le référentiel) doivent être prises sous 5 ans dans le but de faire progresser le score à 80 ou plus).

Enfin, si on se replace dans le cadre des controverses autour du MSC explicitées au paragraphe 6.3 et notamment de la labellisation d'engins de pêche impactants, il apparaît qu'une certification EPD ne serait pas plus qu'une certification MSC, refusée sur la seule base de l'engin utilisé, même si à l'heure actuelle aucune pêcherie de chalut de fond n'a encore demandé de certification EPD.

La notation du risque environnemental est ainsi centrale pour la fiabilité et la légitimité des labels marins. Mieux cadrer l'évaluation de ce risque est d'ailleurs l'un des objectifs premiers du changement de référentiel MSC en 2022, et applicable en principe à partir de 2026. Une évolution principale de la version 2 à la version 3 correspond ainsi à l'exigence de développement d'approches plus structurées, transparentes et objectives de l'estimation du risque sur les espèces et les habitats, y compris dans les pêcheries à données limitées (Good *et al.*, 2024).

Remarques conclusives

En conclusion, il ressort de cette analyse que sur les critères environnementaux, les cahiers des charges des deux labels sont finalement assez proches dans leurs approches, leurs indicateurs et leurs seuils, et ne sont pas basés sur des exclusions de principe d'un type de pêche ou d'un autre. Pour autant, le type « moyen » de pêcheries labellisées à ce jour reste assez différent entre les deux labels, plus « artisanal » pour l'EPD et plus « industriel » pour le MSC, même si la réalité est plus diverse que cette simple dichotomie (de nombreuses petites pêcheries sont labellisées MSC, et la pêcherie industrielle de hareng est labellisée EPD). Cette différence symbolise dans une certaine mesure la teneur du débat actuel sur les types de pêche. Elle ne peut sans doute pas s'expliquer uniquement sur la base de la prise en compte ou non de critères sociaux dans le cahier des charges, et on pourrait ainsi imaginer que la plupart des pêcheries labellisées dans un label seraient probablement labellisables dans l'autre, au moins sur la base des critères environnementaux... On peut s'interroger sur cet état de fait, ainsi que sur les incitations, les motivations et les enjeux économiques, socio-politiques voire médiatiques qui pousseraient à s'engager dans tel ou tel label, et donc sur la capacité réelle de ces deux labels à augmenter significativement leur emprise actuelle dans les pêcheries françaises, et donc à transformer leur ambition d'influence sur la réduction des impacts sur la biodiversité. Ces interrogations, qui sont également valables pour les labels terrestres, sont pour partie rediscutées section 6.7.

6.6. Des pistes pour quantifier l'impact des labels sur la biodiversité

6.6.1. En agriculture

Les méthodes d'évaluation de l'impact sur la biodiversité des produits alimentaires sous label issus de l'agriculture peuvent être classées en trois catégories : (i) prédiction à partir des pratiques des cahiers des charges des labels, (ii) prédiction à partir des pratiques effectives des exploitations labellisées, et (iii) mesures de biodiversité dans les exploitations labellisées. La troisième catégorie, aujourd'hui plus difficile à déployer largement que les deux autres, est une épreuve de vérité, d'ailleurs indispensable à l'estimation de la qualité prédictive des deux premières. Elle a été traitée dans la section 6.3 et dans le chapitre 2 où nous avons noté qu'elle avait été mise en œuvre surtout pour l'agriculture biologique : une extension à davantage de labels est nécessaire. Ces mesures s'appuient sur la mobilisation d'indicateurs directs basés sur des observations sur le terrain, dont la conception et le recensement ont fait l'objet de nombreux travaux (voir par exemple Elmiger *et al.*, 2023). Dans le chapitre 4 de l'étude BiodivLabel, nous nous sommes concentrés sur la proposition de nouvelles pistes méthodologiques pour les deux premières catégories, motivés par le constat que les modèles prédictifs des impacts sur la biodiversité à partir des pratiques des cahiers des charges sont très rares. Le principal dont nous avons connaissance est le modèle de durabilité développé par le BASIC¹⁶

¹⁶ la Société Coopérative d'Intérêt Collectif « Bureau d'Analyse Sociétate pour une Information Citoyenne » <https://lebasic.com/>

(BASIC *et al.*, 2021). Il présente toutefois l'importante limite de ne pas prendre en compte les tailles d'effet des pratiques et de ne pas s'appuyer en profondeur sur la littérature scientifique documentant ces effets.

6.6.1.1. A partir des pratiques des cahiers des charges des labels

Nous avons proposé un nouveau modèle basé sur les cahiers des charges, que nous nommons CONTRA-BiodivLabel. Sachant l'importance pour cette prédiction de l'agrégation de variables décrivant soit des pratiques, soit différentes dimensions de la biodiversité (EBV et taxons), le modèle s'appuie sur une méthode d'agrégation publiée, CONTRA (Bockstaller *et al.*, 2017). Cette méthode suit une approche par arbre de décision, bien adaptée aux objectifs de BiodivLabel, et utilise la logique floue. L'utilisation de la logique floue permet de pallier un inconvénient majeur des arbres de décision utilisant des règles linguistiques de type « si-alors », en l'occurrence les effets de seuil (des valeurs proches de part et d'autre d'un seuil donnent des résultats très différents). CONTRA-BiodivLabel s'appuie sur les connaissances produites dans le chapitre 3 de BiodivLabel, c'est-à-dire l'analyse des cahiers des charges et la base de données recensant les études de grande envergure liant pratiques agricoles et biodiversité – y compris les tailles d'effets, utilisées pour pondérer des variables de l'arbre de décision. Le modèle utilise aussi des articles complémentaires et des connaissances sur les interactions entre pratiques, bien que les connaissances sur ces interactions soient très insuffisantes. Si les pratiques d'un cahier des charges donné sont précises et plus favorables à la biodiversité que le niveau moyen de la pratique, défini à partir de données statistiques, elles sont prises en compte dans le calcul au niveau du seuil imposé. Si elles sont moins favorables que le niveau moyen, ou en cas d'imprécision ou de non-traitement par le cahier des charges, elles sont fixées au niveau moyen.

Comme preuve de concept, de premières applications ont été faites pour sept cahiers des charges de production végétale en grandes cultures, en prairies permanentes, et de production de lait, avec en sortie un indicateur de biodiversité restreint à la diversité d'un seul taxon, les plantes sauvages.

Les résultats obtenus pour cette étude de cas sont conformes aux connaissances disponibles et synthétisées dans le chapitre 2 sur la différence de biodiversité entre parcelles AB et conventionnelles. Ils apportent également des éléments sur d'autres labels. En grandes cultures, le modèle prédit une plus grande diversité de plantes sauvages en agriculture biologique (AB, Nature & Progrès, Demeter) que pour les autres labels (Bleu-Blanc-Cœur, Label Rouge, HVE). En prairies permanentes, il prédit une plus grande diversité de plantes sauvages qu'en grandes cultures et un gradient allant des cahiers des charges de plaine des labels Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin aux cahiers des charges AB en montagne, le cahier des charges AOP Comté ayant une position intermédiaire. Pour la production de lait, nous avons calculé une note « agrégée » correspondant à la moyenne pondérée au prorata des surfaces de prairies et de cultures (surface utilisée pour produire des concentrés, pouvant être externe à l'exploitation) nécessaires à la production. Par rapport aux prairies, les notes agrégées sont diminuées surtout pour les cahiers des charges Bleu-Blanc-Cœur et Label Rouge Bovin. En AB, cette diminution des notes agrégées par rapport à la note en prairie est bien plus faible car les notes en grandes cultures sont certes plus faibles que celles en prairies mais bien plus proches des notes en prairies qu'en systèmes conventionnels.

Le modèle reste à consolider, avec des améliorations sur la prise en compte des tailles d'effets, l'incorporation de nouvelles connaissances, le travail sur d'autres taxons et EBV, et la validation des résultats proposés par confrontation à des observations ou, avec un degré moindre de validité, à d'autres sorties de modèle ou avis d'experts.

6.6.1.2. A partir des pratiques effectives des exploitations labellisées

La méthode BVI (*Biodiversity Value Increment*; Lindner *et al.*, 2022) agrège l'impact de pratiques, calculé via des fonctions mathématiques propres à chacune, sur une valeur normée de biodiversité mettant l'accent sur un objectif de naturalité. Elle n'est pas sans limites, notamment parce que le manque de pondération à partir de la littérature reste problématique, mais elle a déjà été utilisée dans l'expérimentation sur l'affichage environnemental (ADEME, 2022).

L'expérimentation était intéressante mais s'était heurtée à deux principales critiques, à savoir la non-prise en compte des pratiques paysagères (haies, diversité culturale, taille des parcelles...) et la faible représentation des labels dans Agribalyse, la base de données constituée par l'ADEME sur les impacts environnementaux des produits agricoles et alimentaires, construite selon la méthode des Analyses du cycle de vie.¹⁷

Nous avons donc adapté la méthode pour répondre à ces critiques, notamment par l'intégration de données comptables, statistiques et cartographiques publiques. Nous ferons par la suite référence à cette adaptation sous le nom BVIAS pour *Biodiversity Value Increment from Agricultural Statistics*. Pour cette adaptation, nous avons apparié les bases de données du Recensement Agricole (RA), du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA), des Signes d'Identification de la Qualité et de l'Origine de l'INAO (SIQO) puis du Registre Parcellaire Graphique (RPG), de la BD Topo et de données Sentinel-2. Nous avons estimé à partir de ces données : (i) les pratiques culturales de travail du sol, de fertilisation azotée et d'application de produits phytopharmaceutiques ; (ii) les pratiques d'élevage par la quantité et la qualité nutritionnelle de l'alimentation du bétail et les pratiques culturales pour la production d'aliments pour les animaux ; (iii) certains éléments paysagers tels que la densité de haies, la taille des parcelles et la diversité culturale. Le modèle a été calibré à partir d'études à grande échelle et de méta-analyses, notamment celles du chapitre 3.

Comme preuve de concept, nous avons estimé et comparé au cas conventionnel les pratiques et l'impact sur la biodiversité de productions labellisées en nous restreignant aux labels pour lesquels au moins 30 exploitations étaient enregistrées dans le RICA. Un total de 13 produits labellisés a été étudié parmi les 25 produits labellisés ayant une taille d'échantillonnage suffisante. Les résultats sont conformes aux connaissances disponibles sur la différence de biodiversité entre parcelles AB et conventionnelles par unité de surface (chapitre 2 et section 6.3). Ils apportent également des éléments sur d'autres labels. En termes de pratiques, en grandes cultures, seul le label AB se démarque, avec une fertilisation azotée purement organique et la quasi-exclusion des pesticides (96% en moins, le reste correspondant à des produits autorisés en AB tels que le cuivre ou le soufre). En élevage laitier, les exploitations certifiées se démarquent des conventionnelles par la part plus importante de surface fourragère principale (jusqu'à 48% de prairies permanentes dans l'AOP Comté & Morbier) et le taux de chargement plus faible (AB, AOP Comté & Morbier, Bleu d'Auvergne & Cantal et Fromages de Savoie). L'AB se distingue par une grande autonomie : 73% des aliments produits à la ferme contre 57% pour les exploitations conventionnelles. Les variables paysagères ont des valeurs similaires dans les exploitations certifiées et conventionnelles, à l'exception d'une taille moyenne de champ supérieure de 21% pour le blé tendre Label Rouge. Selon le modèle, les produits végétaux AB, le lait AB et le lait des IGP des zones de montagne (AOP Comté & Morbier, AOP Bleu d'Auvergne & Cantal, et IG fromages de Savoie) ont un impact moindre à l'hectare que leurs homologues conventionnels. Mais certains produits certifiés ont un rendement moindre et le modèle prédit un impact similaire ou supérieur au cas conventionnel si on le ramène à l'unité de produit, i.e. tonne ou kcal (cas du blé tendre biologique, du lait biologique et des AOP Comté & Morbier). Selon le modèle, les produits des autres cahiers des charges ne se distinguent pas de leurs homologues conventionnels, ni par unité de surface, ni par unité de produit. Enfin, il est à noter que les produits d'origine animale — ici le lait — ont selon le modèle un impact plus élevé par kg protéine ou kcal que les céréales.

Le modèle BVIAS doit être consolidé avec des connaissances scientifiques sur l'impact des pratiques agricoles sur la biodiversité en termes de taille, d'interaction ou de non-linéarité des effets. La prise en compte d'impacts hors des parcelles est un autre objectif. Enfin, la validation des résultats proposés à partir de données issues de la littérature ou du terrain sera une étape essentielle.

6.6.1.3. Commentaires sur les deux approches esquissées dans le cadre de BiodivLabel

CONTRA-BiodivLabel et BVIAS et sont complémentaires : BVIAS estime l'impact probable des pratiques effectives dans les exploitations sous label, et ce pour les deux unités fonctionnelles considérées comme utiles pour l'affichage

¹⁷ <https://agribalyse.ademe.fr/>

environnemental (hectare et unité de produit). *A contrario*, CONTRA-BiodivLabel permet d'estimer l'impact probable de n'importe quel cahier des charges, même si aucune exploitation ne l'a mis en œuvre. Il est donc adapté par exemple pour mesurer l'écart entre les pratiques mentionnées dans les cahiers des charges, les pratiques effectives et la liste des pratiques PFF. Dans l'état actuel, toutefois, CONTRA-BiodivLabel et BVIAS restent des études novatrices pilotes dont les résultats présentés ici portent à réflexion et doivent être interprétés avec prudence.

Il est à noter que le besoin de validation, pour CONTRA-BiodivLabel comme pour BVIAS, met l'accent sur l'urgence de disposer de mesures de biodiversité sur des exploitations labellisées, et donc la nécessité d'engager des actions d'observation pour acquérir ces mesures sur un certain nombre d'EBV couvertes par des indicateurs opérationnels, tout en élargissant leur assiette taxonomique.

6.6.2. En pêche

Pour la pêche, un travail supplémentaire d'analyse différent de celui de l'agriculture, et de moindre envergure, a également eu lieu dans le cadre de BiodivLabel, poussé par les avancées scientifiques récentes sur les questions autour de l'affichage environnemental aux niveaux français et européen. Plusieurs approches méthodologiques ont en effet été développées et explorées au cours des dernières années pour tenter de quantifier les impacts de la pêche sur la biodiversité marine à l'échelle non plus d'une population de poisson ou d'une pêcherie, comme décrit dans le corps du rapport, mais à l'échelle d'un produit de la mer commercialisé.

Au niveau européen, une approche de scoring environnemental sous la forme d'une notation à 5 niveaux (1 à 5 ou A à E) a notamment été récemment proposée par le CSTEP, sur commande de la DG Mare. Cette méthode est utilisable avec les informations minimales de production traçables et disponibles pour tout produit de la mer vendu sur le marché européen, quelle que soit sa provenance dans le monde (espèce, engin de pêche, zone de pêche) (STECF, 2021, 2023, 2024 ; Grati *et al.*, 2025). En parallèle, la France s'est intéressée à l'utilisation de méthodes compatibles avec l'approche ACV (Gaillet *et al.*, 2023).

Partant de la proposition de scoring CSTEP, dont les données et utilitaires pilotes de calcul sont publiquement disponibles, BiodivLabel s'est ainsi intéressé à comprendre les différences d'information sur les impacts sur la biodiversité qui sont véhiculées par les deux options de marquage du produit : label (MSC, EPD) et scoring. Ces deux options représentent en effet des démarches fondamentalement différentes : le label s'inscrit dans une démarche volontaire des producteurs, qui fournissent ainsi eux-mêmes des informations détaillées sur leurs propres pratiques et avec les chemins de traçabilité et de contrôle assurés par le label lui-même, tandis que le scoring vise à être facilement applicable à tout produit sur la base de données publiques.

Nous avons donc comparé les indicateurs de pêcheries françaises labellisées MSC ou EPD avec les scores (actuellement virtuels) que ces pêcheries obtiendraient avec le score CSTEP. Nous avons également inclus des pêcheries récemment « délabellisées », telle que la sardine du Golfe de Gascogne, pour lesquelles l'historique de suivi et d'audit renseigne sur la réactivité du label à dégrader la notation suite à des changements dans les indicateurs environnementaux, et donc de la fiabilité de sa garantie de non-surexploitation des ressources.

Pour rappel, comme décrit ci-dessus et plus en détail dans le chapitre 3, le MSC note de 0 à 100 trois grands principes (stocks exploités durablement - impact sur l'environnement - gestion efficace)¹⁸. L'EPD ne fournit pas de notation mais seulement une acceptation de conformité (valide / pas valide), et même si les analyses et données de certification ne sont pas disponibles publiquement, une pêcherie labellisée implique qu'elle a été évaluée positivement sur tous les critères majeurs, notamment environnementaux. Enfin le scoring CSTEP renvoie une lettre (A-E) ou un chiffre (1-5) sur trois indicateurs d'impact majeurs (état des stocks exploités - impact sur les fonds marins - risques de capture d'espèces sensibles).

¹⁸ <https://fisheries.msc.org/en/fisheries/>

Comme attendu, la cohérence est assez forte entre MSC, EPD et CSTEP pour ce qui concerne le premier type d'impact, c'est-à-dire le statut des populations exploitées : un bon score P1 du MSC (>80), ou une pêche certifiée EPD, correspondent largement à un bon indicateur CSTEP (note A ou B), car les trois approches se basent sur les mêmes résultats d'évaluations de stocks fournies par les organisations scientifiques internationales ; des incohérences pouvant toutefois survenir dans le contexte de stocks locaux évalués à échelle nationale, comme la coquille Saint-Jacques, pour lesquels l'accès à l'information devra être amélioré. Nos résultats confirment également que le MSC est réactif pour garantir la fiabilité de sa certification, car nous pouvons tracer dans les audits annuels la rapidité de la dégradation du score P1 <80 (et donc la perte de certification) pour des populations ciblées dont le statut s'est dégradé au cours du temps, telles que la sardine du Golfe de Gascogne, et qui reçoivent aujourd'hui un score CSTEP moyen à faible ($\geq C$).

En ce qui concerne les pêcheries opérant avec des engins impactants (drague et chalut impactant les fonds marins ; filets et palangres impactant les espèces protégées ou sensibles), la cohérence entre MSC, EPD et CSTEP est plus hétérogène : la comparaison du score P2 du MSC et des sous-indicateurs afférents avec les notations des indicateurs 2 et 3 du CSTEP, respectivement, montre qu'il existe des pêcheries labellisées MSC et/ou EPD recevant un score CSTEP moyen à faible. Comprendre cette différence oblige à comparer en détail l'information utilisée dans les différents systèmes. Tandis que le CSTEP quantifie le risque potentiel d'impact moyen uniquement sur la base de l'engin de pêche utilisé et de l'espèce, les labels utilisent toute l'information fournie par les producteurs à l'échelle de chaque navire et de chaque jour de pêche. Ainsi les pêcheries peuvent faire valoir un bon score MSC (P2 >80) ou une labellisation EPD au cas par cas en démontrant qu'elles n'opèrent en réalité pas ou peu sur des habitats sensibles et ne capturent pas d'espèces protégées, alors qu'elles recevraient un score générique moyen à faible ($\geq C$) dans le système CSTEP.

Ainsi, concernant les impacts environnementaux autres que la surpêche, l'approche CSTEP évalue le risque potentiel (approche « moyens »), tandis que les labellisations MSC et EPD s'attachent majoritairement, comme on l'a déjà décrit ci-dessus, aux pratiques individuelles des producteurs (approche « résultats »). Le CSTEP valorise donc les pratiques les moins impactantes en moyenne, tandis que le MSC contribue, via des incitations individuelles, à rendre moins impactantes des pratiques qui le sont en moyenne. En ce sens, les deux affichages possibles (label ou score environnemental) fournissent tous deux des informations cohérentes, mais différentes, sur les impacts du produit sur la biodiversité. Les labels garantissent au consommateur plus d'incitations positives des producteurs labellisés vers la réduction d'impact, tandis que l'affichage générique simple permet au consommateur des choix plus radicaux en termes d'engins et à l'avantage, à l'inverse des labels, d'être déployable par les pouvoirs publics sur tous les produits.

6.7. Les modalités réglementaires, organisationnelles et économiques éclairent l'effectivité des labels

Au-delà des analyses issues des sciences agronomiques, halieutiques et écologiques présentées dans les sections précédentes, il est apparu pertinent de s'intéresser aux cadres juridique, institutionnel et socio-économique des labels. L'objectif était de replacer le lien entre labels et biodiversité dans ce que nous avons appelé « l'effectivité des promesses » indiquée dans la Figure 6-1, et de répondre plus précisément aux trois questions suivantes :

- Est-ce que les labels peuvent être trompeurs quant à leurs allégations environnementales ?
- Quels sont les dispositifs mis en place par les différents labels pour garantir aux consommateurs qu'ils « font ce qu'ils disent qu'ils font » ?
- Est-ce que les labels sont suffisamment attractifs économiquement pour les producteurs pour se déployer largement et pour avoir un impact réel sur la biodiversité ?

Ces trois dimensions contribuent à garantir la confiance du consommateur et la viabilité des opérateurs labellisés. Ceci est d'autant plus crucial que : (i) le nombre de labels affichant des objectifs de durabilité a augmenté de manière exponentielle depuis les années 2000, tiré par l'internationalisation des échanges commerciaux, (ii) concomitamment

les labels impliquent un respect des engagements environnementaux au-delà des frontières des Etats, et (iii) leur légitimité passe de plus en plus par leur dimension participative et leur transparence.

6.7.1. Lutter contre le *greenwashing*

Le cadre juridique français et européen de l'étiquetage alimentaire nous rappelle que l'objectif affiché de ne pas induire le consommateur en erreur n'est pas bien respecté de manière générale, et que le droit doit sans cesse s'adapter à l'évolution et à la diversité des pratiques commerciales. Quelques lois majeures ont ainsi été mises en place récemment pour améliorer la protection du consommateur. La loi « Climat et résilience » de 2021 énonce par exemple qu'un label privé ne peut arguer du simple respect du niveau réglementaire sans caractère différenciant. La Directive 2024/825 (Union européenne, 2024) de l'Union Européenne sur les allégations environnementales, qui date de février 2024, vise directement les pratiques d'écoblanchiment (« *greenwashing* »). Cette évolution juridique est marquée par un renforcement important des exigences de justification scientifique des promesses de durabilité des labels et par la nécessité de ne pas employer des allégations vagues et générales. Les performances de durabilité mises en avant doivent correspondre à des engagements précis, accessibles au public et vérifiés par un tiers indépendant. Cela implique de se référer à certains critères de durabilité en lien avec la biodiversité ou d'opter pour un score synthétique qui devra répondre aux canons plus stricts en préparation dans la future directive « *Green claims* ». Les AOP et les IGP pourront sur un mode volontaire intégrer des segments de la durabilité en lien avec la biodiversité sans approche globale au risque d'induire les consommateurs en erreur sur les promesses écologiques et sociales. Il est important de conserver ces éléments à l'esprit pour notre compréhension générale de l'impact, réel ou affiché, des labels sur la biodiversité.

6.7.2. Décrypter les garanties en analysant le design institutionnel des labels

Le mode de fonctionnement des labels éclaire par ailleurs les visions des opérateurs sur le rôle des labels et les garanties qu'ils certifient aux autres acteurs de la chaîne alimentaire, jusqu'au consommateur. Les évaluations de l'impact des labels sur la biodiversité, tel qu'analysé dans le corps du rapport, prennent cependant rarement en compte les modalités d'organisation du label visant à garantir au consommateur final la transparence et la véracité des allégations du produit certifié. Ce « design institutionnel » permet pourtant d'apprécier l'efficacité des promesses contenues dans les cahiers des charges. Il caractérise à la fois :

- **La gouvernance**, qui définit les modalités d'élaboration et de révision du cahier des charges ou référentiel du label, et les règles de composition et de décision des instances fonctionnelles. Quatre configurations de création de la norme (normalisation) ont été identifiées :
 - La *normalisation endogène*. Les créateurs et décisionnaires de la norme en sont également les destinataires. Cette configuration permet une bonne adhésion des opérateurs au cahier des charges puisqu'il est défini par les acteurs eux-mêmes, mais en contrepartie son contenu est susceptible d'éviter les aspects les plus contraignants. Entrent dans ce cas les signes de qualité et d'origine tels que les AOP, IGP et Label Rouge.
 - La *normalisation participative*. Les destinataires de la norme sont inclus dans sa création (consultatif) mais pas dans la décision fonctionnelle. Cette configuration permet une légitimité de la norme, donc facilite l'adhésion, mais peut créer des tensions dans la phase d'intégration car il n'y a pas de participation aux décisions fonctionnelles qui introduisent normalement de la flexibilité dans l'interprétation de la norme. C'est le cas des labels AB, MSC, EPD, HVE.
 - La *normalisation déléguée*. Les destinataires de la norme prennent part à son adoption mais ne sont pas inclus dans sa création, normalement car les cahiers des charges sont créés par des comités techniques. Dans ce cas, l'adhésion peut générer des tensions entre les porteurs des labels et les usagers qui ne sont pas

familiers du contenu du label. Mais les porteurs des labels accompagnent étroitement les usagers avec plusieurs mécanismes et services, ce qui rend l'intégration plus facile. C'est le cas des labels RSPO, RTRS, Bleu-Blanc-Cœur, Nature & Progrès, Demeter, et Rainforest Alliance.

Ces deux formes mixtes de normalisation (participative et déléguée) permettent donc d'absorber la tension inhérente à la phase de transition entre adoption et intégration du label, tandis que les deux autres (endogène et exogène) nécessitent des mécanismes additionnels pour équilibrer les risques liés à ces deux moments d'adoption et d'intégration du label.

- La *normalisation exogène*. Les créateurs et décisionnaires de la norme sont extérieurs à son application (c'est normalement un référentiel créé par un organisme international ou inter-gouvernemental). Cette configuration permet une bonne adhésion au cahier des charges qui est perçu comme légitime, mais elle nécessite dans la phase d'intégration de mettre en place des mécanismes d'adaptation aux contextes locaux de mise en œuvre du référentiel car les acteurs n'ont pas participé à la création du référentiel. C'est le cas du label ASC par exemple.
- **Les contrôles**, qui attestent la conformité entre les pratiques des opérateurs et les règles établies par le label. Le contrôle par tierce partie indépendante tend progressivement à s'imposer comme la principale modalité d'attestation pour les labels publics (norme ISO.IEC 17065) et privés (en raison de l'interdiction des auto-labels environnementaux par la directive 2024/825) : un organisme certificateur privé, indépendant et accrédité, vérifie les exigences du label selon un plan de contrôle¹⁹. Le label AB, les indications géographiques, l'EPD ou Rainforest Alliance sont dans ce cas de figure. Cependant, de nombreux labels durables internationaux comme MSC, ASC ou RSPO privilégient des systèmes participatifs de garantie (SPG) avec des audits impliquant des parties prenantes (consommateur, transformateur, etc.) et le producteur. L'alliance ISEAL (*International Social and Environmental Accreditation and Labelling alliance*) leur sert d'organisation parapluie, et son code d'assurance documente les critères harmonisés assurant l'impartialité et l'indépendance des modèles d'assurance alternatifs.
- **Le suivi des non-conformités**, qui détermine les modalités de suivi des rapports d'audit de l'organisme certificateur et de la réattribution du label. Tout comme les audits attestant du contrôle des obligations, le suivi des écarts à la norme détermine la bonne gestion des labels. Nous avons relevé une diversité de modes organisationnels pour cette fonction : la détermination est souvent en partie externalisée, puis gérée en interne (avec une approche souvent inclusive de la conformité, type RTRS, Rainforest Alliance), mais peut également être déléguée (ex. : Bleu-Blanc-Cœur) ou confiée à une commission autonome (Demeter, Nature & progrès), ou encore entièrement confiée à une tierce partie externe (labels publics).
- **La traçabilité**, qui garantit la transmission des attributs du label tout au long de la chaîne de valeur. Parmi les différentes manières de faire, la garantie est intégrale lorsque l'identité du produit est *préservée* c'est-à-dire que le produit certifié reste identifiable depuis son origine jusqu'au consommateur final. La ségrégation est moins contraignante lorsque les produits d'une même certification peuvent être mélangés entre eux (perte de l'information sur l'origine). Prisées par l'aval, les certifications des produits mondialisés tels que le thé, le café, le soja ou l'huile de palme (ex : RSPO, RTRS, Rainforest Alliance) ont privilégié jusqu'à présent des modèles de traçabilité partielle ou découplée. Le lien physique avec le produit certifié n'est alors plus systématiquement garanti. Quand c'est un *bilan de masse* qui fait l'objet de la traçabilité, c'est le ratio entre volume certifié et non certifié qui est garanti : les produits labellisés peuvent alors être mélangés au niveau d'un site, d'un lot ou à d'autres échelles de regroupements dès lors qu'un pourcentage de produits certifiés est respecté. L'autre option correspond à la vente de crédits monnayables sur la base de la production certifiée via des plateformes de vente de crédits (« *book and claim* »). L'achat de crédits est dissocié de l'achat « physique » des produits certifiés, qui partent sans distinction dans

¹⁹ Il faut préciser que BiodivLabel n'a pas examiné les modalités et les points de contrôle des organismes certificateurs eux-mêmes, même si la marge de manœuvre de ces organismes pour interpréter les modalités du cahier des charges peut elle-même être sujet à débat.

les chaînes d'approvisionnement. Cette dissociation entre le produit et le procédé fragilise la promesse de durabilité et présente un risque d'induire le consommateur en erreur. La directive 2024/825 renforce les exigences de justification des allégations qui doivent reposer sur des éléments mesurables et vérifiables et accessibles pour le consommateur. Cela implique que l'allégation de durabilité soit reliée aux seuls produits certifiés. **Par ailleurs, le couplage entre les règles et les pratiques** permet de valider l'application plus ou moins stricte du cahier des charges. Cette conformité peut être dichotomique (oui/non) ou inclusive (inclure une progressivité dans l'adoption des règles et changements de pratiques). A l'inverse, le découplage entre les règles et les pratiques entraîne deux risques : lorsque le label tire parti des faiblesses du processus de suivi ou quand les exigences du cahier des charges sont inatteignables. Les labels doivent gérer cette tension entre d'un côté assurer une adhésion et un respect des règles du cahier des charges, et d'un autre côté permettre des marges d'adaptation pour réduire des risques de découplage entre les moyens et les résultats.

En conclusion, l'identification des attributs clés du design institutionnel des labels montre comment certains éléments modulent le respect de la « promesse » contenue dans le cahier des charges, notamment l'impact sur la biodiversité étudié dans BiodivLabel. Cette mise en visibilité des engagements institutionnels ouvre une perspective d'opérationnalisation qui permettrait de moduler l'évaluation faite sur la seule base des mesures indiquées dans le cahier des charges. Par exemple, la note ou le score pourrait être consolidé ou au contraire détérioré selon les garanties apportées par le design du label. Cela pourrait inciter les labels à faire évoluer leurs règles de fonctionnement pour une prise en compte plus effective de la dimension biodiversité.

6.7.3. Les déterminants économiques des labels, enjeu de leur attractivité

Pour qu'un label ait un effet significatif sur la biodiversité, il faut aussi qu'il soit adopté et utilisé par un nombre conséquent de producteurs ou de pêcheurs. C'est pourquoi BiodivLabel a analysé la littérature extraite des recherches bibliographiques du chapitre 2 qui traitait plus spécifiquement de la compétitivité économique des labels AB, plus marginalement AOP/IGP et Label Rouge, et MSC.

La littérature économique s'appuie essentiellement sur des études de cas. Elle étudie d'une part les déterminants de l'adoption de la labellisation auprès des producteurs dans un contexte où le respect d'un cahier des charges est susceptible d'entraîner des baisses de production (quota de production et/ou rendement moindre). Le suivi d'un cahier des charges peut également entraîner des surcoûts liés à la certification et/ou aux contraintes inhérentes aux cahiers des charges.

Certaines dimensions sociales, comme par exemple les rapports de force au sein de la filière, peuvent contribuer à une meilleure adoption des cahiers des charges labellisés (ex. : AOP Comté). Les déterminants les plus clairs sont toutefois à rechercher dans la partie aval des filières. La pression des distributeurs peut ainsi s'exercer indirectement en garantissant des débouchés spécifiques et stables à des labels, comme cela semble être le cas pour la majorité des produits MSC. Plus généralement, et pour AB en particulier, c'est le consentement des consommateurs à payer qui rétribue les acteurs en amont jusqu'au producteur et compense le surcoût lié aux conditions de production labellisées. L'accès à un soutien public, direct ou non, constitue la troisième voie pour rétribuer ou compenser les externalités positives des labels.

Sur la période récente (mais analysée avant la crise actuelle post-Covid), les agriculteurs biologiques ont retiré en moyenne plus de bénéfices que les agriculteurs conventionnels par kilogramme de produit grâce d'une part au surcoût d'environ 30% (moyenne UE) accepté par les consommateurs, et d'autre part parce qu'ils captent une plus grande part de la valeur ajoutée créée par la chaîne de valeur (étude menée dans huit pays européens, France incluse). Ce n'est cependant pas toujours le cas, en particulier en production laitière où le rapport de négociation avec les distributeurs est défavorable aux producteurs. Notons toutefois qu'en France, cas assez exceptionnel, les producteurs AB perçoivent

moins d'aides publiques que leurs homologues conventionnels. Pointée par le Sénat (2020) et la Cour des comptes (2022), cette anomalie devrait être rectifiée avec la mise en place du système européen d'écorégime qui, dans le cadre de la PAC, accorde un paiement direct à l'hectare aux agriculteurs mettant en place des pratiques agronomiques favorables au climat et à l'environnement.

Pour résumer, l'attractivité des filières labellisées passe à la fois par la notoriété du label et sa pertinence au regard des objectifs de politique publique (ici l'atténuation voire l'inversion de la crise de la biodiversité). La concurrence dans l'acte d'achat avec d'autres caractéristiques du produit, ou la présence d'autres labels, pèsent par ailleurs sur le choix des consommateurs. Une hausse de prix relatif peut par exemple mécaniquement entraîner une baisse des ventes de la production labellisée.

6.8. Conclusion

Les labels alimentaires cherchent à apporter une information réduite à sa plus simple expression (à savoir aujourd'hui un logo sur un produit) à l'interface entre trois domaines multi-dimensionnels : celui de l'environnement, dont la biodiversité, celui de la production et des pratiques, et celui de l'alimentation. Cependant, leur analyse se heurte à la complexité des relations entre ces domaines et à la diversité des situations rencontrées.

La question initialement posée était « *que sait-on des impacts des modes de production labellisés sur la biodiversité ?* ». Suite au constat de l'insuffisance de la réponse à travers le seul prisme de l'analyse de la littérature traitant directement de cette question, nous avons décomposé la question en différents sous-éléments, analysables ensuite de manière formalisée et objective. Il en ressort un travail approfondi et complet, qui a : (i) proposé des cadres d'analyse variés et interdisciplinaires à la fois issus des sciences naturelles et des sciences sociales, (ii) développé et appliqué plusieurs méthodes, des plus conceptuelles aux plus quantitatives, et (iii) rassemblé, structuré et intégré de l'information existante mais hétérogène et dispersée.

Du fait de cette grande diversité d'information disponible, il reste difficile de conclure sur une comparaison directe entre labels, au risque de conclusions hâtives et de surinterprétation. Ainsi, BiodivLabel ne fournit pas un guide d'aide à l'achat simplifié pour le consommateur qui contribuerait à l'aiguiller préférentiellement vers tel ou tel label, mais fournit des clés d'analyse et de compréhension les plus exhaustives possibles. Il appartient à chaque acteur (organisation gérant les labels, acheteur, consommateur, pouvoir public...) d'en tirer les enseignements critiques et les suites à donner.

Pour autant, il reste nécessaire et utile d'opérer une recomposition synthétique et inter-chapitres de nos enseignements, mettant en valeur les différentes facettes de nos analyses. Ci-dessous, nous évoquons des points saillants de ces enseignements pour quatre thèmes : (i) les enseignements sur les labels, (ii) les lacunes de savoirs, (iii) les propositions de suites à donner dans le cadre de l'affichage environnemental et (iv) celles à donner dans le cadre de l'évolution des labels et des politiques publiques en lien avec alimentation et biodiversité.

Enseignements sur les labels

Cette étude a été riche d'**enseignements sur les labels**. Si nous devons les résumer en un seul résultat clé pour les trois secteurs étudiés, nous mettrions en avant que :

- En agriculture, les labels d'agriculture biologique ont un effet positif sur la biodiversité par rapport à l'agriculture conventionnelle selon les observations directes, et sont ceux qui prennent en compte le plus de pratiques identifiées comme favorables de façon obligatoire et ambitieuse dans leurs cahiers des charges ;
- En pêche, les labels apportent des garanties de non surpêche et de bonne gestion mais l'évaluation de leurs impacts sur les écosystèmes reste en débat ;
- En aquaculture, les principaux risques sont bien cernés par les labels, mais les mesures restent peu contraignantes sur les pratiques identifiées comme défavorables.

Nous avons relevé de nombreuses différences entre les labels marins et terrestres, dont deux sont particulièrement notables. La première touche à la **gestion collective**. C'est la surexploitation collective des ressources qui est d'abord l'objet d'attention des labels MSC et EPD. En comparaison, la concertation entre acteurs du territoire n'est pas en exergue dans les labels agricoles sauf pour des points particuliers – les AOP et IGP ont une préoccupation collective vis-à-vis de leur terroir même si les règles des cahiers des charges sont édictées à l'échelle individuelle. La deuxième concerne les bases des cahiers des charges, différentes selon les domaines : les labels **agricoles ou aquacoles** sont **fondés sur les moyens** (les pratiques), les **labels marins plus majoritairement sur les résultats** (le niveau de risque de perte de biodiversité). Par ailleurs, un point important est la **très faible présence des mesures obligatoires** dans les cahiers des charges quel que soit le domaine (agriculture, aquaculture, pêche). Elles se résument à des pourcentages d'origine des aliments pour animaux ou des fertilisants pour les labels agricoles, ou au suivi de captures cibles et accidentelles pour MSC et EPD. On constate aussi une difficulté à définir le niveau de dégradation de la biodiversité pour les labels du domaine marin. Enfin, une originalité majeure de notre étude a été d'**élucider trois dimensions importantes pour juger de l'effectivité des promesses des labels**, en sachant que les engagements sur la biodiversité font et feront partie de ces promesses : la conformité, assurée par des contrôles et suivis par tierce partie ou par système participatif ; la traçabilité, dont la ségrégation des produits (séparation physique des flux de produits par opposition au bilan de masse) est la seule garante ; l'attractivité, qui repose sur le premium (supplément de prix accordé en raison du label) pour l'agriculture et passe par des débouchés contractualisés pour MSC.

Lacunes dans les savoirs

Nous avons identifié un certain nombre de **lacunes dans les savoirs**, qui ouvrent des voies pour les acteurs de la recherche et pour les acteurs des filières et des territoires. Parmi ces lacunes, nous pouvons citer des **manques de données de suivi de biodiversité in situ pour la majorité des labels**. Comme dit plus haut, l'agriculture biologique et MSC sont des exceptions. Ce type de données est pourtant crucial entre autres pour évaluer la qualité prédictive des modèles de prédiction de l'impact sur la biodiversité des pratiques assemblées en mode de production. Nous avons également constaté des **lacunes dans nos analyses de la littérature scientifique sur l'effet des pratiques sur la biodiversité**. Cette littérature était particulièrement faible dans le cas de l'aquaculture, avec seulement 19 articles exploitables qui n'étaient pas des travaux de synthèse mais des études de cas. Pour les autres domaines, nous avons pu bénéficier d'études de grande envergure, englobant méta-analyses, études de nombreux cas (agriculture) ou rapports synthétiques (pêche). Mais dans ces corpus bien adaptés à nos objectifs nous avons identifié un **manque de couverture sur les EBV**, pourtant pensées comme un cadre de référence, au-delà des classes « composition des communautés » et « populations des espèces ». Nous avons remarqué une **couverture inégale des taxons** (par exemple, une faible ou très faible représentation des mammifères pour l'agriculture ou des espèces non-cibles pour la pêche) **et des pratiques**. Des pratiques agricoles comme le chauffage ou le traitement sanitaire des bâtiments, diverses pratiques de gestion de l'eau, la récolte des cultures, ou des pratiques de la sous-famille « Allocation des terres et des animaux pour l'élevage » de notre typologie n'ont pas fait l'objet d'études de grande envergure. De plus, le corpus en agriculture **n'a pas permis de couvrir les questions des interactions entre pratiques** alors qu'elles sont capitales pour traiter d'assemblages de pratiques dans des modes de production. Ces constats appellent à revenir à des articles primaires pour aller plus loin, et à poursuivre de nouvelles recherches, comme c'est en cours en halieutique sur les seuils d'impact pour les captures accidentelles et les habitats benthiques ou sur la résilience des écosystèmes marins impactés par les activités de pêche.

Éléments pour l'action publique sur l'affichage environnemental

De notre étude, nous pouvons tirer plusieurs éléments pour l'action publique sur l'affichage environnemental des produits alimentaires. Un premier élément d'importance issu de nos analyses des *cahiers des charges* est que ceux-ci, à eux seuls, **ne sont pas assez informatifs pour fonder une évaluation** de l'impact des modes de production sous-jacents sur la biodiversité. Il faudrait pour cela qu'y figurent essentiellement des pratiques strictement obligatoires, précises et justifiées. Ainsi, la voie méthodologique d'évaluation proposée dans l'étude pour l'agriculture à partir des

cahiers des charges doit utiliser des données statistiques moyennes pour toutes les pratiques non traitées dans les cahiers des charges, ce qui ne peut être considéré comme satisfaisant. Un deuxième élément tient à la question délicate de *savoir si la quantification de l'impact de l'agriculture sur la biodiversité au niveau de la parcelle permet de fournir une information suffisamment pertinente sur l'impact des systèmes alimentaires sur la biodiversité*, ce qui est le but d'un affichage environnemental (ici de sa dimension biodiversité). Ce point est traité en détail au chapitre 4 (section 4.6). **Le choix de l'unité fonctionnelle**, objet de nombreux débats dans le cadre de l'affichage environnemental des produits alimentaires, est une partie de la question. Nous avons vu que les notes d'impact pouvaient être différentes selon que l'unité choisie était l'unité de produit ou l'unité de surface (méthode BVIAS, voir section 6.6.1). Comme dans la littérature, le choix de l'unité fonctionnelle a fait l'objet d'intenses débats au sein du comité des experts de BiodivLabel. Ils n'ont cependant pas réussi à atteindre de consensus sur l'unité fonctionnelle la plus pertinente dans le cadre de l'affichage environnemental. **Les limites des méthodes de quantification existantes** constituent une autre partie de la question. En effet, ces méthodes ne prennent pas en compte de nombreux processus écologiques et socio-économiques qui peuvent pourtant avoir des effets majeurs. **Ces angles morts des méthodes existantes ne doivent en aucun cas remettre en question la pertinence de prendre en compte l'impact de l'agriculture sur la biodiversité dans les politiques publiques telles que l'affichage environnemental.** Elles appellent cependant à la prudence dans le cas où ces politiques publiques reposeraient uniquement sur les méthodes de quantification existantes, certes opérationnelles mais réductionnistes. L'affichage environnemental doit donc **éviter deux pièges classiques** des « *wicked problems* » (problèmes pernicioeux) : l'hypothèse fausse qu'il existe une solution simple, et l'inaction face à une complexité déroutante. Notre étude apporte cependant des connaissances et méthodes qui seront utiles à l'avancée de la question de l'affichage environnemental des produits alimentaires. Nous avons fourni des **pistes méthodologiques** originales et complémentaires **d'évaluation de l'impact des modes de production sous label** sur la biodiversité dans le domaine de l'agriculture, BVIAS et CONTRA-BiodivLabel, et illustré la pertinence de la méthode CSTEP dans le domaine de la pêche. Nous avons **identifié des pratiques agricoles favorables à la biodiversité** (en regard de pratiques témoin) avec un niveau élevé ou modéré de confiance (voir Tableau 6-1). Nous avons montré **l'intérêt d'utiliser des bases de données publiques sur les pratiques agricoles** pour nourrir des outils d'évaluation des impacts. Enfin, nous suggérons une **piste originale de modulation d'un score** d'impact ou de biodiversité **sur la base** du design institutionnel des labels.

Autres éléments pour l'action publique

L'étude nous conduit également à avancer des **éléments pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité**. Les divergences de fondement des cahiers des charges des domaines marin et terrestre nous incitent à suggérer que les labels agricoles, aquacoles et de pêche emploient conjointement, pour assurer un engagement cohérent en faveur de la biodiversité, des **indicateurs de moyens et de résultats** et considèrent **la gestion individuelle** (à l'échelle du producteur) **et la gestion collective** (à l'échelle du paysage, du territoire ou de l'écorégion), toutes deux importantes. En agriculture, pour assurer ce même engagement, les cahiers des charges pourraient être complétés pour **incorporer explicitement toutes les pratiques** identifiées dans l'étude comme **favorables à la biodiversité**. En matière de design institutionnel des labels, la traçabilité de l'aliment est une dimension essentielle des promesses d'un label y compris à l'égard de la biodiversité, mais elle a un coût. Un **bonus ou un prix premium à la transparence et à la traçabilité** peut s'avérer être incitatif. Enfin, **l'inscription de la biodiversité dans les conditions de soutien public aux modes de production** nous paraît être une conséquence logique de tous les éléments de connaissance et de réflexion accumulés lors de cette étude.

Ce qui précède résume les points saillants des quatre thèmes des enseignements de l'étude BiodivLabel. Ils sont tirés d'un tableau de synthèse, construit collaborativement, qui visait à récapituler les différentes dimensions abordées dans cette étude. Ce tableau fournit de plus amples détails et développements, mais son format par nature plus en mode « *brainstorming* » en fait un aide-mémoire d'accompagnement et non pas un document séparé à lire et comprendre indépendamment des différents chapitres du rapport. Il est fourni en Annexe de ce chapitre.

Références bibliographiques

- ADEME, 2022. *Affichage environnemental des produits alimentaires. Bilan de l'expérimentation et enseignements. Rapport du gouvernement*, 170 p. <https://librairie.ademe.fr/consommer-autrement/5465-affichage-environnemental-des-produits-alimentaires.html>
- Agnew, D.; Pearce, J.; Pramod, G.; Peatman, T.; Watson, R.; Beddington, J.; Pitcher, T., 2009. Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing. *Plos One*, 4 (2): 8. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0004570>
- BASIC; WWF; Greenpeace, 2021. *Etude de démarches de durabilité dans le domaine alimentaire : rapport d'analyse transverse*. Paris: WWF-Greenpeace-BASIC, 56 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-02/GREENPEACE_WWF_BASIC_RAPPORT_TRANSVERSE_2022.pdf
- Battini, F.; Agostini, A.; Tabaglio, V.; Amaducci, S., 2016. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. *Journal of Cleaner Production*, 112: 91-102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062>
- Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 261-269. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Bockstaller, C.; Beauchet, S.; Manneville, V.; Amiaud, B.; Botreau, R., 2017. A tool to design fuzzy decision trees for sustainability assessment. *Environmental Modelling & Software*, 97: 130-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.011>
- Commission européenne, 2007. Règlement (CE) n°834/2007 du Conseil du 28 juin 2007 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques et abrogeant le règlement (CEE) n°2092/91. *JO L 189 du 20.7.2007*, p. 1-38. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:02007R0834-20081010&from=fr>
- Commission européenne, 2018. Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) no 834/2007 du Conseil. *JO L 150 du 14.6.2018*, p. 1-92. <http://data.europa.eu/eli/reg/2018/848/oj>
- Costello, C.; Ovando, D.; Clavelle, T.; Strauss, C.K.; Hilborn, R.; Melnychuk, M.C.; Branch, T.A.; Gaines, S.D.; Szuwalski, C.S.; Cabral, R.B.; Rader, D.N.; Leland, A., 2016. Global fishery prospects under contrasting management regimes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (18): 5125-5129. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1520420113>
- Cour des comptes, 2022. *Le soutien à l'agriculture biologique. Rapport public thématique : Évaluation de politique publique*. Paris: Cour des comptes, 353 p. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2023-10/20220630-rapport-soutien-agriculture-bio.pdf>
- Elmiger, N.; Finger, R.; Ghazoul, J.; Schaub, S., 2023. Biodiversity indicators for result-based agri-environmental schemes-Current state and future prospects. *Agricultural Systems*, 204: 17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103538>
- FAO, 2024. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2024 – Blue Transformation in action*. Rome: FAO (The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA), n°2024), 264 p. <http://dx.doi.org/http://dx.doi.org/10.4060/cd0683en>
- Gaillet, G.; Asselin, A.-C.; Wermeille, A.; Sayari, 2023. *Affichage environnemental et produits de la mer*. Angers: Ademe, 64 p. <https://librairie.ademe.fr/consommer-autrement/6705-affichage-environnemental-gt-mer.html>
- Gascuel, D.; Quemper F.; Levrel H.; Mouillard R., 2025. *C'est quoi la pêche durable ? Quand une étude d'ampleur inédite bouscule les idées reçues*. The conversation, article publié le 13 février 2025. <https://theconversation.com/cest-quoi-la-peche-durable-248497>
- Good, S.D.; Dewar, K.; Burns, P.; Sainsbury, K.; Phillips, R.A.; Wallace, B.P.; Fortuna, C.; Udyawer, V.; Robson, B.; Melvin, E.F.; Currey, R.J.C., 2024. Adapting the Marine Stewardship Council risk-based framework to estimate impacts on seabirds, marine mammals, marine turtles and sea snakes. *Marine Policy*, 163: 9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2024.106118>
- Grati, F.; Druon, J.-N.; Gascuel, D.; Absil, C.; Bastardie, F.; Bonanomi, S.; Fabi, G.; Glemarec, G.; Guitton, J.; Hornborg, S.; Iriondo, A.; Jung, A.; Kalogirou, S.; Veli, D.L.; Lloret, J.; Maravelias, C.; Moutopoulos, D.K.; Raid, T.; Rindorf, A.; Sala, A.; Scanu, M.; Scarcella, G.; Tičina, V.; Ulrich, C.; Lucchetti, A., 2025. *Fisheries Performance Indicators for Assessing the Ecological Sustainability of Wild-Caught Seafood Products in Europe*. *Environmental and Sustainability Indicators*, 26, 100632. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.100632>
- Guerri, M.; Knudsen, M.T.; Bava, L.; Zucali, M.; Schönbach, P.; Kristensen, T., 2013. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, 54: 133-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.035>
- ICES, 2024. *Mackerel Scomber scombrus in subareas 1–8 and 14 and Division 9.a (the Northeast Atlantic and adjacent waters)*: ICES Advice: Recurrent Advice, Report of the ICES Advisory Committee, 11 p. <http://dx.doi.org/10.17895/ices.advice.25019339.v1>
- Knudsen, M.T.; Dorca-Preda, T.; Djomo, S.N.; Peña, N.; Padel, S.; Smith, L.G.; Zollitsch, W.; Hörtenhuber, S.; Hermansen, J.E., 2019. The importance of including soil carbon changes, ecotoxicity and biodiversity impacts in environmental life cycle assessments of organic and conventional milk in Western Europe. *Journal of Cleaner Production*, 215: 433-443. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.273>
- Leenhardt, S.; Mamy, L.; Pesce, S.; Sanchez, W.; Achard, A.L.; Amichot, M.; Artigas, J.; Aviron, S.; Barthélémy, C.; Beaudouin, R.; Bedos, C.; Bérard, A.; Berny, P.; Bertrand, C.; Betouille, S.; Bureau-Point, É.; Charles, S.; Chaumot, A.; Chauvel, B.; Coeurdassier, M.; Corio-Costet, M.-F.; Coutellec, M.-A.; Crouzet, O.; Doussan, I.; Fabure, J.; Fritsch, C.; Gallai, N.; Gonzalez, P.; Gouy, V.; Hedde, M.; Langlais, A.; Le Bellec, F.; Leboulanger, C.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mongruel, R.; Morin, S.; Mougin, C.; Munaron, D.; Nelieu, S.; Pélosi, C.; Rault, M.; Sabater, S.; Stachowski-Haberkorn, S.; Sucre, E.; Thomas, M.; Tournebize, J., 2022. *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse de l'expertise scientifique collective*: INRAE-IFREMER Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer, 136 p. <http://dx.doi.org/10.17180/gfjk-e861>

- Lees, S.; Melnychuk, M.C.; McElroy, D.J.; Longo, C., 2022. *MSC Monitoring and Evaluation. Technical Report 2022*. London, UK: Marine Stewardship Council,, 74 p. https://www.msc.org/docs/default-source/default-document-library/what-we-are-doing/monitoring-and-evaluation-documents/msc-monitoring-and-evaluation-technical-report-2022.pdf?sfvrsn=da7cfdc2_14
- Lindner, J.-P.; Koch, P.; Fehrenbach, H.; Buerck, S., 2022. *Bringing the Biodiversity Value Increment method to Agribalyse*. Paris: Ademe, 60 p. <https://doc.agribalyse.fr/documentation-en/agribalyse-data/documentation#biodiversity-bvi-method-and-agribalyse>
- Melnichuk, M.C.; Veneziano, A.; Lees, S.; Rasal, J.; Koerner, L.M.; Hair, P.; Costalago, D.; Hively, D.; Jardim, E.; Longo, C., 2022. Wild-caught fish populations targeted by MSC-certified fisheries have higher relative abundance than non-MSC populations. *Frontiers in Marine Science*, 9: 21. <http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2022.818772>
- Minderoo Foundation, 2021. *The Global Fishing Index: Assessing the sustainability of the world's marine fisheries*. Perth, Western Australia, 60 p. <https://cdn.minderoo.org/assets/documents/policies/20220505-global-fishing-index-2021-report.pdf>
- Mueller, C.; de Baan, L.; Koellner, T., 2014. Comparing direct land use impacts on biodiversity of conventional and organic milk-based on a Swedish case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19 (1): 52-68. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-013-0638-5>
- Pereira, H.M.; Ferrier, S.; Walters, M.; Geller, G.N.; Jongman, R.H.G.; Scholes, R.J.; Bruford, M.W.; Brummitt, N.; Butchart, S.H.M.; Cardoso, A.C.; Coops, N.C.; Dulloo, E.; Faith, D.P.; Freyhof, J.; Gregory, R.D.; Heip, C.; Höft, R.; Hurtt, G.; Jetz, W.; Karp, D.S.; McGeoch, M.A.; Obura, D.; Onoda, Y.; Pettorelli, N.; Reyers, B.; Sayre, R.; Scharlemann, J.P.W.; Stuart, S.N.; Turak, E.; Walpole, M.; Wegmann, M., 2013. Essential Biodiversity Variables. *Science*, 339 (6117): 277-278. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1229931>
- Quemper, F.; Levrel, H.; Le Bras, Q.; Mouillard, R.; Gascuel, D., 2024. *Évaluation des performances environnementales, économiques et sociales des flottilles de pêche françaises opérant dans l'Atlantique Nord-Est. Rapport du programme TransiPêche : Scénarios de transition écologique et sociale des pêches françaises*. Rennes: L'Institut Agro Rennes-Angers, Les publications du Pôle halieutique, mer et littoral de L'Institut Agro n° 55, 117 p. <https://halieutique.institut-agro-rennes-angers.fr/files/fichiers/pdf/performances.pdf>
- Roberts, C.; Béné, C.; Bennett, N.; Boon, J.S.; Cheung, W.W.L.; Cury, P.; Defeo, O.; De Jong Cleyndert, G.; Froese, R.; Gascuel, D.; Golden, C.D.; Hawkins, J.; Hobday, A.J.; Jacquet, J.; Kemp, P.; Lam, M.E.; Le Manach, F.; Meeuwig, J.J.; Micheli, F.; Morato, T.; Norris, C.; Nouvian, C.; Pauly, D.; Pikitch, E.; Amargos, F.P.; Saenz-Arroyo, A.; Sumaila, U.R.; Teh, L.; Watling, L.; O'Leary, B.C., 2024. Rethinking sustainability of marine fisheries for a fast-changing planet. *npj Ocean Sustainability*, 3 (1): 41. <https://doi.org/10.1038/s44183-024-00078-2>
- Savina-Rolland, M.; Daures, F.; Zambonino Infante, J.-L.; Desroy, N.; Vermard, Y., 2023. À quelles conditions peut-on parler d'activités de pêche « durables »? *The Conversation*: 5 p. <https://theconversation.com/a-quelles-conditions-peut-on-parler-dactivites-de-peche-durables-198745>
- Schmeller, D.S.; Mihoub, J.B.; Bowser, A.; Arvanitidis, C.; Costello, M.J.; Fernandez, M.; Geller, G.N.; Hobern, D.; Kissling, W.D.; Regan, E.; Saarenmaa, H.; Turak, E.; Isaac, N.J.B., 2017. An operational definition of essential biodiversity variables. *Biodiversity and Conservation*, 26 (12): 2967-2972. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-017-1386-9>
- STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries); Grati, F.; Druon, J., 2024. *Fishery sustainability indicators (STECF 23-18)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°137740, (JRC137740). <http://dx.doi.org/10.2760/71960>
- STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries); Gascuel, D.; Druon, J.N., 2021. *Criteria and indicators to incorporate sustainability aspects for seafood products in the marketing standards under the Common Market Organisation (STECF-20-05)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°124927 - EUR 28359 EN, 123 p. <http://dx.doi.org/10.2760/211065>
- STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries); Gras, M.; Pierucci, A.; Mantopoulou Palouka, D.; Kupschus, S.; Konrad, C., 2024b. *Monitoring the Performance of the Common Fisheries Policy (STECF-Adhoc-24-01)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°137731, (JRC136331), 215 p. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC136331/JRC136331_01.pdf
- STECF (Scientific Technical and Economic Committee for Fisheries); Grati, F.; Druon, J.N., 2023. *Validation of selected sustainability indicators and underlying methodologies for the revision of the EU marketing standards for fisheries products (STECF-22-12)*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Report n°132121, 83 p. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC132121/JRC132121_01.pdf
- Sénat, 2020. *La politique de développement de l'agriculture biologique : une évaluation*. Paris: Sénat, Rapport d'information. (No. 277), 305 p. <https://www.senat.fr/rap/r19-277/r19-2771.pdf>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Reganold, J.P.; Jones, M.S.; Orpet, R.J.; Taylor, J.M.; Thurman, J.H.; Cornell, K.A.; Olsson, R.L.; Ge, Y.; Kennedy, C.M.; Crowder, D.W., 2020. Landscape context affects the sustainability of organic farming systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (6): 2870-2878. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1906909117>
- Smith, O.M.; Cohen, A.L.; Rieser, C.J.; Davis, A.G.; Taylor, J.M.; Adesanya, A.W.; Jones, M.S.; Meier, A.R.; Reganold, J.P.; Orpet, R.J.; Northfield, T.D.; Crowder, D.W., 2019. Organic Farming Provides Reliable Environmental Benefits but Increases Variability in Crop Yields: A Global Meta-Analysis. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 3: 10. <http://dx.doi.org/10.3389/fsufs.2019.00082>
- Tidåker, P.; Potter, H.K.; Carlsson, G.; Röös, E., 2021. Towards sustainable consumption of legumes: How origin, processing and transport affect the environmental impact of pulses. *Sustainable Production and Consumption*, 27: 496-508. <http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.017>
- Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12219>

- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012a. Comparing energy balances, greenhouse gas balances and biodiversity impacts of contrasting farming systems with alternative land uses. *Agricultural Systems*, 108: 42-49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.01.004>
- Tuomisto, H.L.; Hodge, I.D.; Riordan, P.; Macdonald, D.W., 2012b. Exploring a safe operating approach to weighting in life cycle impact assessment - a case study of organic, conventional and integrated farming systems. *Journal of Cleaner Production*, 37: 147-153. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.06.025>
- Union européenne, 2024. Directive(UE) 2024/825 du Parlement européen et du Conseil du 28 février 2024 modifiant les directives 2005/29/CE et 2011/83/UE pour donner aux consommateurs les moyens d'agir en faveur de la transition verte grâce à une meilleure protection contre les pratiques déloyales et grâce à une meilleure information (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO L*, 2024/825, 6.3.2024. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32024L0825>
- Vermard, Y.; Ulrich, C., 2024. *Bilan 2023 du statut des ressources halieutiques débarquées par la pêche française hexagonale en 2022*. Ifremer, 42 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00877/98852/108545.pdf>

Annexe.

Tableau aide-mémoire récapitulatif des enseignements sur les enjeux de biodiversité pour les labels

1/ Cadre général de l'analyse BiodivLabel				
Dimensions abordées dans l'étude	Enseignements sur les labels	Lacunes dans les savoirs	Pistes pour l'action publique sur l'affichage	Pistes pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité
Etat des connaissances sur les liens labels-biodiversité	Seuls le MSC et le bio ont fait l'objet d'études scientifiques de grande ampleur, nombreuses et basées sur des observations réelles	Manques de données et d'analyses objectives sur la majorité des labels, niveau de confiance limité	Incertitudes fortes sur labels moins étudiés	Inciter les labels à la collaboration avec des instituts de recherche pour objectiver leur impact sur la biodiversité
Approche couvrant agriculture, aquaculture et pêche	Différences plus fortes qu'escomptées initialement, liées à la fois au milieu (terre/mer/littoral), aux types de productions (domestiquées/sauvages) et aux modes de travail afférents (production/extraction). Intérêt des échanges entre experts, mais approches et corpus scientifiques différents conduisant à des analyses disjointes		Méthodes de calcul possiblement différentes avec une attention sur le fait que la pêche et l'aquaculture sont essentiellement analysées sous l'angle des impacts négatifs par rapport à une biodiversité « en bon état » (non impactée), alors qu'en agriculture, les pratiques favorables au maintien ou à la (ré)émergence de la biodiversité sont mises en avant, par rapport à l'agriculture conventionnelle	Peu de labels sont inter-milieux, à part quelques labels communs agriculture / aquaculture (bio, LR, IGP) ; Réflexions sur la possibilité d'étendre à d'autres labels ?
Démarche, méthodes et concepts scientifiques	EBV ; conception d'un cadre d'analyse écosystémique des impacts des pratiques sur la biodiversité Analyse novatrice du design institutionnel et de la typologie des pratiques en agriculture et en aquaculture Sélection du corpus en privilégiant les méta-analyses, adapté à l'expertise mais décevant car on reste à des connaissances larges et déjà connues Approche minutieuse des CdC, qui n'est pas forcément le résumé de ce que font les labels mais qui est leur doc de référence le plus accessible	L'approche des EBV n'est pas assez appliquée dans la littérature scientifique Il faudrait revenir aux articles primaires pour aller au-delà de ce qui est déjà connu dans les méta-analyses Difficulté à synthétiser de manière simple l'impact des pratiques de pêche, car beaucoup de diversité dans les niveaux d'impact et de sensibilité des écosystèmes au sein de chaque type de pêche	Confirmation/identification des variables à prendre en compte dans l'évaluation de la biodiversité, par rapport à ce qui se profile dans l'action publique. Par exemple, sur les sujets de densité animale ou de travail du sol.	Inscrire la biodiversité dans les conditions de soutien public aux labels

2/ Echelle spatiale et temporelle de prise en compte des enjeux de biodiversité				
Dimensions abordées dans l'étude	Enseignements sur les labels	Lacunes dans les savoirs	Pistes pour l'action publique sur l'affichage	Pistes pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité
Gestion collective des pratiques	Les labels sont organisés le long des chaînes de valeur des filières, mais peu de concertation entre acteurs du territoire sauf AOP/IGP qui ont une forme de concertation « de terroir » MSC et EPD entendent garantir la non-surexploitation collective des ressources ; le même objectif que les pouvoirs publics, mais avec une meilleure mise en œuvre/atteinte de l'objectif	Il faudrait amplifier les recherches sur la gestion collective territoriale pour la biodiversité et les paysages	Les impacts sur la biodiversité peuvent être différents selon qu'ils sont exprimés par tonne de produit ou par hectare mais aucune des deux unités fonctionnelles ne fournit une information complètement satisfaisante au niveau global, car elles ne suffisent pas à prendre en compte les externalités et les dynamiques dans le temps (e.g. dégradation des milieux) Des questions similaires se posent en pêche, selon si on raisonne en kg ou en unité de stock	Inclure les pratiques de gestion concertée des paysages dans les aides PAC
Gestion concertée des milieux naturels	Seul cas étudié : gestion ciblée des tourbières (RSPO) Principe affiché mais sans mesures concrètes (bio) IGP parfois associés à des paysages remarquables (montagne, bocage), mais pas de labels associés aux parcs naturels Côté pêche, les CdC des labels ne font pas référence aux aires marines protégées mais seulement aux habitats sensibles	Zonage fonctionnel écologique souvent mal identifié Difficulté d'identifier et de travailler aux échelles spatiales qui seraient pertinentes pour la biodiversité Manque de suivi de l'évolution de la biodiversité par territoire et zone fonctionnelle	Moduler le score des différentes pratiques en tenant compte de la vulnérabilité des milieux concernés	Prendre plus spécifiquement en compte les aires protégées dans les CdC, au-delà des critères mis en place par les réglementations publiques
Evolution dans le temps	Période de conversion pour bio et associés Période d'autorisation avec exigences d'amélioration pour le MSC si score [60-80]	Les délais de réponse de la biodiversité (restauration) ne sont pas étudiés dans le contexte des labels	Prendre en compte cette période de transition dans la gradation du score	Préconiser une progressivité mais avec un niveau minimal déjà élevé

3/ Types de mesures				
Dimensions abordées dans l'étude	Enseignements sur les labels	Lacunes dans les savoirs	Pistes pour l'action publique sur l'affichage	Pistes pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité
CdC fondés sur les moyens	CdC agricoles globalement fondés sur les moyens, avec encadrement des pratiques de production	Description trop vague, une pratique = plusieurs modalités Manque de connaissances sur impacts des pratiques et interactions entre pratiques	Intérêt si exclusion ou obligation, sinon souvent peu informatif pour la biodiversité	Avoir conjointement des indicateurs de moyens et de résultats car si seulement 1 approche : soit possibles pratiques déléteries ; soit manque d'engagements – ou alors difficile de mesurer comment les résultats sont obtenus
CdC fondés sur les résultats	CdC marins largement fondés sur des résultats (niveau de risque de perte de biodiversité), généralement sans indications sur les moyens à mettre en œuvre pour les atteindre Côté terrestre : les objectifs de conservation de la biodiversité sont dans les principes des CdC (bio) mais peu déclinés dans des indicateurs de résultats. Les indicateurs de suivi analysent les tendances plutôt que les résultats (Rainforest, RTRS, RSPO)	Manque d'infos sur plusieurs EBV, taxons Quand manquent les observations <i>in situ</i> , approche probabiliste d'atteinte du résultat Interactions entre pratiques Manque d'observations pour constituer des BDD et/ou valider les modèles de prédictions	Intérêt des résultats observés pour un affichage car mesurables et en lien direct avec l'effet sur la biodiversité	
Mesures interdites	Pesticides de synthèse et engrais minéraux, antibiotiques (bio, Demeter, N&P) MSC et EPD : surpêche, pêche sur habitats vulnérables	Plutôt bien connu	Des pratiques interdites ou obligatoires permettent de discriminer sans ambiguïtés entre différents modes de production	Préconiser l'interdiction des pratiques les plus défavorables à la biodiversité
Mesures obligatoires	Très peu présentes dans CdC en général % origine des aliments pour animaux (bio, AOP, Demeter, N&P) ; % origine locale des fertilisants MSC, EPD : monitoring des captures cibles et accidentelles			
Recommandations	Constituent l'essentiel des formulations dans les CdC	Motivations pas toujours claires ou justifiées scientifiquement	Peu informatives	Pose question sur les modalités de contrôle

Quantification	Agri : très rares ; Demeter sur le plafond de fertilisation ; sur les chargements animaux (AOP Comté, bio, Demeter) MSC, EPD : oui mais plutôt conditionnées à des seuils probabilistes (risques d'impacts sur les fonds et captures accidentelles) qu'à des valeurs absolues	Manque d'information sur les seuils ou plafonds pertinents	Puisque données terrain trop partielles, BVIAS montre que possible avec données statistiques et BDD cartographiques qui ont l'avantage d'être des données réelles et accessibles plutôt que calculatoires (ACV) Si les données statistiques n'existent pas, possibilité d'estimer l'impact des pratiques par CONTRA-BiodivLabel. Inconvénient : restent des estimations d'effets probables sur la biodiversité, même si partent de données réelles sur les pratiques ou autres	Pas de préconisation sur les seuils ou plafonds car grande variabilité des contextes/enjeux biodiversité Devrait être traité par d'autres moyens (conseils agricoles, outils d'aide à la décision...)
Cohérence des mesures entre elles /biodiversité	Compensation entre mesures nuit à la cohérence (HVE) Mise en avant de la cohérence (Demeter, bio, N&P) MSC et EPD suivent (au moins pour partie) les recommandations scientifiques	Peu de travaux sur antagonismes et synergies entre pratiques	Impact de surpêche : méthode CSTEP moins calculatoire que ACV et plus conforme aux objectifs mondiaux (RMD, ODD) et concertations science-acteurs	Pas de compensation entre pratiques ; viser un pool groupé, un système de mesures cohérentes
Dérogations	Très fréquentes, dans les CdC généralistes : peuvent poser problème. Justifications souvent laxistes	Absence d'informations		Garantir la transparence et le suivi des dérogations

4/ Adhésion des pratiques aux connaissances scientifiques					
Dimensions abordées dans l'étude	Enseignements sur les labels	Lacunes dans les savoirs	Pistes pour l'action publique sur l'affichage	Pistes pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité	
Pratiques favorables (PFF voire PFM) et présentes dans les CdC	Fertilisation organique (bio, Demeter, N&P, AOP Comté) ; Absence de pesticides (bio) ; Rotations (Demeter) et diversification (HVE). A part le bio, pas d'interdits/ou obligations sur ces PFF Pas de surpêche (MSC, EPD) ; émission CO ₂ (EPD). Peu de PFF dans les CdC. DCP biodégradables dans MSC 3.0		Inclure ces pratiques dans le calcul du score		
Pratiques favorables (PFM et PFF) mais absentes des CdC	Travail du sol (indications vagues) ; Présence d'espaces semi naturels (dont prairies permanentes) ; Réduction des antiparasitaires ; Couverture des sols ; Cultures associées	Manque de données dans les PFM	Inclure ces indicateurs dans calcul score/coût environnemental	Compléter les CdC pour englober toutes les PFF : réduire travail du sol, diversification et ESN Interdire les pesticides Limiter fertilisation minérale Gestion collective avec tiers acteurs	
Pratiques favorables (PFF) absentes des CdC mais mises en œuvre	Taille des parcelles ; diversification des cultures (bio) Prairies (AOC Comté)		Utiliser BDD publiques sur pratiques effectives	Ajouter dans les CdC (pas de coût puisque déjà présentes)	
Mesures incertaines <i>Incertitudes scientifiques et flou sur les pratiques</i>	Le pâturage est valorisé dans AOP et bio. Les résultats scientifiques sont incertains Description des types de prairies insuffisante Certaines pratiques de pêche sont peu impactantes en valeur relative / individuelle, mais peuvent avoir un impact cumulé important	Impacts pâturage Analyses risques pêche : co-occurrence spatio-temporelle avec espèces/habitats sensibles x intensité de la pêche			
Pratiques défavorables (= opposées des PFF et PFM)	Il n'y a pas recommandation vers des pratiques défavorables ; mais certaines pratiques à fort impact défavorable ne sont pas/peu encadrées (application de pesticides, labour, etc.) MSC, EPD : pas d'exclusion de principe des engins impactants mais les impacts doivent être monitorés	Impacts des prélèvements des récoltes sur la chaîne trophique Processus de résilience, restauration, reconquête de la biodiversité Résistance et résilience des populations / habitats / écosystèmes impactés par la pêche sont encore mal connus		Inclure les pratiques ayant des impacts importés	

5/ Effectivité des promesses				
Dimensions abordées dans l'étude	Enseignements sur les labels	Lacunes dans les savoirs	Pistes pour l'action publique sur l'affichage	Pistes pour l'action en direction des labels et des politiques publiques en lien avec la biodiversité
Conformité	Contrôles et suivi de conformité par tierce partie (AOP, LR, bio, HVE, EPD) ou par système participatif (Demeter, N&P, RSPO, RTRS, Rainforest Alliance, MSC, ASC)		Inclure une possibilité de modulation du score sur ce critère	Les deux systèmes, tierce partie et SPG, sont solides
Traçabilité	Ségrégation des produits (AOP, LR, bio, HVE, MSC, EPD) % label mélangé dans lots (RSPO, Rainforest alliance, RTRS) <i>Seule la ségrégation des produits garantit la traçabilité au niveau de l'aliment</i>	Outil de suivi	Seule la ségrégation garantit au consommateur que le produit qu'il achète correspond aux informations affichées	Bonus ou premium prix à la traçabilité car elle coûte cher Les bilans de masse devraient être limités à la phase de développement initial des opérateurs ou filières labels
Attractivité	Repose sur le premium prix pour l'agri ; pas de premium prix mais des débouchés contractualisés (MSC) ; absence d'attractivité et notoriété (EPD) Bio : inadéquation développement filières/ production ; Soutien public faible en France/UE (bio)	Effets des soutiens aux différents modes de production en termes de politiques publiques		S'interroger sur les politiques économiques et incitatives des labels de faible emprise et de ceux à faible plus-value environnementale Inciter un premium prix et des actions en direction des consommateurs
Risques	Attention sur le greenwashing des allégations environnementales	Débat artisanal / industriel : la science peut-elle mesurer s'il y a plus d'effet positif (ou moins d'effet négatif) pour la biodiversité globale à inciter à réduire les impacts de productions de gros volumes/gros impacts ou à valoriser des productions de « niche », petits volumes/petits impacts ?	Vigilance sur effet rebond, détournements	Vigilance sur effet rebond et détournements



**Institut national de recherche pour l'agriculture,
l'alimentation et l'environnement - INRAE**

Direction de l'expertise scientifique collective,
de la prospective et des études
147 rue de l'Université - 75338 Paris cedex 07
Tél. : +33 (0)1 42 75 94 90

Rejoignez-nous sur:



[inrae.fr](https://www.inrae.fr)



**Institut français de recherche
pour l'exploitation de la mer - IFREMER**

Direction générale déléguée à la stratégie
Coordination de l'appui aux politiques publiques
ZI de la Pointe du Diable - CS 10070 - 29280 Plouzané
Tél. +33 (0)2 98 22 40 40

Rejoignez-nous sur:



[ifremer.fr/Expertise](https://www.ifremer.fr/Expertise)



**RÉPUBLIQUE
FRANÇAISE**

*Liberté
Égalité
Fraternité*

INRAE



Ifremer