



AGRICULTURES  
ET DÉFIS DU MONDE  
Collection Cirad-AFD

# La transition agro-écologique des agricultures du Sud

F.-X. Côte, E. Poirier-Magona,  
S. Perret, P. Roudier,  
B. Rapidel, M.-C. Thirion,  
éditeurs



éditions  
**Quæ**

# Évaluation des compromis entre enjeux environnementaux et socio-économiques dans les systèmes agro-écologiques

*François Affholder, Cécile Bessou, Juliette Lairez, Pauline Feschet*

Le concept de développement durable tel que proposé en 1987 par l'ONU dans son rapport « Notre avenir à tous » met en exergue la notion de solidarité inter- et intragénérationnelle, en affirmant que le « développement durable doit permettre de satisfaire les besoins des générations présentes sans compromettre ceux des générations futures » (rapport Bruntland, WCED, 1987). Il en résulte la nécessité de prendre en compte les dimensions sociale, environnementale et économique des activités humaines (ou « *People, Planet, Profit* », cf. Elkington, 1997).

Les facteurs de la durabilité dans chacune de ces dimensions sont innombrables et peuvent agir en synergie ou de manière antagoniste. Il n'est donc pas possible de mesurer de manière absolue la durabilité d'un mode particulier d'exploitation de la nature. On doit à la fois se contenter de comparer des options entre elles et accepter que cette comparaison comprenne une part irréductible de subjectivité, comme dans tout « modèle », c'est-à-dire comme dans toutes les méthodes d'étude des systèmes complexes.

De plus, les objectifs spécifiques de l'évaluation peuvent être très variés : il peut s'agir d'éclairer la décision publique pour améliorer la durabilité de modes de production, ou la décision du citoyen, ou encore celle de praticiens souhaitant évaluer leurs propres actions. L'évaluation associe souvent plusieurs types d'acteurs, aux objectifs et points de vue divers, dans le but de construire une vision commune des enjeux dans laquelle éventuellement les différents points de vue seront identifiés et reconnus comme légitimes. L'ambition de rendre la complexité du problème appréhendable dans tous ces cas de figure, et donc aussi de disposer malgré tout de standards susceptibles d'éclairer le plus grand nombre, conduit à un effort soutenu, depuis deux décennies, de production de méthodes de la part de la communauté scientifique.

Aujourd'hui, ces méthodes, dites « méthodes d'évaluation multicritères », foisonnent. Comment s'y retrouver ? Lesquelles sont les plus adaptées pour éclairer la décision des acteurs du développement durable de l'agriculture ? Et plus particulièrement dans le cas des agricultures familiales du Sud ? Quelles recherches conduire pour améliorer notre capacité collective à juger de la durabilité de l'agriculture ? C'est à ces questions que ce chapitre tente de répondre.

## **Les enjeux de l'évaluation multicritère de la durabilité des agricultures du Sud**

L'approche du développement durable selon ses trois dimensions (sociale, environnementale, économique) a été largement plébiscitée et déclinée d'une multitude de manières. Néanmoins, contrairement à l'essence holistique initiale du développement durable, cette approche a aussi été le prétexte de divers clivages entre les enjeux et les acteurs plus ou moins concernés par chacune des dimensions en fonction des priorités d'un lieu ou d'un moment, assez généralement du fait de la difficulté d'assumer la nécessaire transdisciplinarité dans la conception et la mise en œuvre du développement durable. En effet, ce clivage dimensionnel traduit le problème de la prise en compte des interactions entre ces dimensions et de leur intégration. Au-delà de la complexité d'évaluer ces interactions à part entière, cette approche met de plus l'accent sur la nécessité de compromis plutôt que sur la mutualisation des services entre dimensions (Gibson, 2006). L'approche par les trois dimensions de la durabilité n'est donc pas neutre. Elle procède de différents choix en termes de priorité et induit nécessairement des biais dans l'intégration des résultats.

Dans les pays industrialisés, où est né le concept politique de durabilité, et où rares sont les environnements non impactés par l'activité humaine, la dimension environnementale prévaut depuis l'origine, avec l'enjeu historique du risque de raréfaction des ressources qui alerta ses premiers concepteurs. D'autres sociétés, pour lesquelles la raréfaction des ressources est moins prédominante par rapport au développement socio-économique, ne perçoivent pas l'essence de chacune des trois dimensions de la durabilité. C'est notamment le cas dans différents pays tropicaux en voie de développement. Ainsi, une étude sur la perception de la durabilité par les agriculteurs familiaux en Indonésie a montré que les trois dimensions de la durabilité n'étaient pas disjointes pour ces acteurs mais

intrinsèquement imbriquées, non dissociables et donc non superposables (Bessou *et al.*, 2017). Pour ces acteurs, par exemple, une forêt est à la fois un bien commun environnemental, culturel et social, et une source individuelle de matériaux, de revenus et d'autres services. Cette ressource n'est pas perçue à travers un prisme de protection de la biodiversité qui s'opposerait à la croissance économique, mais comme un ensemble multidimensionnel.

La définition de la durabilité, donc la nécessité de préserver les générations futures, n'a de sens que globalement. Pour réconcilier local et global, il semble nécessaire d'opérer un changement d'échelle dans la conception de la durabilité et du développement durable. Ce changement d'échelle est entendu à la fois, en termes géographiques, comme un changement de résolution des perceptions, et, en termes systémiques, comme la prise en compte des divers niveaux d'organisation aux différentes échelles (Macary, 2013). Ce problème d'échelle est donc intrinsèquement lié à un problème d'interdisciplinarité, et tous deux constituent ainsi les problèmes fondamentaux de l'évaluation de la durabilité. Des développements conceptuels plus récents abordent par conséquent la durabilité sous l'angle de l'étude des systèmes complexes (Capra et Luisi, 2014 ; Capra, 1996, 2002) mais ne fournissent pas de méthode d'évaluation multicritère.

Il n'existe donc pas de théorie unique du développement durable ni de consensus sur la relation entre durabilité et développement durable. Certains auteurs considèrent le développement durable comme un moyen d'atteindre la durabilité (comme Diesendorf, 2000), tandis que d'autres interprètent la durabilité comme un prérequis pour le développement durable (Sartori *et al.*, 2014). Dans tous les cas, le développement durable n'est pas un concept neutre. Ainsi les méthodes d'évaluation et les indicateurs de durabilité comportent des conceptions morales et normatives (Thiry et Cassiers, 2010). Par conséquent, malgré le besoin urgent de méthodes et d'outils, le chercheur impliqué dans l'évaluation multicritère doit prendre en compte le fait que le développement durable n'est pas encore une discipline mature ; de nombreuses questions restent ouvertes et la prise de conscience des valeurs sous-jacentes est de la plus haute importance.

## **Standardiser l'évaluation de la durabilité ?**

Pour autant, des efforts importants ont été consacrés à construire des méthodes de référence au domaine de validité le plus large possible, permettant ainsi de comparer un très grand nombre de systèmes agricoles pour éclairer le choix du citoyen, du consommateur ou du décideur public. Ces efforts ont abouti à des outils reconnus et fréquemment utilisés, notamment lorsque seule la dimension environnementale de la durabilité est considérée.

## **L'analyse du cycle de vie dite « environnementale »**

L'exemple phare est celui de l'analyse du cycle de vie dite « environnementale » (ACV, ou LCA en anglais, pour *Life Cycle Assessment*). L'ACV environnementale consiste à évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service depuis l'extraction des matières premières nécessaires à sa fabrication jusqu'à sa fin de vie, en passant par toutes les étapes de son parcours dans la chaîne de valeur (production, transport, distribution, consommation). Introduite dans les années 1980, l'ACV est vite devenue une référence méthodologique internationale. Elle est par exemple obligatoire dans divers cadres décisionnels tels que la directive européenne sur les Énergies renouvelables (2009) ou l'affichage environnemental européen, dit *Product Environmental Footprint*. L'intérêt porté à l'ACV réside à la fois dans l'étendue du système analysé, la filière, et dans son approche multicritère selon plusieurs impacts environnementaux (par exemple changement climatique, eutrophisation, épuisement des ressources fossiles, toxicité, etc.). Cela permet d'identifier et potentiellement de maîtriser les « transferts d'impact[44] », lorsque l'on compare plusieurs scénarios de production d'un même produit ou lorsque l'on compare deux produits remplissant la même fonction. Cela est essentiel pour améliorer les systèmes de production, là où des approches moins englobantes risqueraient de déplacer les problèmes. C'est pourquoi cette approche a suscité la mobilisation d'une large communauté internationale, qui a permis l'émergence de normes ISO spécifiques[45] et assure l'actualisation et l'amélioration continue de la méthode. Par ailleurs, une communauté croissante travaille également à des propositions d'indicateurs socio-économiques dans le cadre de l'ACV dite alors « ACV sociale ».

Les normes ISO, qui régissent la mise en œuvre de l'ACV, déterminent à la fois les étapes de mise en œuvre de la méthode et les modalités de

publication des résultats. Ainsi ces normes garantissent, lorsqu'elles sont correctement appliquées, une procédure d'évaluation transparente et reproductible. Il en découle que l'existence d'une telle norme est *a priori* porteuse de l'espoir d'obtenir un consensus, dans la sphère des décideurs comme dans celle des consommateurs, sur les produits et systèmes de production à privilégier pour réduire les impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement.

## **L'empreinte écologique**

Le concept d'empreinte écologique est un autre exemple mais qui lui n'a pas fait l'objet d'une norme établie sous l'égide de l'ISO. Ce concept est promu par une organisation indépendante, le *global footprint network*, qui définit et fait évoluer le standard et formule des recommandations pour la mise en œuvre du concept, en mobilisant des experts. L'empreinte écologique est à l'origine un indicateur exprimé en surface de sol « bio-productive » qu'il faut mobiliser pour satisfaire de façon durable la consommation d'une population donnée et absorber les déchets générés et les émissions de gaz à effets de serre. Appliqué à la planète entière, cet indicateur a servi à communiquer sur le degré à partir duquel la consommation globale n'est pas « durable », avec une empreinte écologique globale exprimée en nombre de planètes Terre supérieur à 1, et une date, chaque année plus précoce jusqu'ici, à partir de laquelle la consommation globale dépasse les capacités de la planète. La force symbolique du concept est certaine et l'a rendu populaire, ce qui a en retour stimulé son emploi comme outil de comparaison de l'impact des populations de différents pays sur leur environnement. Le concept a plus récemment été étendu à l'évaluation environnementale de produits et organisations.

## **Une certaine relativité des méthodes**

Ces deux approches de l'évaluation des impacts environnementaux sont très différentes et fournissent des résultats difficilement comparables. Il y a bien plusieurs manières d'évaluer les impacts environnementaux des activités humaines et chaque méthode assume une part de simplification des systèmes complexes étudiés. La standardisation d'une méthode d'évaluation de la durabilité ne signifie donc pas que l'évaluation soit elle-

même unique ni que ses résultats soient absolus. L'évaluation demeure relative, en fonction notamment des objectifs de l'étude, et des connaissances et données disponibles au moment de l'évaluation.

L'objectif de standardiser des méthodes est contraint également par la difficulté de définir certaines grandeurs de manière acceptable par tous. Par exemple comment quantifier la valeur d'une forêt comme espace récréatif ? À quelle échelle de temps et d'espace doit-on évaluer les services fournis par des systèmes agroforestiers complexes ? Est-ce la même chose pour une société rurale en crise qui, devant assurer sa survie à court terme, serait condamnée à « faire feu de tout bois », ou pour une société relativement opulente et capable d'épargner des ressources en fonction d'objectifs à long terme ? Comment construire des consensus larges sur ces questions si ce sont seulement des « experts », n'ayant pas nécessairement l'expérience de la grande pauvreté, qui sont réunis pour cela (Silva-Casteneda *et al.*, sous presse) ? Autre exemple, peut-être plus abstrait : la valeur de la biodiversité est-elle seulement liée aux services écosystémiques auxquels elle contribue ou n'a-t-elle pas aussi pour l'humanité une valeur qui transcenderait cela, de l'ordre du spirituel, et donc à la fois universelle et éminemment dépendante des individus ?

## **Reconnaître la part de subjectivité des évaluations multicritères**

Un grand nombre de méthodes et de démarches reconnaissent explicitement la dépendance de l'évaluation de la durabilité aux points de vue des acteurs, et proposent des principes méthodologiques généraux mais laissent une place importante à des ajustements au cas par cas, qui pourraient être décidés par tous types d'acteurs concernés par l'évaluation et construisant ainsi ensemble une vision commune de la durabilité d'un système.

En France, de nombreux acteurs du monde scientifique assimilent directement l'évaluation multicritère à la mise en œuvre, au service d'une telle évaluation de la durabilité, de ce que les mathématiciens appellent les « hiérarchies multi-attributs ». Ces démarches sont fondées sur l'identification d'un certain nombre d'indicateurs élémentaires des performances économiques, sociales et environnementales des systèmes à comparer, l'attribution de valeurs à ces indicateurs pour chacun des

systèmes comparés, et l'application de règles de pondération et d'agrégation de manière à aboutir à un classement des différents critères de durabilité (voir par exemple Sadok *et al.*, 2008) (fig. 12.1). Tous ces éléments de la méthode peuvent être décidés au cas par cas. Les méthodes appartenant à ce groupe sont reconnues comme relativement simples à comprendre dans leurs principes généraux, et faciles à mettre en pratique et en discussion (voir par exemple la méthode Masc[46]). Mais les très nombreuses variations possibles dans les méthodes d'agrégation des critères et de classification des objets évalués sont subtiles et complexes à appréhender, et font l'objet de nombreux débats de spécialistes. Or elles peuvent avoir un impact considérable sur les classifications obtenues. D'une manière plus générale, la principale critique dont elles font l'objet est la grande sensibilité des classements obtenus à tous les paramètres de la méthode, avec de nombreux effets de seuil qui rendent en même temps très délicate l'évaluation de leur robustesse.

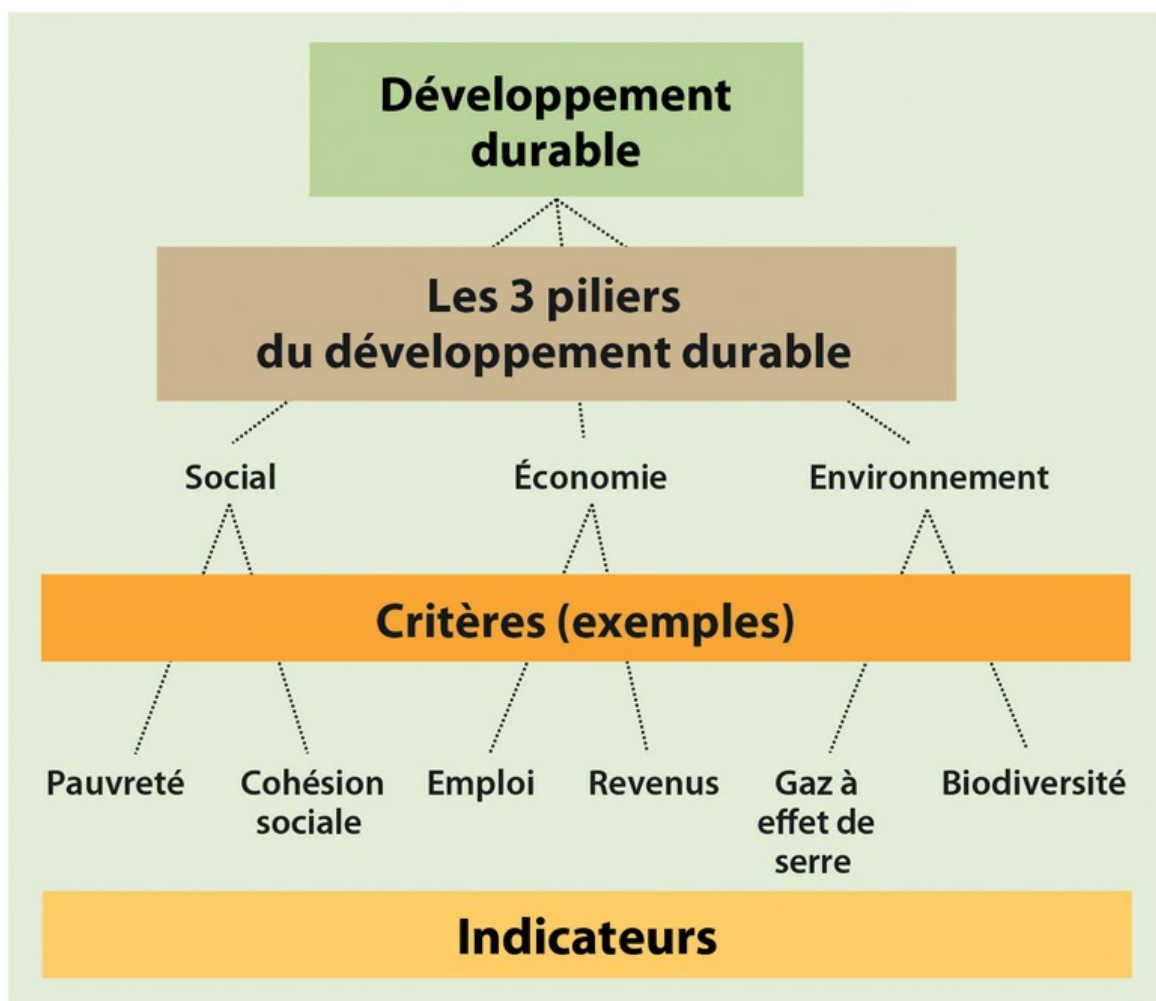


Figure 12.1. Exemple d'une hiérarchie multi-attribut représentant le développement durable sous la forme d'un arbre à plusieurs



niveaux d'agrégation.

Beaucoup de praticiens et de chercheurs ne mettent pas en avant le terme « multicritère » et préfèrent parler d'évaluation intégrée des systèmes agricoles, avec l'idée de souligner le caractère systémique de la démarche et la complexité du système étudié. Jusqu'à une période récente, les travaux se revendiquant de l'évaluation intégrée avaient tendance à recourir assez peu aux méthodes multi-attributs, et plutôt à des méthodes dites d'optimisation sous contraintes. Dans ces méthodes, une hypothèse-clé est que les exploitations agricoles sont des entreprises avec leurs objectifs propres, gérées par des décideurs rationnels dont le rôle est central dans la durabilité de l'agriculture. Des modèles sont construits pour simuler la décision des exploitants agricoles qui auraient à choisir des techniques de production parmi plusieurs options, en fonction d'objectifs et de contraintes. Ces modèles décrivent les mécanismes déterminant les performances économiques et environnementales des exploitations pour en prédire autant que possible les variations en fonction de variations dans leurs environnements biophysiques, économiques et sociaux. Ces modèles opèrent de façon très variable et souvent complexe, comme les changements d'échelle entre les systèmes de culture ou d'élevage et le système de production, ou entre l'exploitation et la région ou le marché. Ces méthodes appartiennent au même domaine mathématique que les hiérarchies multi-attributs, la « recherche opérationnelle », et posent des problèmes de même nature quant à l'évaluation de leur robustesse, ou à la transparence des choix méthodologiques que représentent les innombrables variantes possibles.

Cette similarité entre les méthodes multi-attributs et l'optimisation sous contrainte semble être de plus en plus acceptée par les spécialistes des deux méthodes, qui les reconnaissent, davantage qu'il y a quelques années, comme toutes deux « multicritères » et toutes deux « d'optimisation ».

Mais il existe bien des différences importantes, et comparativement aux hiérarchies multi-attributs, la présentation à des non-spécialistes des méthodes basées sur la programmation mathématique, et *a fortiori* l'implication des non-spécialistes dans leur mise en œuvre, sont plus malaisées. Cette approche est parfois sévèrement critiquée pour sa dépendance à l'hypothèse de rationalité des agriculteurs, notamment lorsqu'elle est interprétée (mais alors de manière abusive) comme une réduction des agriculteurs à un « *homo economicus* » qui serait mu

exclusivement par l'objectif de maximiser son revenu. Mais il est en fait possible de prendre en compte des objectifs très variés des producteurs, dans ces méthodes (voir par exemple Lozano Vita *et al.*, 2017 ; Berbel et Rodriguez-Ocaña, 1998 ; Flinn *et al.*, 1980).

Et surtout, de nombreux exemples ont montré l'intérêt de ces méthodes pour évaluer des systèmes agro-écologiques dans leurs dimensions économique et sociale pour les agricultures familiales (Affholder *et al.*, 2010 ; Naudin *et al.*, 2014 ; Alary *et al.*, 2016 ; Belhouchette *et al.*, 2011). Elles permettent en effet d'identifier clairement les antagonismes entre l'objectif économique à court terme des exploitants et les objectifs de maintien ou d'augmentation à long terme de services écosystémiques autres que le service d'approvisionnement, y compris pour des exploitations complexes, avec des activités très diverses et où des indicateurs économiques simples échouent à représenter les interactions entre activités qui concourent à la formation du revenu.

Plus précisément, il est souvent possible d'obtenir par ces méthodes une quantification du compromis à trouver entre les dimensions de la durabilité, par une estimation des pertes de revenu à court terme de producteurs qui mettraient en œuvre des techniques agro-écologiques, et donc d'évaluer le niveau de rémunération qu'il faudrait associer aux services environnementaux pour concilier, par un maintien du revenu des producteurs, leurs objectifs économiques de court terme et des objectifs relatifs à ces services. Cette propriété de la méthode est particulièrement précieuse dans le contexte de l'agriculture familiale pauvre des pays du Sud, où les producteurs ont en pratique à assurer à très court terme la survie de leur famille. Lorsque le revenu d'une exploitation est de moins d'un euro par actif et par jour, autoconsommation incluse, et que cet actif doit assurer la subsistance de deux ou trois inactifs (très jeunes enfants, vieillards), comme c'est le cas dans l'écrasante majorité des exploitations agricoles d'Afrique au sud du Sahara, il est particulièrement important d'évaluer si une alternative agro-écologique à ses pratiques actuelles ne risque pas de réduire à court terme, même faiblement, ce revenu, quelle que soit la promesse d'amélioration de ce revenu à plus long terme que l'agro-écologie peut porter.

Dans ces évaluations intégrées, les « modèles de ferme » calculent le revenu agrégé des différentes activités d'une exploitation agricole en tenant compte des flux de ressources entre activités (par exemple la

matière organique issue de l'élevage et utilisée dans la fertilisation des cultures). Cela permet de comprendre comment une transition vers un système agro-écologique dans une activité donnée de l'exploitation agricole est contrainte par la modification qu'elle induit dans les flux de biomasse, de main-d'œuvre et de trésorerie entre activités, ainsi que dans la mobilisation de la force de travail animale ou mécanique, avec un impact aussi sur les autres activités de l'exploitation. Par exemple, utiliser des paillis pour protéger le sol contre l'érosion peut se traduire par une baisse de productivité de l'élevage qui dispose de moins de paille utilisable comme fourrage. Ou encore, une modalité agro-écologique d'une activité peut se traduire par des productivités de la terre et du travail plus et moins élevées que la modalité « conventionnelle », respectivement, avec des conséquences sur le revenu des exploitants très variables selon que l'exploitation est contrainte en terre ou en main-d'œuvre. Les hiérarchies multi-attributs ne tiennent en général pas compte explicitement de ces interactions entre activités et leur impact sur le revenu de la ferme, dans les indicateurs économiques qu'elles utilisent.

Il semble exister ainsi en quelque sorte un antagonisme entre l'objectif de rendre l'évaluation de la durabilité maîtrisable par des profanes et les objectifs de robustesse, de cohérence et de rigueur auxquels satisfaire pour qu'une telle évaluation ne soit pas qu'un point de vue (fût-il collectif) parmi d'autres. En effet l'accessibilité de l'évaluation à un public non initié implique d'utiliser des méthodes simples à expliquer et à mettre en œuvre, lesquelles négligent la complexité du problème à traiter et ignorent des interactions-clefs entre éléments du système à évaluer.

## **Les évaluations de l'agro-écologie**

Il n'existe pas aujourd'hui d'évaluation globale et systématique de la durabilité comparée de l'agro-écologie et de l'agriculture dite conventionnelle, qui aurait une portée générale. La principale difficulté susceptible de retarder la publication d'une telle évaluation est de parvenir à un classement consensuel des pratiques agricoles qui appartiendraient à l'agro-écologie et de celles qui appartiendraient à l'agriculture « conventionnelle », parmi les pratiques aujourd'hui observables dans des environnements suffisamment divers à travers la planète.

Cependant, lorsqu'on se concentre sur les agricultures familiales

faiblement capitalisées du Sud, un certain nombre de faits robustes peuvent être établis à partir d'évaluations certes partielles et locales, mais nombreuses, dont nous disposons. C'est notamment le cas pour l'agriculture de conservation, que l'on peut considérer comme un des grands idéotypes de l'agro-écologie, particulièrement adapté, pour ce qui concerne la zone tropicale, aux climats semi-arides à subhumides où dominant des cultures annuelles plutôt que des plantes pérennes.

## **Prévalence d'enjeux socio-économiques au sein des agricultures familiales du Sud**

Notons que les agricultures familiales pauvres et très pauvres de ces climats représentent l'écrasante majorité des agricultures du monde et une part très significative de ses surfaces cultivées (Hyman *et al.*, 2008 ; Dixon *et al.*, 2001). Or même s'il y a de nombreuses exceptions, dans la majorité de ces agricultures, la durabilité sociale et économique n'est pas assurée. En effet, la population qui en dépend pour vivre est le plus souvent sous le seuil de pauvreté et connaît une croissance démographique encore rapide, telle qu'à la prochaine génération, si la valeur de la production n'augmente pas et que le surcroît de population ne trouve pas des moyens de subsistance plus abondants ailleurs que sur le sol exploité par les générations précédentes, et donc notamment dans des emplois non agricoles, la pauvreté s'aggraverait encore.

Concernant la durabilité environnementale, il existe une certaine diversité de recours aux intrants exogènes à l'écosystème local. La culture cotonnière, par exemple, est largement pratiquée par des agriculteurs pauvres d'Afrique, avec un emploi substantiel de pesticides qui constitue une menace à long terme pour l'environnement et la santé des populations. Mais à l'opposé, il existe aussi une majorité de cas où les pratiques des producteurs pourraient être qualifiées d'agro-écologiques, puisque recourant très peu à des intrants exogènes à l'écosystème cultivé, même si c'est faute d'un accès économiquement efficace à ces intrants davantage que par choix (Feintrenie et Affholder, 2014). Ces pratiques sont très intéressantes à évaluer dans leur dimension environnementale, justement car elles mettent souvent en œuvre les leviers agro-écologiques les plus subtils comme l'optimisation des cycles de nutriments par les recyclages *via* les animaux et les transferts entre espèces végétales associées, ou les régulations de bioagresseurs par les rotations et les associations d'espèces

diversifiées. Mais ces agricultures sans intrants peuvent avoir des impacts environnementaux négatifs, typiquement par le biais d'une érosion des sols, particulièrement problématique lorsque la pression démographique conduit à mettre en culture des sols vulnérables.

## **Performances agronomiques et environnementales de l'agriculture de conservation**

Même s'il reste comme on le verra de nombreuses lacunes à combler, on dispose aujourd'hui d'un certain recul sur les performances agronomiques et environnementales de l'agriculture de conservation, vue comme un moyen de concilier productivité et durabilité environnementale élevées, par la manipulation la plus réduite possible du sol, sa protection par des couverts végétaux morts ou vivants, et l'utilisation de rotations et associations d'espèces. Plutôt que de présenter une batterie d'indicateurs et leurs valeurs et intervalles de variation pour ce type d'agriculture comparé aux pratiques actuellement les plus répandues, nous proposons d'en faire, dans ce qui suit, un portrait progressif, partant des processus mis en jeu dans l'écosystème cultivé et aboutissant à un point de vue synthétique sur sa durabilité, en s'appuyant sur des synthèses publiées (Scopel *et al.*, 2013 ; Giller *et al.*, 2011 ; Giller *et al.*, 2009 ; Rusinamhodzi *et al.*, 2011 ; Pittelkow *et al.*, 2015 ; Ranaivoson *et al.*, 2017).

L'agriculture de conservation est efficace à peu près partout pour réduire fortement voire supprimer l'érosion des sols. Elle offre aussi un potentiel pour atteindre des niveaux élevés d'efficacité de l'utilisation de l'eau et des nutriments et pour réduire la pression de bioagresseurs. Mais ce potentiel est très rarement atteint simultanément pour toutes ces fonctions. Et pour chacune d'entre elles, la réalité de ce que l'on peut obtenir est extrêmement variable selon l'environnement dans lequel on se trouve et les modalités particulières d'agriculture de conservation employées. Par exemple, le fait que la couverture du sol par des paillis de résidus permet d'infiltrer plus d'eau et d'en perdre moins par ruissellement, ne se traduit pas toujours par une réduction des stress hydriques subis par les cultures, mais peut conduire à augmenter le drainage de l'eau sous la zone de sol colonisée par les racines, et de ce fait augmenter les pertes en nutriments entraînés par cette eau. Seule une analyse assez fine de la distribution des précipitations au cours de la saison de culture permet de prédire si les paillis peuvent ou non contribuer à augmenter les rendements par

réduction des stress hydriques (Scopel *et al.*, 2004 ; Bruelle *et al.*, 2017).

De même, les apports de matière organique riche en carbone que constituent ces paillis peuvent provoquer des phénomènes dits de « faim d'azote » où l'azote du sol est mobilisé, au détriment de la culture qui peine à satisfaire ses besoins, par une population microbienne du sol en croissance grâce à cette source de carbone. Mais en général, ces apports de matière organique conduisent à augmenter progressivement les stocks d'azote et de carbone du sol, encore que dans des proportions très variables et pas uniquement dépendantes des quantités de biomasse restituée au sol, mais aussi de la nature de ce dernier (sa teneur en sables et argiles notamment) et du climat (Maltas *et al.*, 2007 ; Corbeels *et al.*, 2018). Le fait même de réduire voire de supprimer les opérations de travail du sol suffit à y favoriser l'activité biologique, et celle-ci est encore stimulée par les restitutions de biomasse (Blanchart *et al.*, 2007). Ce surcroît d'activité biologique par rapport aux techniques de culture « conventionnelles » crée une macroporosité qui contribue à la meilleure infiltration de l'eau (et donc à la réduction de l'érosion).

En revanche, n'ont pas été mis en évidence de manière convaincante, les autres effets favorables souvent attendus de cette activité biologique accrue, tels que l'augmentation de la capacité de stockage en eau du sol, ou les mécanismes de régulation des bioagresseurs du sol, ou encore l'amélioration de la dynamique de la disponibilité des nutriments au cours de la saison. Ce sont même plus souvent des effets néfastes sur la croissance et le rendement des cultures que l'on observe, en tout cas dans une période de quelques années après conversion de parcelles à l'agriculture de conservation, à cause d'une relative prolifération de bioagresseurs trouvant un environnement favorable dans les paillis. Plus spécifiquement, la pression des mauvaises herbes sur la culture est plutôt augmentée lorsque les quantités de paillis employées ne sont pas très élevées (un seuil de l'ordre de 7 t/ha a été identifié par exemple en Asie du Sud-Est). Les associations d'espèces et les rotations ont souvent les avantages attendus en termes de réduction de la pression des bioagresseurs et notamment des adventices, par rapport aux cultures pures ou continues, mais c'est un avantage très ténu dans le cas où l'espèce cultivée est elle-même assez peu sensible aux compétitions avec les mauvaises herbes, comme le maïs et d'autres céréales à paille haute. Pour des espèces plus sensibles, telles que le riz pluvial par exemple, et qui sont souvent cultivées en rotation de manière conventionnelle précisément pour cette

raison, l'avantage de la diversité cultivée *via* les rotations ou associations se paie, en agriculture de conservation, par des difficultés d'implantation de la culture dans les paillis. Les cultures en relais ont fait la preuve de leur capacité à réduire les pertes en nutriments et les pollutions induites par lixiviation. Les transferts d'azote entre légumineuses et plantes non fixatrices d'azote atmosphérique sont attestés, dans les associations et les rotations, avec ou sans agriculture de conservation, mais là aussi il s'agit d'un potentiel dont la réalisation est très incertaine et dont on ne maîtrise pas aujourd'hui la prédiction (voir par exemple Baldé *et al.*, en préparation ; Baldé *et al.*, 2011).

On montre aussi que les associations d'espèces et cultures en relais présentent des risques de compétition entre les espèces cultivées pour l'accès aux ressources, également difficiles à anticiper car résultant d'interactions nombreuses, et dont la réduction demande une grande précision dans la gestion du calendrier des cultures (voir par exemple Silva *et al.*, sous presse), avec souvent des investissements dans des équipements ou la mobilisation d'une grande quantité de main-d'œuvre pour garantir cette précision.

## **Performances économiques de l'agriculture de conservation**

Ce qui précède conduit à repérer un certain nombre d'antagonismes entre critères environnementaux et entre ces derniers et les critères économiques de la durabilité. En effet, lorsqu'on intègre les processus détaillés plus haut, on comprend pourquoi réduire l'érosion *via* l'agriculture de conservation impose dans de nombreux cas de mobiliser un surcroît d'engrais azoté minéral pour réduire les risques de « faim d'azote », si l'on veut maintenir le niveau de rendement et surtout de revenu de la culture par unité de surface. Ce surcroît d'engrais peut représenter un risque de pollution des eaux à comparer à celui de la pollution due à l'érosion, et joue dans l'économie de l'exploitation de manière antagoniste à l'effet de la suppression du travail du sol. Et dans le même registre, la mise en œuvre de l'agriculture de conservation conduit aussi le plus souvent à utiliser un surcroît d'herbicides pour maîtriser les mauvaises herbes, avec cette fois-ci des risques environnementaux plus marqués et un impact économique négatif équivalent. L'alternative consistant à constituer d'épais paillis efficaces contre les mauvaises herbes aurait certes un bilan

environnemental plutôt meilleur mais elle n'est en réalité que très peu pratiquée à cause d'un bilan économique souvent défavorable dès lors que ces biomasses constituent une ressource souvent plus efficacement valorisée par un élevage, au plan économique de court terme, que par les effets favorables qu'elles génèrent à long terme sur la production *via* l'amélioration des stocks de nutriments et la réduction des mauvaises herbes, sans oublier que les produire suppose aussi des équipements et des interventions spécifiques consommatrices de travail (Naudin *et al.*, 2014).

À l'échelle des exploitations agricoles, ces antagonismes entre indicateurs environnementaux et économiques se traduisent en général par un bilan à court terme nettement défavorable à la mise en œuvre de l'agriculture de conservation par les agriculteurs les plus pauvres dont la trésorerie ne permet pas d'accéder aux herbicides ou à l'urée, et pour qui la biomasse est systématiquement valorisée au maximum comme fourrage, combustible ou matériau de construction. C'est la raison essentielle pour laquelle ils ne l'adoptent pas (Affholder *et al.*, 2010 ; Giller *et al.*, 2009), et cela est vrai pour l'agriculture de conservation et pour la plupart des options d'intensification écologique aujourd'hui identifiées (Affholder *et al.*, 2014). Et ce sont aussi ces antagonismes qui conduisent les agriculteurs plus capitalisés (par exemple les grandes exploitations entrepreneuriales du centre du Brésil) à ne mettre en œuvre qu'une partie des principes de l'agriculture de conservation, avec relativement peu de biomasse au sol, des apports élevés de fertilisants minéraux, des rotations à relativement faible diversité de plantes cultivées, et à contrôler les mauvaises herbes à grands renforts d'herbicides (et souvent de maïs ou soja OGM « *roundup ready* »). Ces exploitants obtiennent ainsi un bilan environnemental certes favorable sur l'érosion et aussi sur les émissions de gaz à effets de serre (grâce à la suppression du travail du sol moto-mécanisé), mais *a priori* défavorable tout de même (bien que cela n'ait pas été démontré à notre connaissance) à la qualité des eaux de surface et souterraines, et peut-être à la biodiversité. Ils obtiennent aussi un bilan économique plutôt favorable, mais faiblement, et c'est là encore grâce à la suppression du travail du sol qui génère des économies supérieures aux surcoûts en herbicides et fertilisants, même s'il y a aussi des équipements de semis direct spécifiques à acquérir (Freud, 2005). Enfin socialement, les agriculteurs des exploitations entrepreneuriales du plateau central brésilien — et on retrouve la même chose en France (Goulet et Vinck, 2012) — ont utilisé l'agriculture de conservation pour améliorer leur image auprès du reste de la société, en mettant en avant son caractère agro-écologique. Il est



possible d'ailleurs que cet aspect ait joué un rôle-clef dans l'adoption de ces pratiques par les exploitations entrepreneuriales, en compensant d'une certaine façon la prise de risque que constitue pour les agriculteurs la conversion dans une technique difficile à maîtriser et assez radicalement nouvelle par rapport à leur expertise accumulée.

C'est d'ailleurs sans doute une propriété générale de l'agro-écologie, qu'on retrouve aussi en agroforesterie et qui émerge de toutes les évaluations multicritères rigoureuses disponibles : à partir du moment où on cherche à favoriser des relations de facilitation entre êtres vivants — et c'est l'essence même de l'agro-écologie pour augmenter l'efficacité d'utilisation des ressources de l'écosystème — il semble bien qu'on prenne aussi le risque d'avoir des relations de compétition entre espèces pour l'accès à ces ressources, et que cette compétition s'exerce au détriment des fonctions de production. Tout l'art du pilotage des systèmes de culture agro-écologiques sera précisément d'éviter le « basculement » du système vers des compétitions trop désavantageuses pour la production... et ce basculement est particulièrement délicat à anticiper tant il est sensible à des équilibres dynamiques entre variables en interaction permanente.

## **Les pistes pour améliorer l'évaluation multicritère**

### **Les connaissances quantitatives sur les systèmes agricoles**

Une difficulté conceptuelle de l'évaluation de l'agro-écologie réside dans la nécessité d'évaluer des fonctions des écosystèmes. Pour cela, il est nécessaire soit de modéliser de manière mécaniste les processus, soit d'évaluer directement les résultantes de ces processus en assumant qu'on en néglige le déterminisme. Dans les deux cas, l'évaluation est très complexe.

Malgré les promesses de l'informatique et de la révolution des approches systémiques quantitatives depuis un demi-siècle, nous sommes très loin de disposer de modèles capables de fournir, pour n'importe quel type d'agriculture dans divers contextes, des estimations fiables de toutes les

variables du fonctionnement des écosystèmes cultivés.

À l'échelle des systèmes de culture, disons tout de même que l'on est capable de prédire assez bien la dépendance des rendements des principales cultures au rayonnement, à la température, à la pluviométrie (ou l'irrigation). La prédiction de variations de rendement en fonction de la disponibilité de l'azote dans le sol est déjà plus incertaine, sauf pour les céréales majeures (maïs, blé, riz) et dans le contexte des régions tempérées. Mais les effets des autres nutriments majeurs (phosphore, potassium) sont assez mal prédits quel que soit le contexte climatique. D'une manière générale, il est plus facile de prédire les performances agronomiques et environnementales des agricultures dans un milieu fortement artificialisé par le recours intensif aux intrants exogènes à l'écosystème, que celles des systèmes agro-écologiques dépendantes d'interactions parfois ténues entre êtres vivants. À ce titre, les efforts de modélisation des cultures dans des pays du Sud, souvent agro-écologiques faute d'accès aux intrants, pourraient bien jouer le rôle de pionniers pour modéliser les performances de futurs systèmes agro-écologiques des pays du Nord. En tout cas, les efforts actuels de modélisation à l'échelle des parcelles cultivées portent sur :

- la prédiction à long terme des stocks en azote et carbone des sols en fonction des systèmes de culture, travaux motivés notamment par l'enjeu de séquestrer du carbone dans les sols pour réduire les émissions nettes de gaz à effets de serre ;
- l'estimation des flux de nutriments et de pesticides hors de la zone du sol colonisable par les racines, indicateurs de risques de pollution des eaux ;
- la modélisation des synergies et des compétitions entre les espèces végétales dans les systèmes plurispécifiques (agroforesterie, cultures associées) ou pour prendre en compte l'impact des mauvaises herbes sur les rendements ;
- les relations entre espèces cultivées et bioagresseurs mobiles (insectes, bactéries, champignons, virus...), qui peut imposer de se placer à l'échelle du paysage et s'intéresser à d'autres services écosystémiques tels que les services de régulation (cf. chap. 8, chap. 11).

À l'échelle des exploitations agricoles, on sait construire des modèles capables de prédire les décisions stratégiques (en termes de système de production) des exploitants et ainsi leurs revenus et un grand nombre d'indicateurs économiques et sociaux, lorsque les exploitations sont fortement contraintes par leur environnement biophysique et économique,

comme c'est le plus souvent le cas dans les pays du Sud. Lorsque la marge de manœuvre des producteurs en fonction d'objectifs divers s'élargit, ces modèles sont plus délicats à mettre au point et à calibrer. Le développement de l'économie expérimentale contribue à réduire cette lacune, en proposant notamment des méthodes prometteuses d'identification des objectifs des producteurs (Ward *et al.*, 2016 ; Jaeck et Lifran, 2014 ; Louviere *et al.*, 2015). Mais la fiabilité de ces modèles dépend de toute façon beaucoup de la qualité des données représentant les performances des systèmes de culture et d'élevage, et donc des modèles biophysiques sous-jacents (Affholder *et al.*, 2015).

À l'échelle des territoires, les modèles hydrologiques s'enrichissent de la capacité à prédire les flux de substances dissoutes telles que les pesticides (Mottes *et al.*, 2015). Davantage de l'ordre d'un renouvellement méthodologique, émerge à partir de l'écologie du paysage (Chopin *et al.*, 2015 ; Baudry *et al.*, 1990) une agronomie du paysage qui ambitionne de mieux comprendre et estimer les interactions entre êtres vivants à cette échelle, particulièrement pertinente pour évaluer les impacts de changements des systèmes agricoles sur la biodiversité. Le développement des modèles multi-agents et des outils de modélisation spatiale contribuent à cette évolution et améliorent également notre capacité à prendre en compte l'interdépendance des producteurs et des autres acteurs dans les territoires, et donc à mieux évaluer la dimension sociale de la durabilité (Bousquet *et al.*, 1998).

Enfin, quelle que soit l'échelle considérée, l'exploitation des mégadonnées (*Big data*) ouvre des perspectives nouvelles : l'explosion des données mesurées par des capteurs divers, de leur accessibilité par tous, le développement d'algorithmes d'une puissance inédite pour relier ces données et faire des analyses massivement multivariées suscitent l'espoir de détecter des moyens simples d'estimer des variables à partir d'autres, sans passer par de laborieux nouveaux travaux expérimentaux et le patient cycle d'écriture de modèles et de leur confrontation aux données expérimentales. Une des limites de telles approches est le risque d'obtenir de graves erreurs de prédiction, quand les relations trouvées sont extrapolées en prenant des corrélations détectées entre variables pour des preuves de causalité qu'elles ne sont pas. Force est aussi de constater que les agricultures du Sud fournissent bien moins de mégadonnées que les agricultures du Nord et que ces méthodes comportent des biais très lourds en faveur des phénomènes importants pour les contextes du Nord et qui ne

le seraient pas pour les contextes du Sud.

Une méta-analyse de la durabilité de l'agriculture biologique comparée à celle de l'agriculture conventionnelle (Seufert et Ramankutty, 2017) fournit un exemple de ce risque de biais. Dans cette étude présentée comme mondiale, les systèmes de production agricoles du Sud sont pratiquement absents, d'une part à cause de la faiblesse des données disponibles par rapport au Nord, et d'autre part parce que le marché de l'agriculture biologique y est beaucoup moins important. En effet, même si nombre d'agriculteurs obéissent au cahier des charges de l'agriculture biologique, ce n'est pas du tout par choix mais par absence d'accès à tout intrant exogène à l'écosystème exploité. Il en résulte donc une quasi-absence d'intérêt des producteurs pour faire certifier leurs produits comme issus de l'agriculture biologique. Si ces systèmes de production étaient considérés dans l'analyse, compte tenu des rendements en moyenne très bas qui les caractérisent (Affholder *et al.*, 2013), les conclusions de cette méta-analyse auraient été extrêmement défavorables en moyenne à l'agriculture biologique pour ce qui concerne les dimensions sociales et économiques de la durabilité, alors que les conclusions y sont plutôt favorables sur ce point, avec donc un contraste important entre agriculteurs du Nord et du Sud en termes d'opportunités ouvertes par le cahier des charges de l'agriculture biologique tel qu'il est actuellement défini, qu'il aurait sans doute été intéressant de relever et discuter.

## Recherches méthodologiques

La troisième partie de ce chapitre a conduit à identifier comme principal défi méthodologique l'enjeu de concilier rigueur, transparence, robustesse, facilité de mise en œuvre, bref toute une liste de caractéristiques plus ou moins antagonistes et découlant toutes de la nécessaire conciliation d'une reconnaissance de la part subjective de la science avec la recherche d'une objectivité maximale. Ce défi paraît presque banal tant il concerne toute la science contemporaine depuis que les épistémologues du xx<sup>e</sup> siècle ont fait tomber le mythe d'une science qui révélerait progressivement une vérité unique du monde, qui existerait indépendamment des hommes et de leurs moyens de l'observer (Chalmers, 1976, 2006). Mais d'abord, cette révolution épistémologique est loin d'être achevée, et l'organisation même de la recherche reste très largement héritée du paradigme antérieur. Et surtout, le défi en question prend une dimension particulière lorsque la

science se veut mobilisable immédiatement pour l'action collective, comme c'est le cas pour l'évaluation multicritère de la durabilité. On assiste ainsi à un certain dynamisme des recherches méthodologiques sur l'évaluation multicritère.

Un des fronts de ces recherches est la comparaison des propriétés mathématiques des outils de la recherche opérationnelle par des analyses de sensibilité, d'incertitude et de robustesse. Cela est plus particulièrement indiqué pour les hiérarchies multi-attributs dont les propriétés posent peut-être davantage problème que pour la programmation mathématique qui fournit par construction des indicateurs de dépendance de ses solutions à chacune des variables considérées.

## L'incertitude

L'incertitude est l'erreur maximale qui peut avoir été commise dans l'évaluation des performances et des impacts. Elle est liée au manque de connaissances sur les processus socio-économiques et biophysiques, aux erreurs de mesure des performances et des impacts, et à la variabilité des caractéristiques des systèmes évalués.

L'enjeu est de quantifier l'incertitude, et d'en tenir compte dans les comparaisons entre objets évalués. Les méthodes d'évaluation multicritère ont aujourd'hui tout intérêt à identifier les variables influençant le plus les conclusions de l'évaluation afin de les mesurer plus précisément et d'orienter les efforts de modélisation des disciplines dans le champ desquels se trouvent ces variables. L'analyse de sensibilité des méthodes d'évaluation peut se réaliser en vérifiant leur capacité à discriminer deux systèmes proches. Cependant, les méthodes doivent être également robustes, c'est-à-dire avoir la capacité à rendre des résultats exacts en présence de changements mineurs des conditions de leur mise en œuvre.

## La robustesse et la sensibilité

La robustesse peut être contrôlée, par exemple, en vérifiant que les mêmes conclusions sont obtenues, lors de la mise en œuvre de la méthode sur le même système de production, par deux personnes différentes ou à des moments différents de l'année. Les méthode d'évaluation agrégeant

jusqu'au critère « contribution au développement durable » peuvent présenter un manque de sensibilité et discriminer difficilement les systèmes de culture (Craheix *et al.*, 2012). Les concepteurs d'une méthode basée sur une hiérarchie multi-attribut, appelée Masc, ont ainsi mené des analyses de sensibilité et identifié qu'il fallait réduire le nombre de niveaux d'agrégation et équilibrer le nombre de critères dans chaque branche de l'arbre du développement durable considéré dans leur approche.

L'ergonomie et la transparence de ces méthodes pour les acteurs font également l'objet de travaux avec pour objectifs plus spécifiques d'identifier, dans la vaste ramure de cette famille d'outils, les branches les mieux adaptées à l'évaluation « participative » de la durabilité, et de produire des synthèses et des guides facilitant le choix d'un outil par des acteurs en fonction de leurs objectifs et contraintes (Lairez *et al.*, 2015).

## L'intégration des dimensions sociales et économiques

Un autre front de recherche majeur est l'intégration des dimensions sociales et économiques dans les approches jusqu'ici centrées sur la seule dimension environnementale (avec par exemple le développement de l'ACV dite « sociale »), et plus généralement l'amélioration de la prise en compte du caractère multidimensionnel de la durabilité.

Dans le cas des agricultures pauvres des pays du Sud, l'enjeu est avant tout de reconnaître la prévalence des dimensions sociales et économiques de la durabilité, à court terme, par rapport aux enjeux environnementaux, de manière à identifier des trajectoires qui n'ajoutent pas simplement au fardeau de la pauvreté une injonction à préserver l'environnement. Le terme de transition agro-écologique, forgé en France et mis en avant par les acteurs publics, est lui-même porteur de ce risque, dans la mesure où il met l'accent sur le seul enjeu environnemental, comparativement au concept de l'intensification écologique (Chevassus au Louis et Griffon, 2008 ; Cassman, 1999) qui contient l'idée de concilier la mise en œuvre des principes de l'agro-écologie avec une augmentation de la production agricole, vue comme à la fois nécessaire pour assurer la sécurité alimentaire globale et comme opportunité pour sortir de la pauvreté les agricultures des pays du Sud (Tittonell et Giller, 2013 ; Affholder *et al.*, 2014).

Il paraît ainsi nécessaire de créer des outils de conception de politiques agricoles susceptibles de résoudre l'antagonisme entre les dimensions socio-économique et environnementale de la durabilité, par exemple par des subventions à des pratiques, ou à des produits issus de ces pratiques, ou encore à des intrants spécifiques de ces pratiques, ou de manière plus générale peut-être par des paiements pour services environnementaux.

En même temps, si on accepte le principe de telles politiques, on doit se poser la question de politiques de soutien à l'intensification agricole. En effet, pourquoi ne pas envisager de paiement pour le « service social » que constituerait en quelque sorte la sortie de pauvreté de millions de ruraux ? Car si ceux-ci y sont maintenus, ils emprunteront bientôt en nombre encore plus grand qu'aujourd'hui les routes des migrations internationales, avec dans les démocraties riches qu'elles atteignent, des impacts sociaux majeurs allant jusqu'à la régression de certains principes démocratiques. Cette question du soutien au développement agricole a quelque peu été oubliée pendant les quelque 30 ans de la mondialisation libérale, dont la remise en question par les organisations internationales a suivi la crise alimentaire globale de 2007. Mais c'est aussi parce que l'expérience des pays industrialisés conduit à reconnaître les biais considérables des politiques publiques de soutien à l'agriculture en général, qu'il faut proposer des outils nouveaux d'évaluation *ex ante* et *ex post* de ces politiques, sous l'angle de leurs impacts sur la durabilité.

Pour autant, l'enjeu de conception de systèmes à l'échelle de la parcelle cultivée, fondé sur des évaluations multicritères à cette échelle et aux échelles supérieures, demeure un enjeu capital afin de permettre la recherche de techniques correspondant aux compromis les plus acceptables entre les enjeux environnementaux, économiques et sociaux à ces différentes échelles, là où le seul raisonnement sur des « idéotypes de systèmes agro-écologiques », c'est-à-dire des systèmes agro-écologiques idéalisés, conduirait probablement à surestimer le coût de politiques de soutien à l'intensification écologique, et ainsi sans doute à retarder leur mise en œuvre. Or, les exploitations agricoles du Sud sont souvent très diversifiées dans leurs activités car cela les rend robustes face à toutes sortes de risques, et très différentes les unes des autres, car adaptées chacune aux contraintes de leurs environnements biophysiques, tandis que les infrastructures et les politiques de soutien à l'agriculture des pays riches réduisent fortement l'impact de ces contraintes sur les agriculteurs. Cette complexité et cette diversité des systèmes de production des

agricultures pauvres du Sud sont telles que les simples indicateurs de productivité des différentes activités qu'elles pratiquent rendent très mal compte de leur revenu agrégé à l'échelle de l'exploitation, de sa variabilité en fonction des divers aléas, et de sa dépendance à l'évolution de leurs pratiques, notamment vers des techniques agro-écologiques. Cela renforce donc les besoins de modéliser les performances économiques et sociales des exploitations.

De plus, l'agriculture change constamment, au nord comme au sud, tout comme le monde auquel elle appartient. Ces changements peuvent être extrêmement lents mais aussi prendre la forme de véritables révolutions techniques avec un changement radical, en quelques années, de toutes les variables caractéristiques du fonctionnement du système agraire. La « révolution verte » en a été un exemple, et de telles révolutions sont en cours dans beaucoup de pays, émergents notamment, qui ne l'avaient pas connue au cours du xx<sup>e</sup> siècle. Comment éviter d'évaluer des prototypes agro-écologiques de systèmes de culture ou d'élevage qui seraient appropriés aux systèmes d'exploitation d'aujourd'hui, mais qui ne seront d'aucune utilité dans un futur proche où ces systèmes d'exploitation auront été remplacés par d'autres ? Comment concevoir rapidement, à partir d'une évaluation *ex ante*, des systèmes de culture agro-écologiques pendant qu'une demande croissante sur un produit agricole conduit les exploitations à adopter rapidement des systèmes intensifs conventionnels, plus efficaces à court terme pour tirer profit économiquement de cette demande émergente, et qu'il sera peut-être plus difficile de faire évoluer ensuite vers des pratiques plus durables ? Des systèmes de culture agro-écologiques longuement mis au point par des équipes de chercheurs dans les montagnes du Vietnam, en tenant compte des contraintes des agricultures de subsistance qui prédominaient dans ces régions au démarrage de l'action de recherche développement, se sont trouvés inadaptés quelques années plus tard après le *boom* économique de ce pays et l'intégration des exploitations à un marché attractif pour les producteurs, modifiant ainsi profondément les systèmes de production (Affholder *et al.*, 2008). De même, au Brésil, des efforts pour proposer des techniques agro-écologiques sur la culture de maïs bien adaptées à des exploitations créées par la réforme agraire (Alary *et al.*, 2016) ont perdu beaucoup d'intérêt après la considérable diminution des surfaces en maïs, dans ces exploitations devenues spécialisées dans la production laitière intensive et recourant au marché de l'aliment pour bétail pour se procurer la ration protéique des animaux.



## Articuler l'évaluation de la durabilité avec des démarches prospectives

Comment donc ne pas se retrouver à devoir évaluer des systèmes de culture ou d'élevage d'agriculteurs pauvres qui resteraient pauvres, alors qu'il existe des scénarios plausibles de sortie de pauvreté pour ces agriculteurs, mais qui supposent des systèmes de production complètement différents, et pour lesquels les indicateurs de durabilité à estimer seraient eux aussi complètement différents de ceux applicables aux exploitations actuelles ? Et à l'extrême, l'absence de raisonnement sur la dynamique des systèmes de production, en produisant une vision statique de la durabilité, n'encourage pas vraiment la réflexion des acteurs en faveur de changements radicaux dans les systèmes de production. Autrement dit, à évaluer des systèmes agro-écologiques pour des pauvres qui resteraient pauvres, est-ce qu'on ne risque pas de favoriser des politiques qui en effet, à tout le moins, ratent des opportunités de sortir les exploitations de la pauvreté, et au pire contribuent à les y maintenir ?

Pour éviter ces écueils majeurs, il est nécessaire d'articuler l'évaluation de la durabilité avec des démarches prospectives permettant d'identifier des scénarios possibles d'évolution des systèmes agraires et des systèmes de production. Et il faut pouvoir raisonner le choix des indicateurs, de leurs pondérations, et de leurs méthodes d'agrégation, en tenant compte de ces scénarios d'évolution. Par exemple, pour des exploitations placées dans une pauvreté extrême et n'utilisant pas d'engrais ni de pesticides, les indicateurs relatifs au revenu et à la sécurité alimentaire seront essentiels à l'évaluation de leur durabilité. Mais si, dans une décennie, ces exploitations se sont intégrées à un marché rémunérant efficacement le travail agricole, et utilisent des pesticides, le poids des indicateurs environnementaux dans l'évaluation de la durabilité sera sensiblement plus élevé par rapport aux indicateurs de revenu. Si dans l'environnement où l'on se trouve, on n'a pas entre-temps investi dans l'estimation des flux de pesticides dans le milieu, on devra alors se contenter d'extrapoler des estimations faites ailleurs, sans moyens même de connaître la confiance à accorder à ces estimations et donc sans véritable moyen de savoir si les classifications en termes de durabilité, entre systèmes de production plus ou moins consommateurs de pesticides, sont significatives ou pas. Difficile dans ce cas de convaincre des acteurs de mettre en œuvre telle ou telle technique, au motif qu'elle serait plus durable !

Plus généralement enfin, ce front de recherche méthodologique impose de progresser dans la manière dont les disciplines des sciences biophysiques et sociales collaborent, assument collectivement la part de subjectivité de leurs analyses, et ainsi adhèrent collectivement aux résultats qu'elles produisent. Et contrairement à une idée reçue tenace, cela ne repose pas particulièrement sur davantage de bonne volonté de la part des chercheurs et chercheuses qui n'en manquent généralement pas, mais plutôt sur la mise en œuvre de principes dont certains sont simples et connus depuis très longtemps (par exemple reconnaître que si c'est plus difficile, il faut plus de moyens ; Naiman, 1999) et d'autres plus subtils (assumer des dissymétries entre disciplines dans les relations de pouvoir au sein du groupe de travail ; MacMynowski, 2007), mais la plupart plutôt contraints par les modes actuels d'organisation et surtout d'évaluation de la recherche... pas assez multicritère, ou en tout cas dans lesquels la valeur de l'interdisciplinarité n'est pas suffisamment reconnue !

## Références

Affholder F., Jourdain D., Corbeels M., Alary V., Naudin K., Bonnal P., Scopel E., Gerard F., Quirion P., Belhouchette H., 2015. Is "bio-economic" farm modelling of any help for farming system design? *In : Proceedings of the 5th International Symposium for Farming Systems Design* (E.S. Gritti, J. Wery, eds), European Society for Agronomy, Montpellier, 131-132.

Affholder F., Jourdain D., Morize M., Quang D.D., Ricome A., 2008. Eco-intensification dans les montagnes du Vietnam : Contraintes à l'adoption de la culture sur couvertures végétales. *Cahiers agricoles*, 17 (4), 289-296.

Affholder F., Jourdain D., Quang D.D., Tuong T.P., Morize M., Ricome A., 2010. Constraints to farmers' adoption of direct-seeding mulch-based cropping systems: A farm scale modeling approach applied to the mountainous slopes of Vietnam. *Agricultural Systems*, 103 (1), 51-62.

Affholder F., Parrot L., Jagoret P., 2014. Acquis et perspectives de l'intensification écologique. *In : Agricultures familiales et mondes à venir* (J.M. Sourisseau, ed.), éditions Quæ, Versailles, 303-316.

Affholder F., Poeydebat C., Corbeels M., Scopel E., Tittonell P., 2013. The yield gap of major food crops in family agriculture in the tropics: Assessment and analysis through field surveys and modelling. *Field Crops Research*, 143, 106-118.

Alary V., Corbeels M., Affholder F., Alvarez S., Soria A., Xavier J.H.V., Silva F.A.M.D., Scopel E., 2016. Economic assessment of conservation agriculture options in mixed crop-livestock systems in Brazil using farm modelling. *Agricultural Systems*, 144 (2016), 33-45.

Baldé A.B., Scopel E., Affholder F., Corbeels M., Silva F.A.M.D., Wery J. (en préparation). Application of maize (*Zea mays*)-cover crop relay intercropping systems to small-scale farmers' fields in central Brazil. *Agronomy for Sustainable Development*.

Baldé A.B., Scopel E., Affholder F., Corbeels M., Silva F.A.M.D., Xavier J.H.V., Wery J., 2011. Agronomic performance of no-tillage relay intercropping with maize under smallholder conditions in Central Brazil. *Field Crops Research*, 124 (2), 240-251.

Baudry J., Zonneveld I., Forman R., 1990. *Changing Landscapes: An ecological perspective*, Springer, New York, États-Unis, 280 p.

Belhouchette H., Louhichi K., Therond O., Mouratiadou I., Wery J., Van Ittersum M., Flichman G., 2011. Assessing the impact of the Nitrate Directive on farming systems using a bio-economic modelling chain. *Agricultural Systems*, 104 (2), 135-145.

Berbel J., Rodriguez-Ocaña A., 1998. An MCDM approach to production analysis: An application to irrigated farms in Southern Spain. *European Journal of Operational Research*, 107 (1), 108-118.

Bessou C., Rival A., Levang P., Feintrenie L., Bosc P.-M., Cheyns E., Djama M., Wohlfahrt J., Marichal R., Roda J.-M., Caliman J.-P., Pacheco P., 2017. Sustainable palm oil production project synthesis: Understanding and anticipating global challenges. *Bogor. Infobrief*, 164, 8.

Blanchart E., Bernoux M., Sarda X., Siqueira Neto M., Cerri C.C., Piccolo M.D.C., Douzet J.-M., Scopel E., 2007. Effect of direct seeding mulch-based systems on soil carbon storage and macrofauna in Central Brazil. *Agriculturae Conspectus Scientificus*, 72 (1), 81-87.

Bousquet F., Bakam I., Proton H., Le Page C., 1998. Cormas: Common-pool resources and multi-agent systems. In : *Lecture Notes in Computer Science. LNAI. Lecture Notes in Artificial Intelligence*, International Conference on Industrial and Engineering Applications of Artificial Intelligence and Expert Systems, Springer, Berlin, Allemagne, 826-837.

Bruelle G., Affholder F., Abrell T., Ripoche A., Dusserre J., Naudin K., Tifton P., Rabeharisoa L., Scopel E., 2017. Can conservation agriculture improve crop water availability in an erratic tropical climate producing water stress? A simple model applied to upland rice in Madagascar. *Agricultural Water Management*.

Capra F., 1996. *The Web of Life: A new scientific understanding of living systems*, Anchor Books, New York, États-Unis, 368 p

Capra F., 2002. *The Hidden Connections: Integrating the biological cognitive, and social dimensions of life into a science of sustainability*, Doubleday, New York, États-Unis, 300 p.

Capra F., Luisi P.L., 2014. *The Systems View of Life: A unifying vision*, Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 510 p

Cassman K.G., 1999. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *National Academy of Sciences Colloquium*, 96 (11), 5952-5959.

Chalmers A.F., 1976, 2006. *Qu'est-ce que la science ?* La Découverte, Paris, 286 p.

Chevassus au Louis B., Griffon M., 2008. La nouvelle modernité : Une agriculture productive à haute valeur écologique. *Déméter : Économie et stratégies agricoles*, 14, 7-48.

Chopin P., Blazy J.-M., Doré T., 2015. A new method to assess farming system evolution at the landscape scale. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (1), 325-337.

Corbeels M., Cardinael R., Naudin K., Guibert H., Torquebiau E., 2018. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil and Tillage Research*, 11 p.

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.

Diesendorf M., 2000. Sustainability and sustainable development. *In : Sustainability: The corporate challenge of the 21<sup>st</sup> century*, 19-37 (D. Dunphy, J. Benveniste, A. Griffiths, P. Sutton, eds), Allen, Unwin, Sydney, Australie.

Dixon J.A., Gibbon D.P., Gulliver A., 2001. *Farming Systems and Poverty: Improving farmers' livelihoods in a changing world*, FAO et World Bank, Rome et Washington DC, Italie et États-Unis, 49 p.

Elkington J., 1997. *Cannibals with Forks: The triple bottom line of 21<sup>st</sup> century business*, Capstone Publishing, Oxford, Royaume-Uni, 424 p.

Feintrenie L., Affholder F., 2014. Contribuer aux systèmes écologiques et sociaux. *In : Agricultures familiales et mondes à venir* (J.-M. Sourisseau, ed.), éditions Quæ, Versailles, 97-110.

Flinn J.C., Jayasuriya S., Knight C.G., 1980. Incorporating multiple objectives in planning models of low-resource farmers. *Australian Journal of Agricultural Economics*, 24 (1), 35-45.

Freud C., 2005. *Évaluation de l'impact économique des systèmes de culture sur couvert végétal (SCV) au Brésil et à Madagascar*, Cirad, Montpellier, 55 p.

Gibson R., 2006. Beyond the pillars: Sustainability assessment as a framework for effective integration of social, economic and ecological considerations in significant decision-making. *J Environ Assess Pol Manage*, 8 (3), 259-280.

Giller K.E., Corbeels M., Nyamangara J., Triomphe B., Affholder F., Scopel E., Tittonell P., 2011. A research agenda to explore the role of conservation agriculture in African smallholder farming systems. *Field Crops Research*, 124 (3), 468-472.

Giller K.E., Witter E., Corbeels M., Tittonell P., 2009. Conservation agriculture and smallholder farming in Africa: The heretics' view. *Field*

*Crops Research*, 114 (1), 23-34.

Goulet F., Vinck D., 2012. Innovation through subtraction: Contribution to a sociology of “detachment”. *Revue française de sociologie*, 53 (2), 195-224.

Hyman G., Fujisaka S., Jones P., Wood S., de Vicente M.C., Dixon J., 2008. Strategic approaches to targeting technology generation: Assessing the coincidence of poverty and drought-prone crop production. *Agricultural Systems*, 98 (1), 50-61.

Jaeck M., Lifran R., 2014. Farmers’ preferences for production practices: A choice experiment study in the Rhone river delta. *Agricultural Economics*, 65 (1), 112-130.

Lairez J., Feschet P., Aubin J., Bockstaller C., Bouvarel I., eds, 2015. *Agriculture et développement durable : Guide pour l'évaluation multicritère*, Éducagri/Quæ. Dijon/Versailles, 232 p.

Louviere J.J., Flynn T.N., Marley A.A.J., 2015. *Best-Worst Scaling: Theory, methods and applications*, Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 360 p.

Lozano Vita J., Jacquet F., Thoyer S., 2017. Choix de pratiques des viticulteurs et facteurs comportementaux : Une approche par la modélisation multi-objectif. In : *11<sup>es</sup> Journées de recherches en sciences sociales (JRSS)*, Lyon, France.

Macary F., 2013. Évaluation des risques de contamination des eaux de surface sur des bassins versants agricoles : Approches multiscalaires par modélisation spatiale et analyse multicritère pour l'aide à la décision, thèse de doctorat en Sciences de l'environnement (Hydrologie, hydrochimie, sol, environnement), vol. Ph.D., 277, Université de Toulouse – INPT, Toulouse.

MacMynowski D.P., 2007. Pausing at the brink of interdisciplinarity: Power and knowledge at the meeting of social and biophysical science. *Ecology and Society*, 12 (1), 14.

Maltas A., Corbeels M., Scopel E., Oliver R., Douzet J.M., Macena da Silva F.A., Wery J., 2007. Long-term effects of continuous direct seeding

mulch-based cropping systems on soil nitrogen supply in the Cerrado region of Brazil. *Plant and Soil*, 298, 161-173.

Mottes C., Lesueur-Jannoyer M., Charlier J.-B., Carles C., Guéné M., Bail M.L., Malézieux E., 2015. Hydrological and pesticide transfer modeling in a tropical volcanic watershed with the WATPPASS model. *Journal of Hydrology*, 529 (3), 909-927.

Naiman R.J., 1999. A perspective on interdisciplinary science. *Ecosystems*, 2 (4), 292-295.

Naudin K., Bruelle G., Salgado P., Penot E., Scopel E., Lubbers M., de Ridder N., Giller K.E., 2014. Trade-offs around the use of biomass for livestock feed and soil cover in dairy farms in the Alaotra lake region of Madagascar. *Agricultural Systems*, 134, 36-47.

Pittelkow C.M., Liang X., Linquist B.A., Van Groenigen K.J., Lee J., Lundy M.E., Van Gestel N., Six J., Venterea R.T., Van Kessel C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517, 365-368.

Ranaivoson L., Naudin K., Ripoche A., Affholder F., Rabeharisoa L., Corbeels M., 2017. Agro-ecological functions of crop residues under conservation agriculture. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 26.

Rusinamhodzi L., Corbeels M., Van Wijk M.T., Rufino M.C., Nyamangara J., Giller K.E., 2011. A meta-analysis of long-term effects of conservation agriculture on maize grain yield under rain-fed conditions. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (4), 657-673.

Sadok W., Angevin F., Bergez J.E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R., Doré 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.

Sartori S., Latrônico Da Silva F., Campos L., 2014. Sustainability and sustainable development: A taxonomy in the field of literature. *Ambiente and Sociedade*, 17 (1), 1-20.

Scopel E., Macena da Silva F.A., Corbeels M., Affholder F., Maraun F.,

2004. Modelling crop residue mulching effects on water use and production of maize under semi-arid and humid tropical conditions. *Agronomie*, 24, 383-395.

Scopel E., Triomphe B., Affholder F., Macena da Silva F.A., Corbeels M., Xavier J.H.V., Lahmar R., Recous S., Bernoux M., Blanchart E., Mendes I.D.C., Tourdonnet S.D., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (1), 113-130.

Seufert V., Ramankutty N., 2017. Many shades of gray: The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances*, 3 (3), e1602638.

Silva-Casteneda L., Cheyns E., Pierre-Marie A., sous presse. Missing the forest for the maps? Conflicting valuations of the forest and cultivable lands. *Land Use Policy*.

Silva F.A.M.D., Naudin K., Corbeels M., Scopel E., Affholder F., en préparation. Impacts of the no-till system on water balance and production of maize grain and biomass in the Brazilian Cerrado.

Thiry G., Cassiers I., 2010. Alternative indicators to GDP: Values behind numbers. Adjusted Net Savings in question, Université catholique de Louvain, Louvain, Belgique.

Tittonell P., Giller K.E., 2013. When yield gaps are poverty traps: The paradigm of ecological intensification in African smallholder agriculture. *Field Crops Research*, 143, 76-90.

Ward P.S., Bell A.R., Parkhurst G.M., Droppelmann K., Mapemba L., 2016. Heterogeneous preferences and the effects of incentives in promoting conservation agriculture in Malawi. *Agriculture, Ecosystems, Environment*, 222, 67-79.

WCED, 1987. *Our common future: Report of the World Commission on Environment and Development*, Oxford University Press, New York, États-Unis, 300 p.



# **Agro-écologie et changement climatique : des liens intimes et porteurs d'espoir**

*Emmanuel Torquebiau, Philippe Roudier, Julien Demenois,  
Stéphane Saj, Étienne Hainzelin, Florent Maraux*

L'agriculture est sans doute l'une des activités humaines les plus dépendantes du climat. Tout agriculteur se doit de surveiller le ciel et tenir compte des conditions météorologiques (pluviométrie, température, vent, etc.). Dans sa version industrielle devenue la quasi-règle dans les pays développés, l'agriculture a cependant tenté de s'affranchir de cette dépendance. Au lieu de s'adapter aux contraintes environnementales et climatiques et à leur variabilité, cette agriculture d'économies d'échelle cherche souvent à modifier l'environnement, par exemple en irriguant, en uniformisant la topographie, en augmentant la taille des parcelles et réduisant l'hétérogénéité paysagère, en faisant en sorte que des variétés à haut rendement sélectionnées pour un environnement standard trouvent à tout prix des conditions optimales de croissance. Face à cette démarche faisant l'hypothèse qu'il est toujours possible de contrôler les conditions de croissance des cultures, le changement climatique est apparu ces dernières années comme un facteur nouveau.

## **Les relations entre agriculture et changement climatique**

Les exemples d'impact du changement climatique sur l'agriculture abondent : saisonnalité irrégulière, précipitations décalées dans le temps ou réparties différemment, événements extrêmes, températures modifiant les dates des récoltes, bioagresseurs plus actifs, etc. Les impacts sont variés et joueront aussi bien sur les rendements (Roudier *et al.*, 2011) que sur la qualité nutritive des produits de récolte. Myers *et al.* (2014) prévoient ainsi pour le blé et le riz une baisse significative de la teneur en protéines, en zinc et en fer, due à une augmentation de la concentration en carbone atmosphérique. Dans les pays du Sud, l'impact du changement climatique sur le secteur agricole est particulièrement important, en raison de la forte

dépendance de l'agriculture de ces pays à l'environnement (par exemple, l'immense majorité des surfaces agricoles africaines sont non irriguées), ce qui la rend plus vulnérable, et parce que les conditions économiques ne permettent pas de mettre en place des schémas d'agriculture intensive. Dans leurs contributions déterminées au niveau national (NDC, *Nationally Determined Contributions*) et présentées par l'ensemble des pays de la planète lors de l'accord de Paris en 2015 (COP 21), tous les pays d'Afrique subsaharienne citent le secteur agricole parmi les options retenues pour l'adaptation au changement climatique.

Le secteur agricole ne fait pas que subir les impacts du changement climatique. Il est également un émetteur massif, responsable d'environ 12 % des émissions anthropiques de gaz à effet de serre, et de 24 % si l'on inclut les émissions liées aux changements d'utilisation des terres, c'est-à-dire essentiellement la déforestation tropicale (IPCC, 2014). Mais on s'efforce désormais de comprendre comment l'agriculture (et l'utilisation des terres au sens large, y compris la foresterie) peut être l'une des solutions au changement climatique grâce au potentiel de séquestration du carbone dans les sols et la végétation et grâce à la diminution possible des émissions agricoles par la modification d'un certain nombre de pratiques comme l'usage massif d'engrais de synthèse. Il convient néanmoins de distinguer l'augmentation du stock de carbone organique dans le sol de sa séquestration, cette dernière correspondant uniquement à un retrait de gaz carbonique de l'atmosphère (Chenu *et al.*, 2018). Le concept d'agriculture « climato-intelligente » (*climate-smart agriculture*) tente de prendre en compte le fait que l'agriculture peut être un facteur aggravant du changement climatique, mais qui parallèlement en subit fortement les conséquences, en posant pour conditions de répondre simultanément à trois enjeux :

- être adaptée au changement climatique (fonction parfois assimilée, par abus de langage, à la résilience alors que celle-ci est un concept plus large qui inclut aussi la réduction du risque) ;
- l'atténuer ;
- assurer la sécurité alimentaire selon les principes de la durabilité.

Des analyses récentes ont montré la complémentarité qui existe entre l'agro-écologie et l'agriculture climato-intelligente, et notamment que celle-ci aurait tout à gagner à intégrer les concepts de l'agro-écologie (Saj *et al.*, 2017).