« ETUDE DE LA PROBLEMATIQUE CHANGEMENT D'USAGE DES TERRES »

Rapport Final

Thierry Brunelle, Laurent Gazull, Cécile Bessou

UMR CIRED (Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement)

UR Forêts et Sociétés

UR Performance des Systèmes de Culture des Plantes Pérennes

Novembre 2017

Principaux messages

1. Le bilan carbone des biocarburants résulte de la combinaison de deux mécanismes :

   - **Un mécanisme biophysique lié à la variation du stock de carbone** présent dans les sols et la végétation lorsque les terres sont converties directement ou indirectement pour la production bioénergétique. Cette variation de stock génère une dette carbone qui peut être compensée au cours du temps par les biocarburants. Cette dette, exprimée en année, est très sensible à la localisation (zones tempérées, humides ou arides), à l'écosystème remplacé (forêt, pâture, terre dégradée) et au type de culture.

   - **Un mécanisme économique lié aux variations de prix sur les marchés agricoles** induits par la production de biocarburant. Ces changements de prix entraînent des changements d'usages des sols dits indirects (ILUC) qui viennent alourdir le bilan carbone des biocarburants ;

2. En tenant compte des émissions directes et indirectes du changement d'usages des terres, dans plus de la moitié des évaluations, les émissions des biocarburants sont globalement supérieures à celles du carburant fossile. **Les cultures oléagineuses ont un bilan environnemental particulièrement peu favorables du fait de leurs plus faibles rendements et, dans le cas du palmier à huile, de l'effet de l'asséchement des tourbières. En effet, la dette carbone de l'huile de palme cultivé sur des tourbières peut atteindre plus de 600 ans.**

3. **Néanmoins, il existe des itinéraires de production du palmier à huile à faible intensité carbone**. Ainsi, en fonction des zones climatiques, la dette carbone du palmier à huile cultivé sur des savanes arborées ou des pâtures est faible (~15 ans), nulle, voire négative.

4. L'évaluation des ILUC des biocarburants dépend des caractéristiques des plantes (rendement, taux de co-produit), des terres converties (forêts, tourbières etc.), mais aussi de la façon dont les modèles représentent les systèmes agricoles. **Les modèles aboutiront à des estimations des ILUC faibles s'ils supposent que l'augmentation de la production se fait majoritairement par intensification, et à des estimations élevées s'ils supposent que l'augmentation de la production est majoritairement le résultat de l'expansion agricole.**

5. **Depuis 15 ans le développement des cultures destinées à la production de biocarburants** (Huile de Palme, Soja, Canne à sucre) **s'est très majoritairement fait par expansion des terres cultivées** sur des forêts, des savanes et des prairies plutôt que par augmentation des rendements. Depuis 10 ans les rendements de ces cultures dans les principaux pays producteurs stagnent et cette tendance devrait perdurer dans les années à venir.

6. Des techniques d'atténuation des émissions du changement d'usages des sols existent. Elles sont essentiellement liées à l'amélioration de l'efficacité des pratiques agricoles : utilisation des intrants plus efficace, cultures multiples, optimisation de l'alimentation animale. **L'amélioration des pratiques d'élevage est un des facteurs clés des possibilités d'atténuation des émissions directes et indirectes**. Mais les connaissances sur les cheptels, les conditions d'élevage, les zones pâturées et les capacités réelles d'intensification sont très mal connues en particulier en Afrique et en Amérique Latine.

7. **Aucune étude ne permet de conclure que la production de biocarburant a contribué à une amélioration de la durabilité de la production d'huile de palme**. Si les producteurs ont bien contribué à l'établissement de normes, celles-ci sont caractérisées par de nombreuses failles : pas de traçabilité complète, multiplication des normes, manque de crédibilité et de coordination, déforestation faite avant le passage à la certification etc.

8. Parmi les principales catégories de cultures, la production d'oléagineux est celle qui a connu la plus forte croissance depuis les 50 dernières années**.** Cette production s'est concentrée majoritairement en Asie du Sud-Est avec le développement de l'huile de palme**. Accroitre la demande dans cette zone entrainera nécessairement des dommages environnementaux et de lourds bilans carbones. Il est néanmoins souhaitable, pour des raisons de responsabilité environnementale, de chercher à les minimiser en développant des filières de production bas carbone dans d'autres régions du monde (Afrique Centrale, Amérique Latine - voir message 3) et en investissant dans des projets d'amélioration de l'efficacité énergétique et agricole dans une optique de compensation de l'impact carbone (voir message 6).** Des projets de reforestation peuvent aussi être envisagés sous réserve qu'ils apportent un gain environnemental réel et qu'ils ne contreviennent pas aux droits humains[1].

[1] Voir note « Synthèse des critères et recommandations scientifiques et stratégiques relatifs à des projets emblématiques à dominante climat ». Alain Karsenty et al., 2017

Table des matières

Messages clés ..... **Erreur ! Signet non défini.**

Eclairage 1 : le concept de changement d'affectation des terres 5

1.a. Mécanique biophysique 5

Le stockage du carbone 5

Le déstockage du carbone 7

1.b. Mécanique économique 8

1.c. Interaction avec la demande alimentaire 10

Eclairage 2 : évaluation de l'impact environnemental du changement d'affectation des terres 12

2.a Aperçu sur les modèles économiques 13

Les modèles d'équilibre général 13

Les modèles d'équilibre partiel 14

2.b. Principaux résultats 15

2.c. Paramètres d'influence 17

2.d. Linéarité et niveau de résolution des estimations 18

Eclairage 3 : Expliquer les évaluations des principales filières de production en termes de changement d'affectation des terres 20

3.a : dynamiques de production du colza, soja et huile de palme 20

3.b : principaux facteurs influant sur les changements d'affectation des terres 21

Le rendement des cultures 21

Le type de terres converties 22

Les ratios intensification/expansion 23

3.c : dynamiques spécifiques liées à la culture d'huile de palme dans les trois grandes régions de production : Asie du Sud-Est, Afrique et Amérique Latine 24

Afrique 24

Asie du Sud Est 26

Amérique Latine 28

Eclairage 4 : options de réduction des émissions du changement d'affectation des terres 31

4.a. L'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources 31

L'utilisation d'engrais ..... **Erreur ! Signet non défini.**

L'intensité culturale ..... **Erreur ! Signet non défini.**

Intensification de l'élevage ..... **Erreur ! Signet non défini.**

4.b. Projets locaux de production 35

Références 31

Eclairage 1 : le concept de changement d'affectation des terres

Le changement d'affectation des terres (CAT, LUC en anglais) est un concept ancien qui a pris une actualité nouvelle avec le développement des biocarburants dans les années 2000. La conversion d'un écosystème naturel en terres cultivées destinées à la production énergétique entraine une variation des stocks de carbone qui doit être comptabilisée dans les évaluations environnementales des biocarburants. Le mode de comptabilisation de ces émissions a donné lieu à d'importantes controverses, liées notamment à la prise en compte des changements indirects d'affectation des terres (ILUC) via les vecteurs de prix. Cet éclairage revient sur les aspects essentiels de la mécanique des changements directs (DLUC) et indirects (ILUC) d'usages des sols du point de vue biophysique et économique. La question de l'interaction avec la demande alimentaire sera également abordée dans une dernière section.

1.a. Mécanique biophysique

Le stockage du carbone

La surface des terres émergées s'étend sur environ 13 000 millions d'hectares (Mha). Les surfaces de cultures occupent environ 1 500 Mha (dont environ 40 millions d'ha utilisés pour les biocarburants), les pâtures 4 700 Mha et les forêts 4 100 Mha, avec cependant une incertitude substantielle concernant ces 2 dernières catégories.

Les zones de cultures, pâtures et forêts sont caractérisées par des stocks de carbone spécifiques qui dépendent également du climat et du type de sol. Le stock de carbone est composé du carbone du sol (voir Figure 1) - constitué notamment des racines, mais sa composition est très complexe et hétérogène -, et du carbone de la végétation (voir Figure 2) – constitué des troncs, branches et feuilles. Le carbone du sol des forêts est systématiquement plus élevé que celui des cultures et généralement plus élevé que celui des pâtures (voir Figure 1), mais l'écart est parfois minime (en Inde ou au Moyen-Orient par exemple) et des exceptions existent (Canada, Afrique, Reste de l'Asie où les stocks de carbone du sol des pâtures sont légèrement plus importants). La situation est plus claire dans le cas du carbone de la végétation, où les stocks des forêts sont alors nettement plus élevés que ceux des pâtures et cultures.

Au total, il n'y a donc pas d'ambiguïté sur le fait que la conversion d'un écosystème forestier en pâtures et, a fortiori, en cultures (par exemple oléagineuses) génère un déstockage important de carbone : si la variation des stocks dans les sols peut être faible, voire légèrement négative, la variation des stocks dans la végétation est massive, d'au moins 60 tC/ha dans toutes les régions du monde à l'exception du Moyen-Orient où les cultures bioénergétiques sont de toute façon exclues.

Concernant les pâtures, les stocks de carbone présents dans la végétation sont comparables à ceux des cultures, le carbone du sol des pâtures est en revanche plus élevé que celui des cultures dans la plupart des régions du monde. Par conséquent, une conversion de pâtures en cultures (par exemple oléagineuses) est également responsable d'un déstockage substantiel de carbone d'au moins 50 tC/ha dans la plupart des régions du monde.

Il est important de noter que les chiffres présentés sur les Figures 1 et 2 constituent des moyennes régionales. Les stocks de carbone peuvent varier en fonction de certaines spécificités locales. C'est le cas par exemple des sols de tourbières, dont le contenu carbone est particulièrement riche.

Rappelons qu'une tourbière est une zone humide dont le sol est composé d'une très forte teneur en matière organique d'origine végétale peu ou pas décomposée du fait des conditions anaérobies qui y prévalent (cf encadré 3.1). Ces sols ont pour cette raison des stocks de carbone particulièrement élevés. D'autres gaz à effet de serre (GES - méthane et protoxyde d'azote) peuvent également être relargués lors du drainage des tourbières. Le GIEC estime que le drainage des tourbières et les incendies associés représentent environ 10% des émissions totales du secteur agricole et des terres, soit environ 1GtC/an.

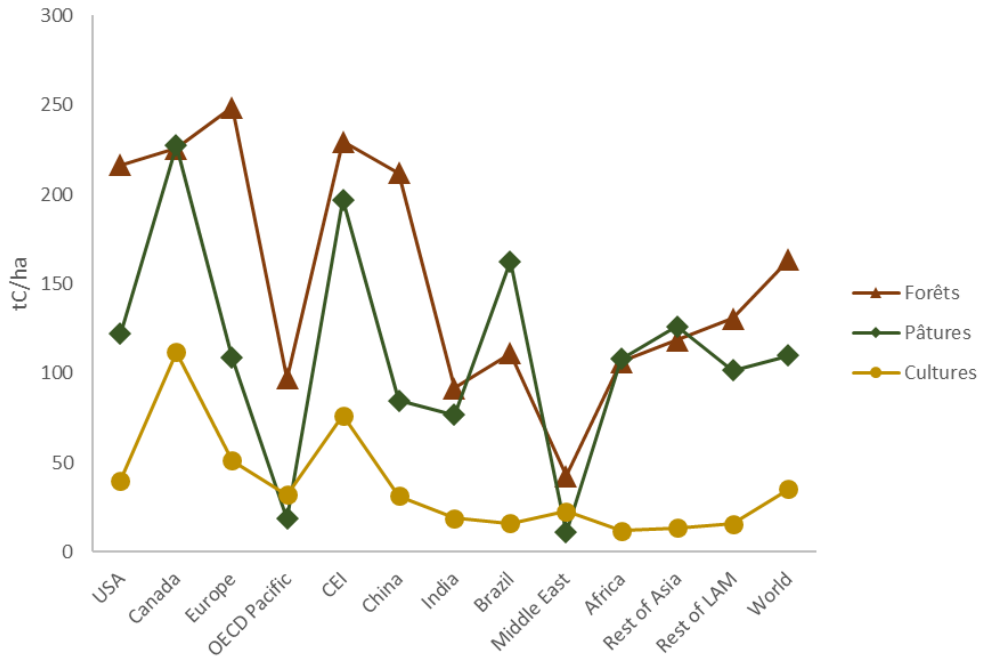


Fig. 1: Stocks de carbone dans les sols. Source : modèle ORCHIDEE.

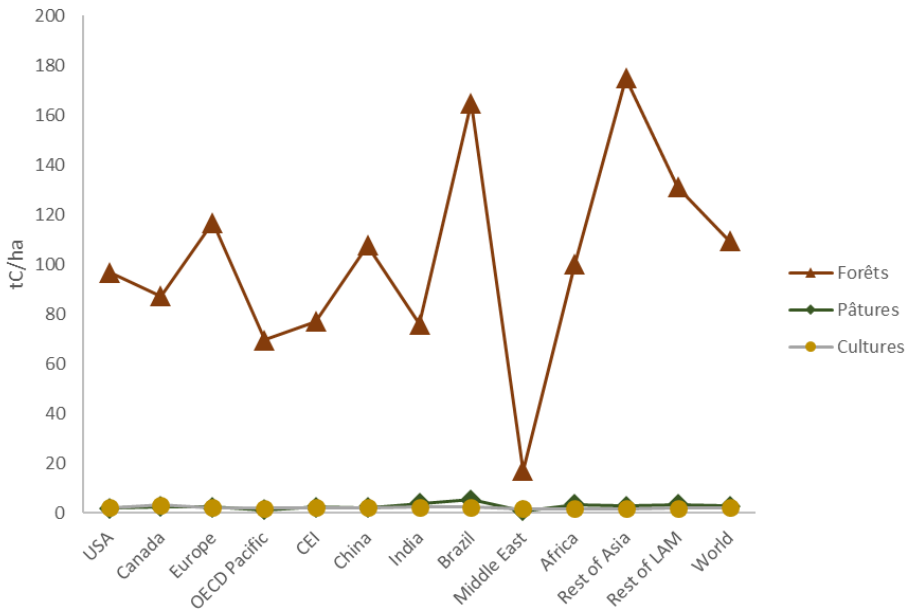
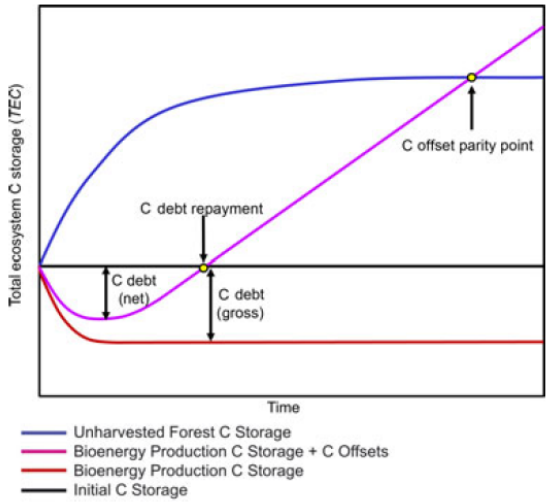


Fig. 2: Stocks de carbone dans la végétation. Source : modèle ORCHIDEE.

Le déstockage du carbone

Le déstockage de carbone suit une dynamique spécifique lors de la conversion vers un écosystème cultivé. Après un relargage rapide issu du défrichage de la terre par le feu ou de la décomposition des feuilles et des racines fines suit une période prolongée de libération des gaz à effet de serre issus de la décomposition des racines et branches grossières. Passé cette phase, le stock de carbone se stabilise. Ce processus est illustré sur la courbe en rouge de la figure ci-dessous issue de Gibbs et al. (2008).



Le concept de dette carbone est défini dans l'article de Fargione et al. (2008) comme le volume de CO_2 déstocké durant les 50 premières années du processus. Au cours du temps, les biocarburants responsables de façon directe ou indirecte de la conversion de l'écosystème peuvent rembourser cette dette si leurs émissions de GES liées à la production et la combustion sont inférieures à celles des carburants fossiles qu'ils remplacent. Ce processus est illustré sur la courbe en violet. Cette courbe est la somme de la courbe en rouge et d'une droite passant par l'origine et dont la pente est égale au bénéfice annuel de la substitution des biocarburants aux carburants fossiles. La durée de remboursement de la dette carbone (carbon payback time) s'établit au point où la courbe en violet coupe l'axe des abscisses.

En tenant compte de la part de co-produits (par exemple les tourteaux de soja), du type de culture (huile de palme, soja, maïs, sucre de canne ou plantes herbacées pour de l'éthanol de seconde génération), et de l'écosystème initial (forêt tropicale, forêt sur tourbières, Cerrado boisé ou en prairie, terre agricole abandonnée ou terre marginale), Fargione estime que la dette carbone des biocarburants se situe entre 0/1 an pour l'éthanol de seconde génération produit à partir de plantes herbacées sur des terres abandonnées ou marginales et 423 ans pour le biodiesel d'huile palme sur tourbières boisées. Ces résultats ont par la suite été affinés par Gibbs et al. (2008). Cette étude obtient par exemple une dette carbone de 651 ans pour la production de palmier à huile issue de la conversion d'une tourbière boisée (voir Tableau 1 pour le détail des résultats). Notons qu'au-delà de ce cas extrême, la dette carbone du palmier à huile peut être plus modérée : entre 5 et 202 ans s'il est cultivé sur une forêt secondaire, entre -2 et 123 ans s'il est cultivé sur une pâture.

Le profil spécifique d'émissions des biocarburants soulève la question de la répartition des émissions au cours du temps pour le calcul de leur bilan GES. Ne considérer que les émissions de la première année surestimerait fortement l'impact environnemental des biocarburants. Il est nécessaire de prendre en compte une période plus longue afin de tenir compte du mécanisme de remboursement de la dette carbone. Les émissions des biocarburants seront généralement plus basses avec une période plus longue, car dans la plupart des cas l'essentiel du déstockage de carbone se produit au cours des premières années. Les tourbières constituent cependant une exception, le déstockage de carbone pouvant rester substantiel jusqu'à 50-100 ans.

La Commission Européenne retient conventionnellement une période de 20 ans pour l'évaluation environnementale des biocarburants, l'US Environmental Protection Agency (EPA) et le California Air Resources Board une période de 30 ans.

En années			**Forêt tourbière**	**Forêt primaire**	**Forêt secondaire**	**Savane arborée**	**Pâture**	**Terre dégradée**
Amérique Latine	Tropiques humides	Palmier	-	77	33	15	0	0
		Soja	-	645	353	220	48	0
	Tropiques semi-humides	Palmier	-	41	14	3	0	0
		Soja	-	488	276	168	51	0
	Aride	Palmier	-	45	17	5	0	0
		Soja	-	500	280	175	42	0
Afrique	Tropiques humides	Palmier	-	399	202	123	7	0
		Soja	-	2200	1205	747	159	0
	Tropiques semi-humides	Palmier	-	211	105	60	0	0
		Soja	-	1799	998	623	169	0
	Aride	Palmier	-	40	14	1	-13	0
		Soja	-	543	322	197	74	0
Asie du Sud-Est	Tropiques humides	Palmier	651	71	29	15	0	0
		Soja	12305	1628	870	624	169	0
	Tropiques semi-humides	Palmier	-	32.9	10.7	2	0	0
		Soja	-	734.5	424.7	309.9	148	0
	Aride	Palmier	-	21.2	4.8	-1.9	0	0
		Soja	-	816.2	490.2	365.6	182.4	0

Tableau 1 : Durée de remboursement de la dette carbone (en années) pour la production de biodiesel à partir d'huile de palme ou soja selon différentes localisations, climats et écosystèmes initiaux. Source : Gibbs et al. (2008).

1.b. Mécanique économique

Le schéma présenté sur la Figure 3 illustre les différentes réponses possibles du système agricole à une demande additionnelle de biomasse à usage énergétique.

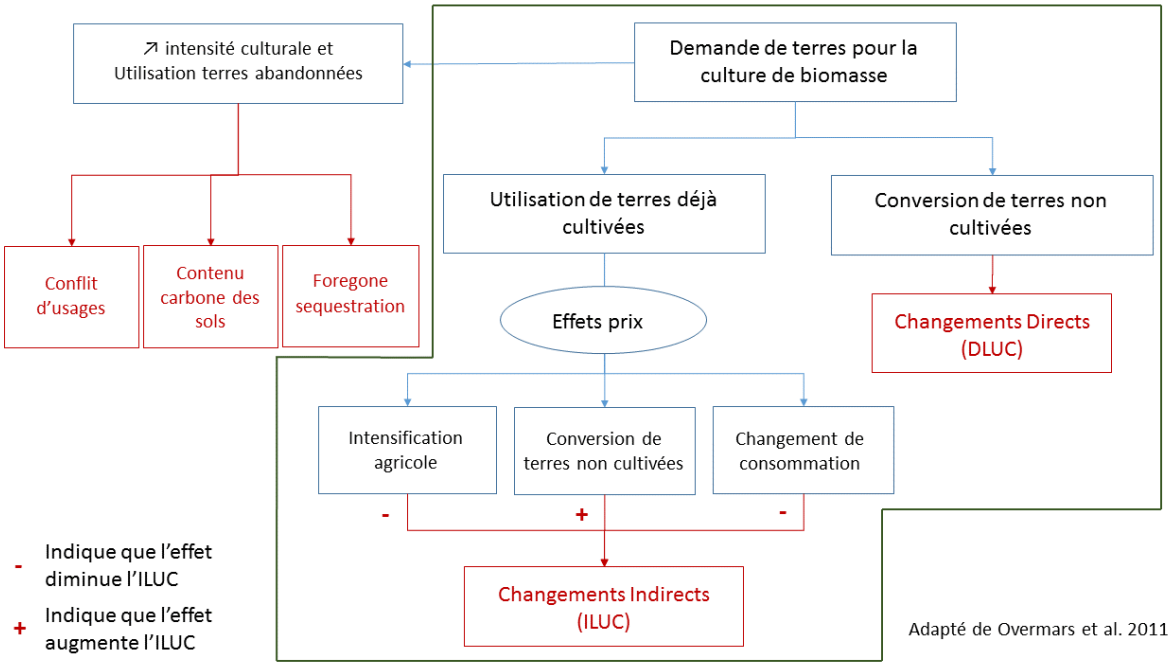


Fig. 3 : Effets d'une demande additionnelle de terres sur le système agricole. Le cadre vert indique le champ d'analyse des modèles agro-économiques usuels.

Cette demande peut être satisfaite en convertissant directement une forêt ou une pâture en culture. On appelle cette conversion changement direct d'usages des sols (DLUC en anglais). Dans ce cas, l'effet sur les marchés agricoles est négligeable car l'offre s'est directement adaptée à la demande.

La demande de biomasse peut aussi être satisfaite en remplaçant une culture à usage non-énergétique en culture énergétique. Comme dans le cas précédent, l'offre doit alors s'adapter à la demande. A défaut d'une adaptation directe comme dans le cas précédent, cela se fait cette fois par le canal des prix via les marchés agricoles. L'accroissement de la demande de biomasse - sans compensation équivalente du côté de l'offre - entraine un déséquilibre sur les marchés qui doit être compensé par une augmentation des prix. Plusieurs effets découleront de cette augmentation des prix : (i) une augmentation des surfaces cultivées ; (ii) un accroissement des rendements agricoles ; (iii) une baisse de la demande alimentaire. Le premier effet allant dans le sens d'un accroissement des changements d'usages des sols, les 2 suivants dans le sens d'une diminution.

Des prix plus élevés augmentent la rentabilité de la terre, ce qui incite les agriculteurs (i) à investir pour augmenter les rendements et (ii) à mettre en culture des terres qui n'étaient auparavant pas rentables. La question est de savoir quelle sera la contribution relative de la réponse en rendements et de celle en surface. Dans son article de 2008 publié dans Science, Searchinger suppose que la réponse en rendement est comprise entre 0 et 20% (i.e., entre 0 et 20% de la production supplémentaire est satisfaite par une augmentation des rendements). Cette hypothèse repose sur l'idée que les hausses potentielles de rendement seront partiellement ou complètement compensées par des pertes de rendement liées à la mise en culture de nouvelles terres moins fertiles. Ces chiffres ont été remis en cause par Keeney et Hertel dans un article de 2009 qui démontre que la contribution des rendements serait d'environ 30%, plutôt que 20% au maximum. Cette étude ne met néanmoins pas un terme au débat, car elle repose sur des données agrégées à l'échelle des Etats-Unis qui ne permettent pas de tenir pleinement compte de certains mécanismes complexes, tels que la réduction des rendements en cas d'expansion agricole sur des terres moins fertiles. De ce point de vue, les données spatialisées, utilisées par exemple par le modèle Globiom, offrent une précision permettant d'aboutir à des résultats plus fiables.

Les consommateurs réagissent quant à eux à l'augmentation des prix en réduisant leur consommation alimentaire sur les postes de dépenses les plus élastiques au prix : pertes et gaspillages et consommation de viande essentiellement. Outre ces 2 postes, la demande alimentaire est considérée comme relativement inélastique au prix.

La somme des 3 effets (i) accroissement des rendements agricoles ; (ii) augmentation des surfaces cultivées ; (iii) baisse de la demande alimentaire correspond à ce qu'on appelle les changements indirects d'usages des sols (Indirect Land-Use Change, ILUC).

Outre ces 3 effets, d'autres mécanismes en réponse à une demande additionnelle de biocarburant peuvent être envisagés : l'augmentation de l'intensité culturale[2] (réduction des jachères ou augmentation des rotations) et la mise en culture de terres abandonnées. Ces mécanismes sont généralement moins bien pris en compte dans les modèles économiques (à l'exception notable du modèle Globiom). Leur significativité dans la réalité est aussi difficile à évaluer en raison du manque de données.

L'augmentation de l'intensité culturale n'induit pas de changement indirect d'usages des sols, elle peut cependant avoir un impact négatif sur le contenu carbone des sols du fait d'une surexploitation des terres et d'un temps de jachère réduit. La question du carbone des sols est aujourd'hui un sujet de préoccupation politique important avec l'initiative internationale « 4 pour 1000 » lancée par Stéphane Le Foll en 2014.

La mise en culture de terres abandonnées peut entrainer un conflit d'usages, car ces terres sont souvent fauchées pour fournir du fourrage. Elle peut aussi stopper la « séquestration virtuelle » (foregone sequestration), c'est-à-dire le carbone qu'aurait séquestré ces terres si elles avaient été laissées à l'abandon. Vuichard et al. (2009) estime qu'il faudrait environ 30 ans à des biocarburants issues de plantes herbacées/légumineuses dites LIHD (Low Input, High Diversity) pour compenser la séquestration virtuelle de terres abandonnées.

1.c. Interaction avec la demande alimentaire

Ainsi que le soulignait la section précédente, les ILUC sont des effets générés par les variations de prix et dépendent par conséquent intrinsèquement des conditions de marché : plus les marchés seront en tension, plus l'effet sur les prix d'une production de biocarburant sera élevé et plus les ILUC seront importants.

Une demande alimentaire élevée aura par ce biais un effet multiplicateur sur les ILUC. Cela est illustré sur la Fig. 4 qui montre que l'écart de prix (voir axe des y) suite à un choc de biocarburant est d'autant plus grand lorsque la demande alimentaire est élevée. De façon plus générale, des prix des engrais élevés ou un choc climatique peuvent de la même manière avoir un effet multiplicateur sur les ILUC des biocarburants.

Les principales projections sur la place (IFPRI ou FAO) envisagent toutes une augmentation des prix dans les années à venir sous l'effet, notamment, d'une demande alimentaire croissante dans les pays en transition ou en développement. Cet effet, cependant, est déjà prix en compte dans les modèles

[2] L'intensité culturale est définie comme le ratio des terres récoltées sur les terres cultivées. Une intensité supérieure à 1 signifie que les terres sont récoltées plusieurs fois par an. Une intensité inférieure à 1 indique que des terres sont laissées en jachère.

économiques et ne viendra se surajouter aux estimations existantes qu'en cas de chocs de prix non anticipés par ces modèles (chocs climatiques par exemple).

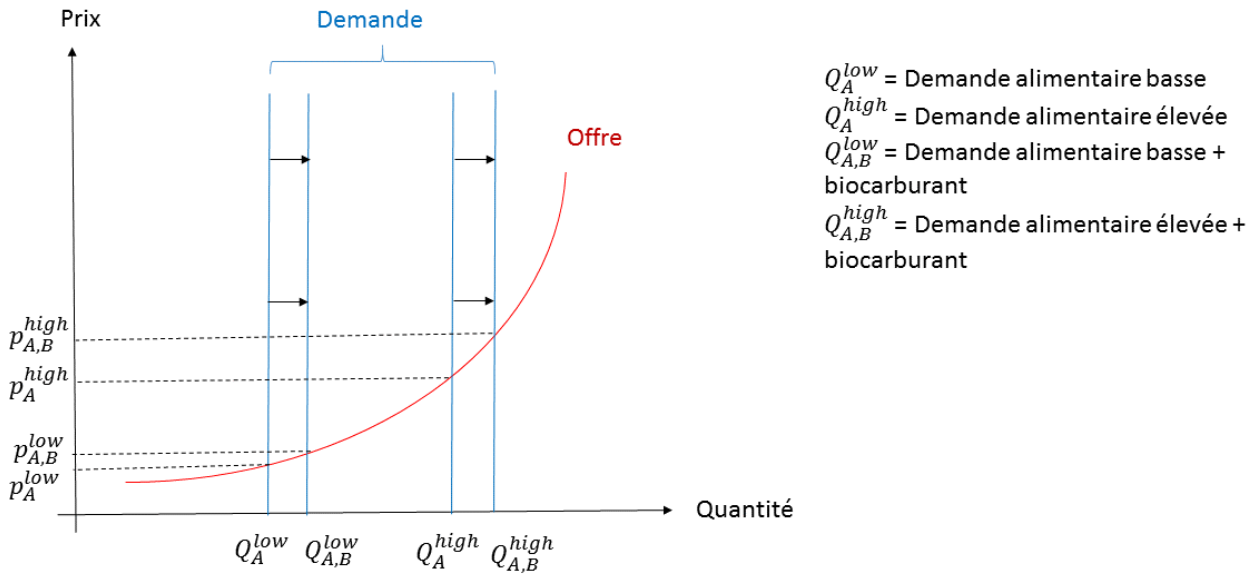


Fig. 4 : Variations de prix suite à un choc de biocarburant dans le cas d'une demande alimentaire basse et élevée.

Eclairage 2 : évaluation de l'impact environnemental du changement d'affectation des terres

Cette section se concentre sur l'impact environnemental des biocarburants évalué en termes d'émissions de gaz à effet de serre liées au changement d'affectation des terres (CAT). Dans ce cadre, la principale question consiste à déterminer la variation du stock de carbone des sols et de la végétation résultant de la production additionnelle de biocarburant. Pour faire ce calcul, il est nécessaire de comparer les usages des sols observés avec ce qu'ils auraient été dans un scénario de référence sans production additionnelle de biocarburant. La difficulté de l'exercice consiste à reconstituer ce scénario de référence sachant qu'il s'agit d'un scénario virtuel (i.e., si nous n'avions pas produit de biocarburant) sur lequel il n'existe pas de données. Il n'existe pour ce faire aucune solution simple car le système agricole est un système cohérent dans lequel les usages des sols dépendent de la production et des rendements, qui dépendent eux-mêmes des prix, qui dépendent eux-mêmes de la demande et des facteurs influant sur les rendements (climat, prix des intrants etc.). Autrement dit, modifier un élément (par exemple les prix) modifie l'ensemble du système (les rendements, la production etc.).

Des tentatives d'évaluation de l'impact sur les CAT à partir de modèles simples (approche dite descriptive causale) existent (Fritsche et al., 2009 ; Fritsche et al., 2010) mais elles se sont révélées peu concluantes, leurs résultats reposant sur un coefficient de risque d'ILUC fixé à des niveaux plus ou moins arbitraires (25%, 50%, 75% pour des niveaux de risques respectivement minimaux, moyens et maximaux). De même, l'évaluation des CAT sur données historiques s'est révélée délicate à mener. Sur la base d'une méthode empirique utilisée sur les Etats-Unis entre 2002 et 2007, Kim et Dale (2011) aboutissent à une conclusion ambigüe, à savoir soit la production de biocarburant n'a pas induit d'ILUC sur cette période, soit la méthode n'est « pas adaptée pour les détecter ». Overmars et al. (2011) ont quantifié les ILUC résultant de la production de biocarburant en Europe en 2007. Cependant, faute de données historiques suffisamment précises, les auteurs ont eu recours au modèle de simulation IMAGE afin de simuler les transitions entre usages des sols. L'étude aboutit à la conclusion que la production de biocarburant en Europe en 2007 (essentiellement du biodiesel à base de colza) a généré des émissions CAT substantiels d'au moins 30 gCO2/MJ [3].

Du fait de ces difficultés, les méthodes les plus employées pour estimer l'impact des biocarburants sur le CAT reposent sur l'utilisation de modèles économiques. Cette approche se justifie en raison de l'importance des mécanismes de prix dans la dynamique des CAT, et, comme nous l'avons mentionné précédemment, de la nécessité de comparer les observations avec un scénario virtuel sans biocarburant. L'utilisation de tels modèles implique cependant un certain nombre de limites dans l'interprétation de leurs résultats. Ainsi que le précisent Peace et Weyant dans leur article « Insights not numbers » (2008), « les modèles sont un outil précieux pour explorer des choix politiques alternatifs et pour générer des idées (insights) sur la façon dont l'économie pourrait répondre à différents types et formes de réglementation. Ils ne peuvent toutefois pas prédire les événements futurs, ni produire des projections précises des conséquences d'une politique spécifique. »

[3] Pour obtenir le bilan carbone des biocarburants dans ce scénario, il faut ajouter ~60 gCO2eq/MJ correspondant aux étapes de production, transport, transformation et distribution. Le total (~90 gCO2eq/MJ) est à comparer à la référence fossile d'environ ~90gCO2eq/MJ.

2.a. Aperçu sur les modèles économiques

On classe généralement les modèles économiques en 2 catégories : les modèles d'équilibre partiel et les modèles d'équilibre général. Les premiers se concentrent sur le secteur agricole en supposant que l'influence des autres marchés (travail, capitaux, énergie, transport etc.) est exogène, et par conséquent indépendante des évolutions sur les marchés agricoles. Les principaux modèles dans cette catégorie sont FAPRI (utilisé dans l'article de Searchinger et al., 2008), GLOBIOM (utilisé par la Commission Européenne pour le rapport Ecofys), IMPACT (développé par l'Institut international de recherche sur les politiques alimentaires, l'IFPRI), CAPRI (développé par la Commission Européenne) et AGLINK-COSIMO (développé conjointement par l'OCDE et la FAO). Les modèles d'équilibre général calculent de façon endogène les dynamiques à la fois sur le secteur agricole et les secteurs non-agricoles. Ils sont donc par exemple capables de prendre en compte la rétroaction de la demande de transport sur la demande en biocarburant. Parmi les principaux modèles d'équilibre général, on peut citer le modèle GTAP (Purdue University), le modèle MIRAGE (CEPII/IFPRI) et le modèle AIM (National Institute for Environmental Studies, Japon).

En dépit de ces différences, le principe de base des 2 types de modèle est le même. Il s'agit dans les 2 cas d'optimiser une fonction objectif (généralement la maximisation du profit ou la minimisation des coûts du producteur et l'utilité du consommateur) sous contrainte d'équilibre du ou des marchés entre offre et demande. Le résultat de ce programme d'optimisation fournit les prix, les rendements, les usages des sols (déduits de la profitabilité relative de chaque type de culture compte tenu de la contrainte de terre et de rotation des cultures) et les productions régionales (compte tenu du commerce international déterminé par les prix relatifs dans chaque région).

La communauté scientifique spécialisée dans le développement des modèles économiques est importante (> 100 chercheurs dans le monde) et est bien structurée autour de forums de discussion (AGMIP : Agricultural Model Intercomparison Project, IAMC : Integrated Assessment Model Consortium, Energy Modelling Forum). Suite à l'effervescence du début des années 2010, le sujet ILUC est en revanche actuellement quelque peu délaissé dans la littérature scientifique au profit de sujets portant sur la production de bioénergie de 2ème génération associée à la capture et séquestration du carbone (BECCS).

Les modèles d'équilibre général

Si les modèles d'équilibre général offrent l'avantage de la cohérence intersectorielle, ils proposent en revanche une description du secteur agricole moins détaillée que les modèles d'équilibre partiel. Cette description repose sur des matrices entrées-sorties qui fournissent les données sur la combinaison nécessaire d'inputs pour obtenir un output donné. Des fonctions de production sont calculées sur cette base afin de représenter l'enveloppe des niveaux de production atteignables pour chaque combinaison d'inputs.

Dans le cas simple d'une fonction représentant la production d'un bien agricole Y à partir de 2 inputs - la terre (T) et les engrais (E) -, la fonction de production Y = F(T , E) indiquera pour chaque combinaison d'inputs (T,E) le niveau de bien agricole Y qui peut être obtenu. Le résultat de la maximisation du producteur donnera l'utilisation d'inputs (T,E) permettant d'obtenir la production optimale Y* compte tenu du prix des inputs P_T et P_E.

La combinaison d'inputs obtenue dépend d'hypothèses sur la substituabilité entre facteurs de production. Cette substituabilité est prise en compte dans la fonction de production au travers de paramètres d'élasticités de substitution. Il est possible de représenter les hypothèses de substitution entre facteurs sous la forme d'arbres. La Figure 5 présente un exemple d'arbre de substitution dans le cas de notre fonction de production à 2 facteurs : terre et engrais. A titre illustratif, le facteur terre

est ensuite désagrégé entre terres agricoles et non agricoles (cet étage déterminant l'expansion potentielle de l'agriculture sur les forêts), puis entre pâtures et cultures, et enfin entre les différents types de cultures. Les niveaux de substituabilité entre chaque type de terre dépendent des paramètres $\sigma_{F,L,P,C}$. Ces paramètres sont estimés à partir de méthodes économétriques sur des zones géographiques spécifiques puis extrapolés à l'ensemble des régions du monde.

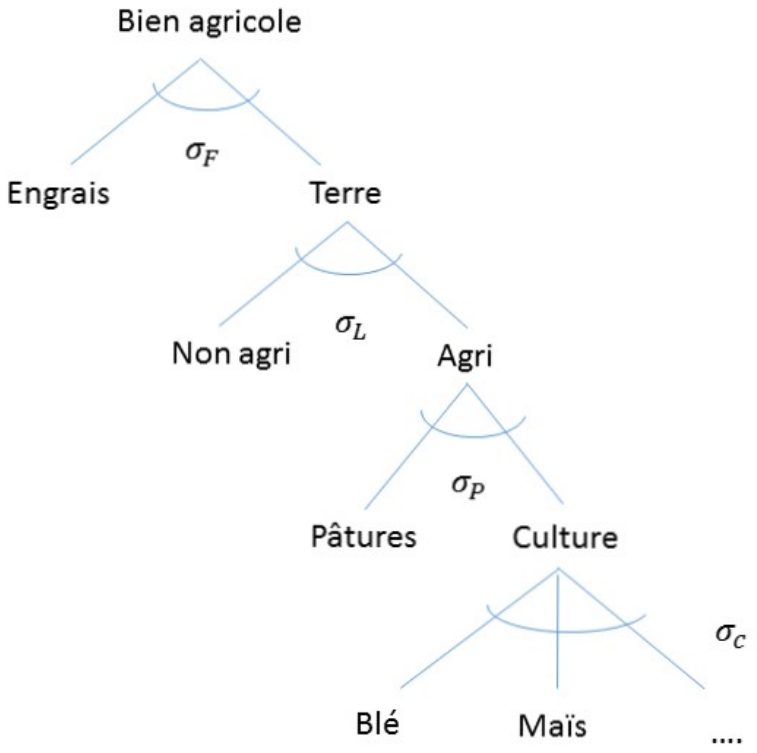


Fig. 5 : Exemple d'arbre de substituabilité.

Des versions plus sophistiquées des modèles d'équilibre général peuvent prendre en compte différentes qualités de terres, afin de mieux prendre en compte l'hétérogénéité de l'intrant foncier.

Les modèles d'équilibre partiel

L'intérêt des modèles d'équilibre partiel est de permettre une description plus fine du secteur agricole que les modèles d'équilibre général. Une nouvelle génération de modèles est notamment apparue au début des années 2010 proposant une modélisation dite bottom-up dans laquelle le secteur agricole est construit à partir de ses structures fondamentales (usage des sols, système de management) vers les marchés. La structure de ces modèles leur permet d'intégrer une dimension spatiale explicite capable de prendre en compte avec une plus grande de précision les contraintes biophysiques affectant l'évolution des rendements et l'expansion agricole. Le développement de ces modèles a été rendu possible par la disponibilité de données satellites sur les usages des sols et le climat. GLOBIOM, MAgPIE (développé par le Postdam Institute for KIimateforschung) et NLU (développé par le CIRED) constituent les principaux modèles de ce type.

Le modèle GLOBIOM détermine les usages des sols et l'équilibre des marchés agricoles et forestiers en maximisant la somme du surplus du producteur et du consommateur, tout comme pourrait le faire un modèle d'équilibre général. Mais, plutôt que d'utiliser une fonction mathématique reflétant

mal la réalité physique, le modèle GLOBIOM se fonde sur le modèle biophysique de végétation EPIC, le modèle d'élevage RUMINANT et le modèle de forêt G4M[4] pour paramétrer les dynamiques de rendements et d'usages des sols. Ainsi, les résultats du modèle GLOBIOM correspondent à des systèmes de management et à des combinaisons de rotation de cultures réalistes.

2.b. Principaux résultats

L'article de Searchinger et al. (2008) constitue la première réelle évaluation de l'impact de la production de biocarburant sur les changements d'usages des terres incluant les effets indirects. Cette étude se concentre sur l'éthanol produit à partir de maïs et ne fournit pas de résultats sur le biodiesel.

Suite à cet article, un grand nombre d'évaluations ont été publié sur une variété de cultures et de zones géographiques. La plupart de ces travaux ont été produits entre 2008 et 2012. La méta-analyse menée par de Cara et al. (2012) offre une excellente synthèse de l'ensemble des résultats publiés. 71 références fournissant 239 évaluations du changement direct et 561 évaluations du changement direct et indirect ont été collectées. Les données collectées sont caractérisées par une grande variabilité. Néanmoins un certain nombre de lignes directrices ressortent :

1. En tenant compte des émissions directes et indirectes du changement d'usages des terres, les émissions des biocarburants sont supérieures à celles du carburant fossile dans plus de la moitié des évaluations. Plus de deux tiers des évaluations aboutissent à un bilan total en émissions qui ne permet pas de respecter le seuil de réduction des émissions de GES de 35% par rapport à celles du carburant fossile de référence ;

2. Les cultures oléagineuses sont associées à des émissions dues au changement d'usages des sols sensiblement plus importantes que les cultures destinées à la production d'éthanol (voir Fig.6). Dans l'ensemble, l'évaluation médiane des scénarios de biodiesel est de 61 gCO2eq/MJ contre 31 gCO2eq/MJ pour l'éthanol ;

3. D'autres facteurs que le type de plante ou de filière comptent : les approches fondées sur les modèles économiques aboutissent à des évaluations plus élevées que des approches heuristiques sans représentation explicite des dynamiques économiques ; la production de biocarburant en Amérique Latine génère des émissions du CAT plus élevées que dans les autres régions du fait de l'impact sur la déforestation ; les résultats dépendent enfin très fortement du type de terres converties (par exemple tourbières ou forêts tropicales).

Ces conclusions se retrouvent dans les principales évaluations publiées depuis 2008 : le rapport de l'IFPRI réalisé pour la commission européenne (Laborde et al., 2011) et le rapport ECOFYS / IIASA / E4TECH réalisé à partir du modèle GLOBIOM (voir Tableau 2). On peut noter que les estimations du rapport ECOFYS sont substantiellement supérieures à celles du rapport de l'IFPRI, et, par rapport à la méta-analyse de de Cara et al. (2012), elles se positionnent plutôt dans la fourchette haute, excepté pour le maïs. Les auteurs du rapport ECOFYS expliquent ces écarts par la prise en compte de la séquestration virtuelle (voir éclairage 1) et par de plus fortes émissions liées au drainage de tourbières pour la production d'huile de palme et de soja. Cette dernière hypothèse explique selon les auteurs l'écart particulièrement important avec les évaluations de l'IFPRI concernant l'huile de

[4] La description du modèle EPIC peut être trouvée ici : http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/EcosystemsServicesandManagement/EPIC.en.html, celle du modèle G4M ici : http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/modelsData/G4M.en.html et celle du modèle RUMINANT ici : http://www.pnas.org/content/110/52/20888.abstract

palme et le soja. Le rapport ECOFYS retient en effet un taux d'expansion sur les tourbières de 32% (intervalle : 11%-57%) en Indonésie et de 34% (intervalle : 14%-52%) en Malaisie associé à un facteur d'émission de 61 tonnes de CO2eq/ha/an, tandis que le rapport de l'IFPRI retient un taux d'expansion de l'huile de palme sur les tourbières de 30% associé à un facteur d'émission de 55 tonnes de CO2eq/ha/an.

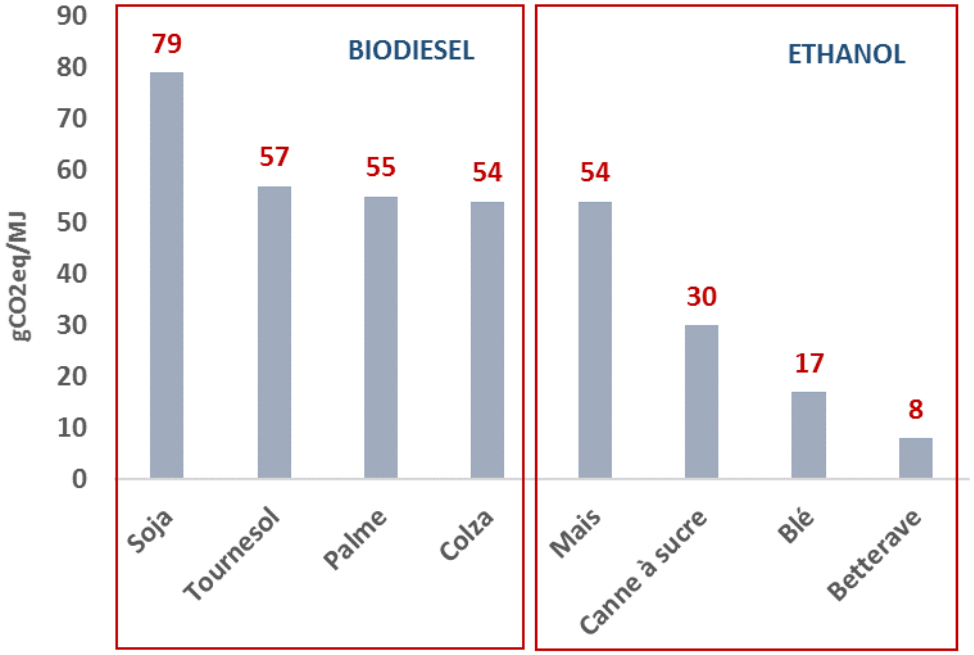


Fig. 6 : Médianes des émissions dues au changement d'usage des sols (direct + indirect) par type de cultures (source : de Cara et al., 2012).

Tableau 2 : Comparaison des émissions du changement d'usage des sols (direct + indirect). Les données entre parenthèses indiquent les estimations sans séquestration virtuelle.

En gCO2eq/MJ	De Cara et al. (2012)	IFPRI (2011)	ECOFYS/IIASA/E4TECH (2015)
Soja	79	56	150
Palme	55	54	231
Colza	54	54	65 (*56*)
Tournesol	57	52	63 (50)
Maïs	54	10	14 *(8)*
Canne à sucre	30	13	17
Blé	17	14	34 (22)
Betterave	8	7	15 (11)

Le rapport ECOFYS fonde ses hypothèses relativement pessimistes sur la base d'articles récents montrant un taux élevé d'expansion des cultures d'huile de palme sur les tourbières. Gunarso et al. (2013) révèle ainsi que ce taux a atteint 46% dans certaines régions de Malaisie entre 2005 et 2010, un chiffre corroboré par les données de la Malaysian Palm Oil Board. Miettinen et al. (2012) obtient

pour l'Indonésie un taux de 25,4% sur 2005-2010 en nette hausse par rapport à la période 2000-2005 (22,2%).

2.c. Paramètres d'influence

Les facteurs influençant les bilans environnementaux des biocarburants sont nombreux en fonction de la localisation géographique, de la filière, des pratiques agricoles etc. (voir Eclairage 3). Dans le cadre simplifié des modèles économiques, il est possible d'identifier un certain nombre de paramètres dont l'influence sur les résultats est particulièrement importante.

Il s'agit en premier lieu du **rendement de la matière première utilisée pour la production de biocarburan**t. La palme et la canne à sucre sont les 2 plantes aux rendements les plus élevés pour produire respectivement du biodiesel et de l'éthanol. Les autres plantes pour la production de biodiesel (colza, soja, tournesol) ont en moyenne un rendement plus faible que celles utilisées pour la production d'éthanol (maïs, blé, betterave et canne à sucre). C'est l'une des raisons pour lesquelles l'impact sur le CAT du biodiesel est en moyenne plus important que l'éthanol (voir encadré 1).

Un second paramètre important concerne **le type de terres converties directement ou indirectement pour la production de biocarburant**. Ainsi que l'avons vu dans la section précédente, le taux d'expansion des cultures sur les tourbières a une influence cruciale sur les facteurs d'émissions du palmier à huile et du soja. De même, le bilan en émissions sera fortement alourdi si la production de biocarburant implique la conversion de forêts primaires.

Chaque matière première utilisée pour la production de biocarburant est associée à un crédit correspondant aux **co-produits** qu'elle génère : tourteaux pour les plantes oléagineuses, dry distillers grains with solubles (DDGS) pour les céréales, pulpes surpressées pour la betterave à sucre. Le soja bénéficie du crédit le plus élevé (~0.11 MJ de co-produits/ MJ de biocarburant), viennent ensuite la betterave à sucre (~0.04 MJ de co-produits/ MJ de biocarburant) puis le blé, le maïs, le colza et le tournesol (~0.03 MJ de co-produits/ MJ de biocarburant) et enfin l'huile de palme (~0.004 MJ de co-produits/ MJ de biocarburant).

Les **possibilités de substitution entre les cultures** jouent aussi un rôle notable. On sait par exemple que les matières premières utilisées pour la production de biodiesel ont une bonne substituabilité. Ainsi, la production de biodiesel à partir de soja ou colza peut induire une substitution de production d'huile alimentaire à partir de palme meilleur marché (de Cara et al., 2012).

Le bilan en émissions sera aussi affecté par **la plus ou moins forte réponse en rendement** résultant de l'effet des biocarburants sur les prix. Il s'agit ici d'une question clé dans le cadre du débat sur les ILUC. Les bilans environnementaux des biocarburants considéraient initialement que l'augmentation des rendements compenserait intégralement le surcroit de demande de biocarburant, il n'y aurait par conséquent aucune augmentation des surfaces agricoles, et donc pas d'ILUC. Même si l'ampleur des réponses en rendement et en surfaces est encore très débattue, il est aujourd'hui admis qu'une augmentation des prix entraine effectivement une expansion des surfaces (autrement dit la réponse en surfaces n'est pas nulle). Les réponses en rendement et en surface dépendent d'une grande variété de facteurs : pratiques agricoles, contexte local etc., mais également de certains choix de modélisation (voir ci-après). Dans le cas précis du palmier à huile, le modèle GLOBIOM considère que la production additionnelle nette[5] provient à 80% d'une augmentation des surfaces et 20% d'une

[5] La demande additionnelle de biocarburant entraine, via les mécanismes de prix, une réduction de la demande de biomasse pour l'alimentation et les autres usages (voir Eclairage 1). Ainsi, dans le modèle GLOBIOM, une

augmentation des rendements, tandis que le modèle Mirage utilisé par l'IFPRI tient compte d'une contribution des surfaces de 90%, contre seulement 10% pour les rendements.

Du fait de la difficulté à appréhender certains mécanismes, tels que la substitution entre les produits et la réponse en rendements ou en en surfaces, **les résultats peuvent dépendre de certains choix de modélisation**. Ces choix ont trait en particulier à la détermination des coefficients d'élasticité : élasticités de la demande, des rendements, de l'offre de terres aux prix, et élasticités de substitution entre matières premières agricoles. La littérature académique ou grise ne fournit pas nécessairement la valeur des coefficients d'élasticités dans l'ensemble des contextes géographiques et économiques et pour l'ensemble des produits ou des inputs. Il faut dès lors faire des hypothèses plus ou moins subjectives sur la valeur de ces paramètres. Celles-ci peuvent amener certains modèles à considérer des élasticités plus faibles que d'autres. Afin d'éviter ces choix de modélisation délicats, les modèles d'équilibre partiel dits bottom up (voir ci-avant) se fondent sur une représentation explicite des mécanismes d'expansion et d'intensification agricole, leur permettant de faire un moindre recours aux élasticités. Par exemple, dans ces modèles, l'offre de terre est déterminée sur la base d'observations sur la qualité et la disponibilité des terres, plutôt qu'au travers de paramètres d'élasticités estimés avec plus ou moins de précision.

2.d. Linéarité et niveau de résolution des estimations

Sur la base des évaluations environnementales disponibles des biocarburants, une première question est de savoir si leurs résultats dépendent de la taille des chocs (linéarité). Le système agricole est en effet caractérisé par un certain nombre de non-linéarités susceptibles de modifier les résultats en fonction du scénario simulé. Il s'agit par exemple de la marge d'augmentation des rendements agricoles : elle est élevée pour les faibles rendements et se réduit à mesure que les rendements s'accroissent pour atteindre un plateau. De même, les possibilités d'expansion agricole sur des terres à haut rendement ou à faible impact environnemental se réduisent à mesure que les aires exploitées augmentent. Il s'agit enfin de la demande alimentaire qui peut devenir rigide à l'augmentation des prix au-delà d'un certain niveau ; dans ce cas, le surcroit de demande de biocarburant ne sera plus compensé par une baisse de la consommation alimentaire induite. Au total, il est très probable que le facteur CAT soit d'autant plus élevé que le surcroit de production de biocarburant est important. Cependant, il n'existe pas à notre connaissance d'évaluation quantitative robuste qui vienne confirmer cette conclusion.

On peut enfin se poser la question de savoir si les résultats seraient différents en se focalisant au niveau local plutôt que global. Cela reviendrait à ignorer les effets indirects passant par le canal des prix. L'impact environnemental des biocarburants en serait évidemment amélioré. C'est en effet généralement à cause de ces effets indirects que le bilan carbone des biocarburants est moins favorable (voire défavorable) par rapport aux références fossiles. Pour que le niveau global puisse être ignoré, il faudrait pouvoir garantir que le projet n'a aucun effet sur les marchés agricoles, et donc n'avoir recours qu'à des ressources « hors marché » : production sur terres marginales, utilisation de résidus de culture etc. Cela n'est envisageable que pour les biocarburants dits de seconde génération, qui concernent quasiment exclusivement la filière éthanol. Pour ces biocarburants, les évaluations montrent que les impacts indirects en matière de CAT sont nuls ou

---

demande additionnelle de biocarburant de 100 MJ n'entrainera, compte tenu de cet effet, qu'une production additionnelle nette d'environ 60 MJ.

faibles. En revanche, d’autres effets indirects peuvent avoir lieu, par exemple sur la disponibilité des résidus pour les usages traditionnels (bois de chauffe, construction etc., voir Eclairage 3).

Eclairage 3 : Expliquer les évaluations des principales filières de production en termes de changement d'affectation des terres

3.a. Dynamiques de production du colza, soja et huile de palme

Les productions de cultures oléagineuses ont connu une forte croissance entre 1961 et 2014 (voir Fig. 7), sous l'impulsion combinée la consommation d'oléagineux dans les pays en développement, de la demande de protéines pour l'alimentation animale et de la demande non-alimentaire (biodiesel notamment), et de (Alexandratos et al., 2012). En moyenne annuelle, la production de colza a augmenté de +5.9% entre 1961 et 2014, celle de soja de +4.7% et celle d'huile de palme de +7.1%. La FAO prévoit un ralentissement de cette dynamique dans les décennies à venir du fait de la saturation des besoins en produits oléagineux dans les pays émergents ou en développement. L'augmentation en moyenne annuelle entre 2005 et 2050 serait de +1.3% pour le soja, de +1.7% pour l'huile de palme et de +1.6% pour le colza. Selon la prospective de la FAO, la dynamique de la production destinée au biodiesel resterait soutenue avec une croissance de près de 10% par an entre 2005 et 2020 (de 7 à 29 millions de tonnes). Il faut néanmoins noter que cette projection sur la production de biodiesel est probablement obsolète car elle a été établie en 2012, c'est-à-dire avant les modifications de l'environnement réglementaire en Europe et aux Etats-Unis.

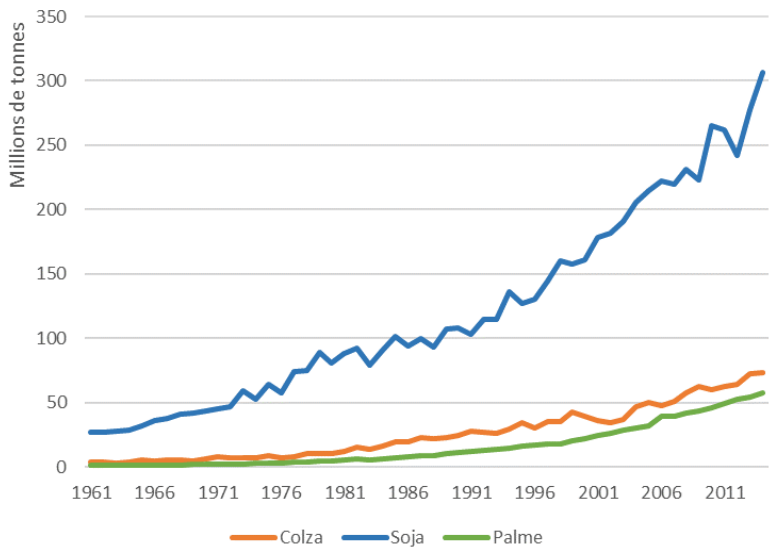


Fig. 7 : Evolution des productions de colza, soja et palme entre 1961 et 2014 (source : FAOSTAT)

La production d'oléagineux provient quasi essentiellement d'Asie (Indonésie et Malaisie) pour l'huile de palme, d'Amérique, en particulier Amérique du Sud, pour le soja, tandis que la production de colza est plus également répartie entre l'Europe, l'Asie et l'Amérique (voir Fig. 8). La Malaisie, l'Indonésie, l'Argentine et le Brésil comptent parmi les principaux exportateurs. La demande d'importation est principalement issue de pays émergents (Chine, Inde, Mexique, Turquie, Iran), la Chine représentant à elle-seule près de la moitié des importations mondiales d'oléagineux.

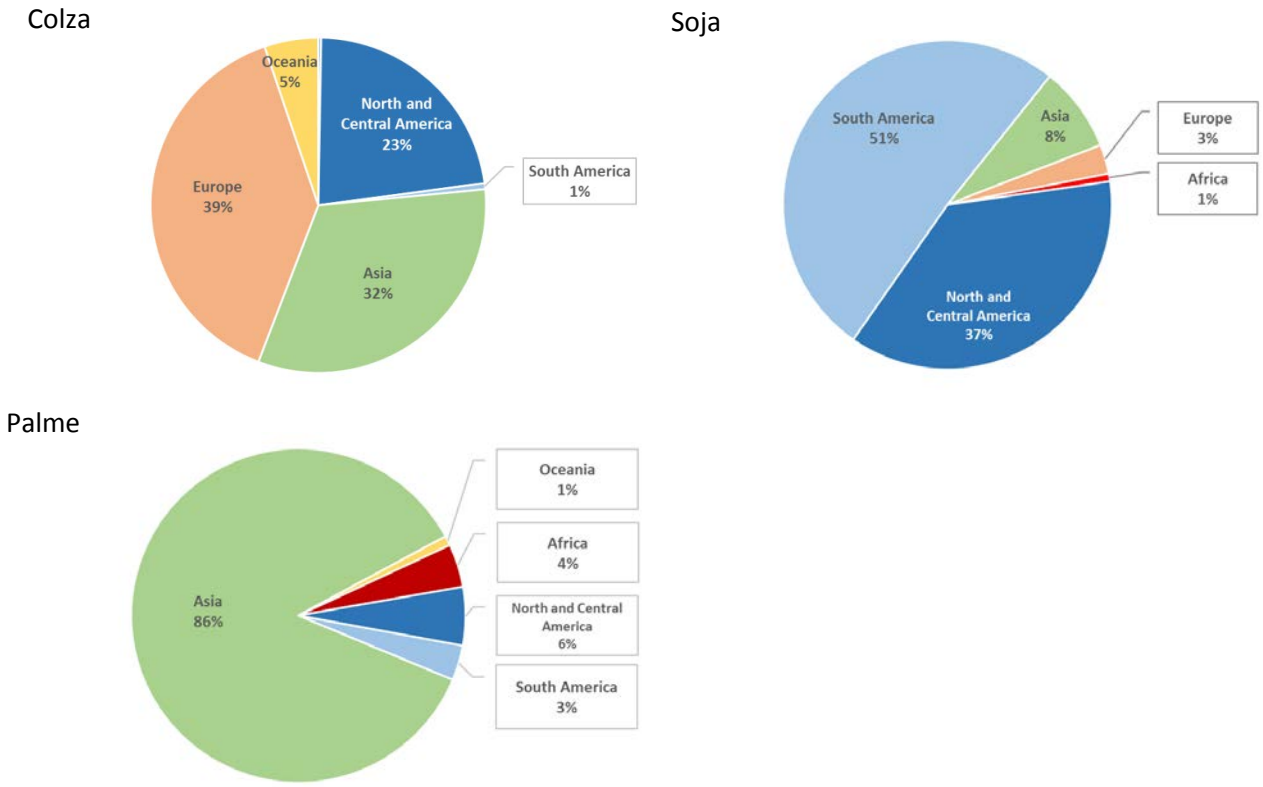


Fig. 8 : Répartition régionale des productions de colza, soja et palme en 2014 (source : FAOSTAT)

3.b. Principaux facteurs influant sur les changements d'affectation des terres

Comme déjà évoqué dans l'éclairage 2, dans le cadre simplifié des modèles économiques 3 grands paramètres influencent les CAT de manière significative : le rendement des cultures, le type de terres converties et le ratio intensification/expansion.

Ces facteurs sont eux-mêmes influencés par de nombreux autres facteurs qui dépendent des contextes sociaux, culturels et politiques dans lesquels les changements ont lieu.

Le rendement des cultures

Le rendement d'une culture est la résultante complexe de l'interaction entre trois paramètres : le potentiel génétique de la plante, l'environnement biophysique et l'environnement socio-technique. Le poids de ce dernier, appelé également « système agraire » est considérable. Il comprend les normes et pratiques de gestion de l'espace, des sols et de l'eau, du risque climatique et financier, de la main d'œuvre, etc.

Un rendement observé est toujours inférieur à son rendement « théorique » ou « espéré » qui est souvent considéré dans les modèles économiques. Cette différence, appelée le « Yield gap » est souvent encore inexpliquée et donc difficile à modéliser. Elle est très mal connue pour les plantes pérennes ou pluriannuelles (palmier à huile, canne à sucre, manioc) en grande partie car le rendement d'une année donnée se forme 2 à 3 ans avant l'apparition des fruits, des tiges ou des tubercules.

Ainsi, à titre d'exemple, l'huile de palme est produite en Asie du Sud-Est à partir de clones de palmiers dont le potentiel génétique de production est de l'ordre de 10 t huile/ha. Or, la moyenne observée est actuellement de 3.5 t/ha et dans les meilleures conditions de terrain elle n'atteint que 6.5 t/ha. De la même façon au Ghana, le potentiel génétique serait de l'ordre de 8 t/ha/an et le

potentiel observé n'est que de 1.5 t/ha/an. Cette différence interroge les agronomes car elle ne peut souvent pas s'expliquer par le matériel végétal ou les conditions climatiques. L'utilisation ou non d'intrants explique une fraction de la différence, mais ce « Yield Gap » est certainement le résultat d'une combinaison de facteurs de stress environnementaux mal connus et surtout de décisions de gestion qu'il est difficile à modéliser. En effet, le modèle de production : manuel vs mécanisé, familial vs industriel, indépendant vs contractuel, entraine des différences notables dans l'allocation des facteurs de production (main d'œuvre, intrants, mécanisation, terres) au sein des unités de production (petites fermes familiales, grandes fermes entrepreneuriales ou plantations industrielles) qui ont des impacts directs sur le rendement. Ainsi, par exemple en Malaisie, les difficultés croissantes d'accès à la main d'œuvre dans les plantations de palmier à huile entrainent des retards dans la récolte ou les replantations, ce qui explique des pertes de rendements de plus de 15%. Ce problème se retrouve également en Thailande pour la récolte de la canne à sucre.

Le type de terres converties

Dans les modèles économiques, le « type » de terre est tantôt défini par son usage (un pâturage est un usage), tantôt par sa couverture (une forêt est une couverture du sol), tantôt pas sa vocation (une aire protégée peut être une savane ou une forêt dont la vocation est d'être gardée intacte), et parfois par un type de sols (les tourbières). A chaque type de terre correspond une rentabilité potentielle et une capacité d'émission/stockage de carbone mais également une « disponibilité » à la conversion ; et les modèles arbitrent les allocations en fonction de ces 3 paramètres.

La disponibilité est un critère complexe qu'il est souvent très difficile, voire impossible à modéliser aux échelles globales et même nationales. D'une manière générale, la disponibilité est fixée soit par convention, soit par des lois (en droit positif ou coutumier[6]), soit par des normes, soit comme c'est souvent le cas par une combinaison des trois.

A titre d'exemple, considérons une parcelle de « forêt » brésilienne. Pour la FAO, cette parcelle sera considérée comme « forêt » si son couvert forestier est > 10% et ses arbres sont > 5m de haut ; pour l'ESA (European Spatial Agency), elle sera « forêt » si son couvert est > 15%. Pour l'Etat brésilien, elle sera « forêt » si son couvert est > 30%. En considérant un seuil à 30%, le WRI (World Resources Institute) estime la surface de forêts perdue dans l'Etat de Bahia entre 2000 et 2015 à 2.5 Mha. En considérant un seuil à 10%, cette surface passe à 2.8 Mha, soit près de 300 000 ha de différence. Par ailleurs, le code forestier Brésilien autorise la conversion des forêts pour planter du palmier, du soja ou de la canne à sucre, mais oblige à conserver des zones de végétation « native » (réserves légales) dont l'ampleur varie d'un Etat à l'autre. Ainsi si notre parcelle est située en Amazonie, elle ne pourra légalement être défrichée qu'à hauteur de 20%, alors que si elle est située dans l'Etat de Bahia elle pourra l'être à hauteur de 80%. Enfin, dans le cas d'une conversion vers une plantation de palmier à huile pour une exportation vers l'Europe, les normes imposées par l'UE – dont les normes RSPO, imposent « zéro déforestation » et notre parcelle ne pourra donc pas avoir cette vocation.

On voit ainsi les effets conjugués des conventions, lois et normes qui peuvent avoir des conséquences très importantes sur les surfaces considérées comme convertibles. Les analyses menées par le CIRAD en collaboration avec TOTAL dans 9 pays tropicaux mettent en évidence, que la prise en compte des conventions et lois nationales ainsi que les normes internationales de production durable peuvent réduire d'un facteur 10 la quantité des terres disponibles pour une conversion agricole.

---

[6] Le droit positif – souvent appelé droit écrit - est constitué de l'ensemble des règles juridiques écrites en vigueur dans un Etat. Il s'oppose au droit coutumier fondé des usages juridiques oraux (les coutumes) acceptées par les populations.

Les ratios intensification/expansion

Pour répondre à la demande croissante d'une culture donnée, les modèles répondent soit par l'intensification de la production (par augmentation des rendements ou dans une moindre mesure par association avec d'autres cultures), soit par l'expansion de la production sur d'autres terres (en majorité sur les forêts et pâturages)

Comme nous l'avons détaillé ci-avant les capacités d'augmentation des rendements sont complexes à appréhender et difficiles à modéliser.

Dans les grands pays producteurs et en particulier en Europe, les rendements en céréales stagnent depuis plus de 10 ans ; au Brésil et en Colombie, les rendements en canne à sucre stagnent voire décroissent depuis 2007 ; en Argentine, les rendements en soja stagnent depuis 2003. En Indonésie, les rendements en Huile de palme stagnent depuis plus de 30 ans et en Malaisie depuis environ 10 ans. Les raisons sont multiples mais deux grandes raisons expliquent la stagnation : d'un côté une cause agronomique, les sols perdent systématiquement en fertilité malgré les apports d'engrais ; et de l'autre côté un changement dans les stratégies des agriculteurs, ces derniers cherchent plus à gagner en productivité du travail et en régularité de revenus qu'en rendement.

En Afrique et dans certaines régions d'Amérique Latine, des gains de rendements sont à attendre en particulier avec un recours plus important aux intrants et à la mécanisation. Cependant, l'expérience montre que cette intensification prend non seulement du temps mais se heurte à de nombreux obstacles structurels et agronomiques. En effet, l'intensification agricole n'est réellement possible que si les sols s'y prêtent (en termes de fertilité naturelle et de réponse à long terme aux intrants), si des infrastructures existent (pour l'accès au marché, les échanges d'information), si des politiques d'accès au crédit existent (pour l'achat d'équipement et d'intrants), si l'accès à l'information et à la formation est assuré, et si le foncier est sécurisé (sécurité des droits que les agriculteurs détiennent sur une parcelle de terre). Or dans de nombreux pays Africains, comme dans les pays d'ex URSS ou les pays andins, ces conditions ne sont que partiellement réunies. Au Mali par exemple, une politique nationale volontariste d'intensification (distribution d'intrants, accès au crédit et au matériel, conseil agricole, etc.), a permis de multiplier par cinq les rendements en coton entre 1960 et 1990 mais depuis lors les rendements sont redescendus à leur niveau de 1973, et même à leur plus haut niveau (en 1987) ces rendements ont toujours été deux fois moindres que ceux obtenus aux Etats Unis.

L'intensification dans de nombreux pays est donc très incertaine et par ailleurs pas toujours souhaitées par les autorités locales car parfois source de conflits fonciers comme c'est le cas dans les zones cotonnières d'Afrique de l'Ouest.

Ainsi, pour la plupart des grandes cultures cibles des biocarburants, à l'exception de la betterave à sucre, l'augmentation de la production s'est très majoritairement faite par expansion des terres cultivées plus que par augmentation des rendements. Depuis 10 ans cette tendance s'est renforcée avec la stagnation des rendements et elle devrait perdurer dans les années à venir.

Néanmoins cette expansion dépend fortement des possibilités d'intensification de l'élevage. En effet, si on exclut l'expansion sur les forêts qui devrait diminuer à l'avenir, l'immense majorité des terres potentiellement convertibles sont des terres d'élevage extensif : savanes africaines, cerrados ou caatinga brésiliens, savanes colombiennes, chaco argentin, etc. Une étude menée par Lapola et al (2010) au Brésil montre clairement qu'une politique d'intensification de l'élevage diminuerait par deux les surfaces affectées par les objectifs Ethanol et Pro biodiesel du Brésil et par dix les facteurs d'émission directs et indirects. L'étude que le CIRAD (2014) a menée en Colombie en collaboration avec TOTAL met en évidence que sans intensification de l'élevage, aucune terre ne peut être

considérée comme disponible pour une conversion en palmier à huile. La même étude montre que même en supposant une forte intensification, à hauteur de 2 bovins/ha contre 0.1 bovin/ha actuellement, il serait nécessaire de préserver au moins 30% des savanes pour le pâturage.

L'évaluation des capacités d'intensification de l'élevage est un facteur clé dans la modélisation des CAT et des émissions afférentes. Malheureusement ce facteur est très mal connu dans la majorité des zones potentiellement convertibles, en particulier en Amérique Latine et en Afrique qui abritent les plus grands réservoirs de terres encore non cultivés hors forêts.

3.c. Dynamiques spécifiques liées à la culture d'huile de palme dans les trois grandes régions de production : Asie du Sud-Est, Afrique et Amérique Latine

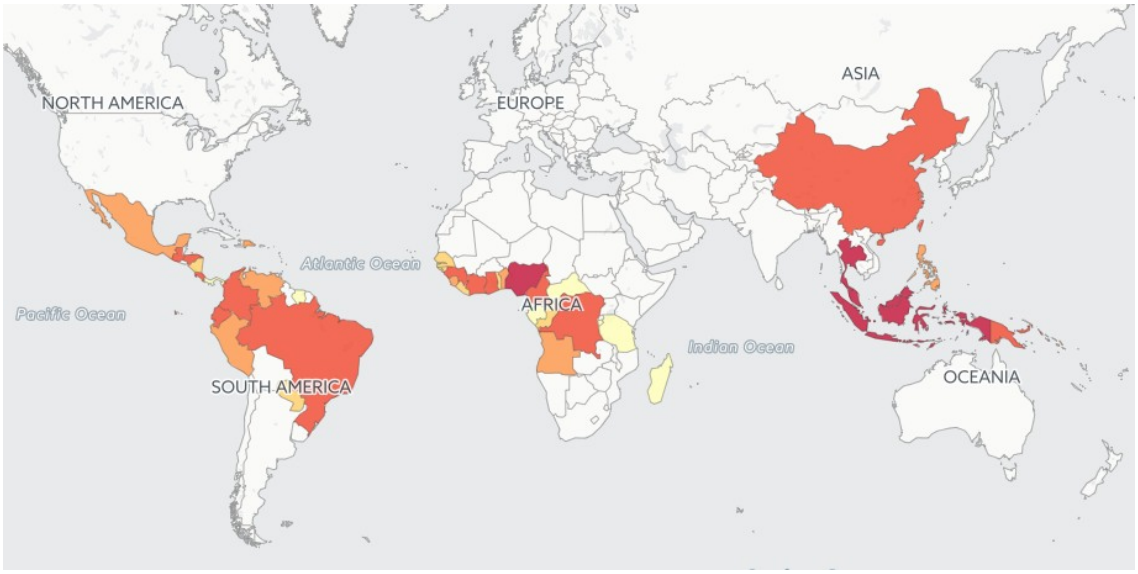


Fig. 9 : Les principaux pays producteurs d'huile de Palme (source FAOSTAT 2014)

Afrique

Le palmier à huile est cultivé en Afrique de l'Ouest et Centrale depuis des siècles par les fermiers traditionnels. Depuis toujours, la production se concentre dans les pays côtiers du Golfe de Guinée, du Libéria à l'Angola.

Il est difficile d'estimer les surfaces plantées tant la production est éparpillée et le secteur informel. La FAO estime la surface plantée à 4.5 millions d'hectares, dont 3 millions au Nigeria. Mais d'autres estimations plus réalistes estiment cette même surface à plus de 8 millions d'hectares dont 3 millions au Nigeria, 2 millions en Guinée et 1.5 millions en RDC. Jusqu'aux années 1960, l'Afrique, avec le Nigeria et la RDC (ex Zaïre) en tête, était le premier producteur et exportateur mondial d'huile de palme avant d'être très largement supplantée par l'Asie du Sud-Est. Aujourd'hui les exportations sont pratiquement nulles et la plupart des pays producteurs sont importateurs d'huile en provenance d'Asie.

Plus de 80% des surfaces plantées sont aujourd'hui détenues par des petits planteurs et 20% par des agro-industriels. Les palmeraies paysannes sont sous forme soit de petites plantations monoculturales, soit de systèmes agroforestiers (palmiers bien espacés entre eux de manière à maintenir une production agricole dans les intervalles). Les régimes produits par les petits exploitants sont majoritairement traités dans des petits moulins artisanaux villageois (manuels ou mécanisés) pour produire de l'huile rouge artisanale utilisée dans l'alimentation humaine et l'industrie du savon.

Une partie de la production alimente également les usines industrielles. Ainsi dans la plupart des pays deux grandes filières coexistent :

- La filière artisanale uniquement alimentée par des plantations paysannes et à usage local uniquement.
- La filière agro-industrielle alimentée par des plantations industrielles complémentées par des plantations associées paysannes associées. Cette filière nourrit les marchés locaux et régionaux.

Les plantations industrielles ont débuté dans les années 1900 dans pratiquement toutes les colonies françaises, anglaises et allemandes. Les tailles des plantations, dont beaucoup sont encore en production, s'étalent en moyenne entre 1 000 ha et 10 000 ha. Après les indépendances, la majorité des plantations industrielles ont été nationalisées et confiées à des sociétés publiques : SOCAPALM au Cameroun, SODEPALM en Côte d'Ivoire, CENTRAPALM en RCA, etc. Les Etats ont alors mis en place des grands « plans » de développement du palmier (Cote Ivoire, Nigeria, Cameroun, RDC…) avec pour objectif premier de combler les déficits internes avérés ou naissants en huile alimentaire. Ces plans étaient basés sur un développement conjoint des plantations paysannes et des grandes plantations industrielles afin d'alimenter des usines de grande capacité. Mais si les plantations villageoises ont en général connu un très fort succès, celui des plantations industrielles gérées par les Etats a été très variable selon les pays. Au Nigeria ou en RDC aucune nouvelle plantation industrielle n'a vu le jour entre 1970 et 2000. Au Ghana, les tentatives de plantations d'Etat ont vite été abandonnées mais la privatisation du secteur en 1977 a permis d'accroitre les surfaces plantées de 18 000 ha à 100 000 ha en 1990. En Côte d'Ivoire, en revanche, grâce au plan palmier national plus de 50 000 ha de plantations industrielles ont pu être créées, et autant de plantations villageoises.

Durant les années 1990, les sociétés d'Etat ont toutes connu de grandes difficultés et, sous la pression des plans d'ajustements structurels du FMI, ont été pratiquement toutes privatisées. Cette période est également synonyme d'immobilisme dans le secteur.

Depuis les années 2000 l'Afrique est l'objet de nombreux projets de nouvelles grandes plantations. Ces plantations industrielles sont aujourd'hui encouragées par les Etats qui y voient un moyen d'attirer des capitaux dans le secteur agricole, de diversifier leurs productions et de relancer les exportations. La majorité des investisseurs sont asiatiques : Malaisie, Inde, Chine. Entre 2000 et 2013, 2.2 Millions d'ha en Afrique Centrale et 2.5 millions d'ha en Afrique de l'Ouest auraient été attribués par les Etats à des investisseurs en vue de plantations industrielles de palmier à huile (source Land Matrix 2016). Ces nouvelles surfaces ajoutées aux 8 millions d'ha déjà en production placeraient l'Afrique devant l'Indonésie et la Malaisie, sans compter les 800 000 ha qui seraient encore en cours de négociation. Les tailles annoncées des plantations prévues sont considérables et encore jamais expérimentées en Afrique : 300 000 ha à OLAM au Gabon, 600 000 ha à Atama au Congo, 300 000 ha à Sime Darby au Liberia, etc.

Jusqu'alors, le développement du palmier à huile en Afrique a peu été accusé de déforestation en comparaison de son homologue asiatique. Même en Côte d'Ivoire considéré comme un des pays ayant subi la plus grande déforestation en zone tropicale, le palmier est rarement cité comme le principal élément de déforestation, laissant les premières places au cacao, au café et à l'hévéa. Les raisons en sont multiples : i) les taux de déforestation en Afrique sont jusqu'alors restés beaucoup plus bas que ceux en Asie et en Amérique Latine ; ii) le palmier est présent depuis toujours dans les paysages agricoles africains et son développement – principalement sous la forme de palmeraies villageoises s'est fait progressivement au même rythme que celui des cultures vivrières. Ainsi dans beaucoup de pays le palmier est considéré comme une culture vivrière permettant la diversification,

voire l'enrichissement du paysage agricole et non pas comme un facteur de déforestation (Naï 2000) ; iii) Les plantations industrielles monoculturales sont également anciennes et se sont peu développées durant les 30 dernières années (de 1980 à 2010) du fait conjugué des crises économiques, des instabilités politiques, de modèles de production moins compétitifs que les modèles asiatiques et de conditions bioclimatiques moins favorables qu'en Asie.

Mais aujourd'hui, au regard des surfaces allouées aux grandes compagnies, la crainte d'une déforestation massive est très vive, surtout en Afrique Centrale où une part importante des terres allouées aux agro-industries se situe en zone forestière comme c'est le cas dans le sud du Cameroun, à l'est du Congo, au Gabon ou en RDC.

Néanmoins, sur le terrain, la réalité des chiffres annoncés est à relativiser. Les observations montrent i) que beaucoup de projets ne voient pas le jour : depuis 2010, il y a pratiquement autant d'annulation de contrat que de nouveaux contrats ; ii) qu'une très petite partie des surfaces allouées est réellement plantée : en 10 ans, moins de 10% des surfaces projetées auraient été plantées et ce chiffre est encore certainement surestimé. Les raisons sont multiples : les conditions pédoclimatiques sont souvent défavorables (zones inondables, sécheresses, reliefs importants), la rentabilité des plantations est inférieure à celle obtenue en Asie (coûts d'investissement importants, rendements faibles, forts coûts de transport, main d'œuvre plus chère), les droits fonciers sont généralement mal ou pas établis, les résistances sociales sont localement fortes, les nouvelles normes de type RSPO imposées par les marchés européens limitent les zones disponibles, etc.

Par ailleurs, l'Afrique dispose d'un potentiel considérable de terres de savane cultivables et la majorité des projets (en nombre plus qu'en surface) s'orientent vers ces zones plus faciles à mettre en valeur.

Au final, l'agriculture de subsistance à petite échelle reste aujourd'hui le principal facteur de déforestation en Afrique Centrale et de l'Ouest et devrait encore le rester pour les prochaines années.

Asie du Sud Est

L'Asie du Sud est actuellement la première zone de production d'huile de Palme au Monde. Deux pays : Malaisie, Indonésie totalisent 80% de la production mondiale et 65% des surfaces plantées (12 Millions d'hectares en 2014).

Dans les deux pays, ce développement est allé de pair avec des programmes de colonisation agricole des espaces périphériques (les îles « extérieures » et les forêts « frontières »). Ces programmes initiés dans les années 1950 - et abandonnés très récemment - ont particulièrement été massifs entre 1970 et 1990 (Levang). Ces politiques étatiques avaient à la fois des objectifs sociaux, économiques et stratégiques : i) résoudre les problèmes de saturation foncière (paysans sans terre) sur Java et en Malaisie péninsulaire victimes d'une forte croissance démographique ; ii) augmenter la production agricole et améliorer l'économie du pays par l'exploitation des ressources de nouveaux territoires (bois, mines, agriculture) ; et iii) légitimer et consolider le pouvoir de l'Etat dans des zones jugées stratégiques (De Koninck 1993).

Dans les zones de colonisation : Kalimantan, Sumatra, Sulawesi, Irian Jaya (cf Fig. 10), l'Etat s'est chargé de construire des villages, dispensaires, écoles, infrastructures routières, etc. Les migrants recevaient une maison et des terres dont le produit leur revenait exclusivement. En 1995 on estimait à plus de six millions le nombre de personnes ayant rejoint la transmigration en Indonésie, dont 4.5 Millions dans les années 1980. A ce chiffre des migrants officiels il faut ajouter les migrants spontanés qui ont également pu bénéficier des infrastructures développées par l'Etat. Ainsi, entre

1970 et 1995, la population de Sumatra est passée de 5 à 10 millions d'habitants et celle de Kalimantan de 0.6 à 2 millions d'habitants.

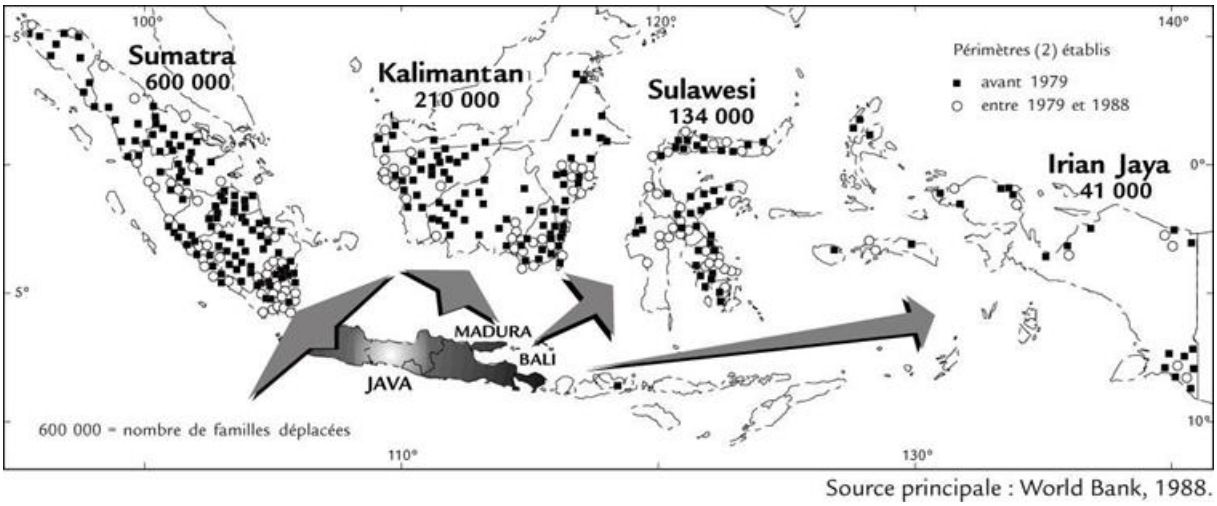


Fig. 10 : Mouvements et périmètres d'installation de la transmigration indonésienne. Source : (De Koninck 2012)

A la fin des années 1960 en Malaise, puis à la fin des années 1970 en Indonésie, des cultures pérennes : Hévéa et Palmier à huile, ont été introduites dans les systèmes de culture proposées (et parfois imposées) par les Etats aux migrants. Jusque dans les années 1990, l'hévéa a été préféré au palmier à huile, mais devant la croissance de la demande mondiale croissante en huile végétale, le palmier a supplanté l'hévéa au début des années 2000. Dès 2000, les plantations d'hévéas ont même été remplacées progressivement par le palmier à huile offrant une meilleure rentabilité aux paysans par rapport au travail à fournir (Bissonette et De Konink 2015, Feintrenie 2014).

Avec des rythmes et des mécanismes différents, les deux pays ont promu en parallèle le développement des plantations paysannes (entre 2 ha et 40 ha) et celui des plantations industrielles, aboutissant ainsi à des clusters de production associant petits planteurs et grands planteurs privés industriels (modèles FELDA en Malaisie, PIR en Indonésie). Ainsi en 2010, respectivement 39% des surfaces plantées en Malaisie et 42% en Indonésie appartenaient à des petits paysans – indépendants ou intégrés dans des structures étatiques (Bissonette et De Konink 2015). Les tendances actuelles montrent que cette répartition à pratiquement 50/50 entre petits planteurs et agro-industries devrait perdurer. Dans certaines régions où les infrastructures routières sont bien établies et où il devient difficile de disposer de grandes surfaces « industrielles » (Surface > 5000ha) le développement devrait se faire au profit des petits planteurs indépendants.

Selon les plans de développement avancés par les 2 gouvernements pour les 10 prochaines années, l'accroissement des plantations devrait continuer à un rythme au moins équivalent au rythme actuel (environ +5%/an dans les 2 pays). En Malaisie ce développement devrait se situer principalement sur Bornéo, au Sabah et au Sarawak. En Indonésie, principalement sur Kalimantan.

Il est indéniable que le développement du palmier à huile s'est fait au détriment de la forêt. Mais le palmier à huile n'est pas le moteur principal de la déforestation. L'agriculture sur brulis, les autres grandes cultures de rente (hévéa, cacao et café), les feux de forêt, et surtout les plantations forestières pour la pâte à papier et l'exploitation forestière portent une responsabilité également très lourde dans le recul de la forêt en Indonésie et en Malaisie (Levang 1998, Gunarso et al 2013). Il est difficile de chiffrer ces responsabilités et de les généraliser tant les processus de déforestation diffèrent en fonction des périodes, des pays et des régions. Néanmoins, on pourra retenir que :

- En Indonésie, l'expansion du palmier à huile se fait principalement sur des zones d'activité agricole paysanne traditionnelle (agroforêts à hévéa[7]), sur des forêts/savanes dégradées par l'exploitation forestière et les feux, ou sur d'anciennes plantations (acacias, hévéas) (Gunarso et al 2013, Geissler et Penot 2000)(Gaveau 2016, Abood 2015) ; de 1990 à 2015, la part relative des plantations industrielles de palmier à huile dans la conversion directe des forêts peut être estimée à environ 15% (Gaveau 2016, Abood 2015).

- En Malaisie, dans la partie continentale l'expansion du palmier s'est faite comme en Indonésie principalement sur des terres agricoles, d'anciennes plantations ou des forêts dégradées. Mais sur Bornéo elle s'est clairement faite – et continue de se faire - par conversion directe et programmée des forêts. La part de la déforestation imputable directement aux plantations de palmier à huile sur toute la période 1990 – 2015 peut y être estimée à environ 40% (Gaveau 2016, Abood 2015).

En termes d'émission de GES, et au-delà de la déforestation, le phénomène le plus alarmant est l'expansion récente (depuis 2007) des plantations d'huile de palme sur les terres humides et les tourbières (cf encadré 3.1). En 2010, les plantations sur tourbière représentaient 0.8 Mha en Malaisie et 1.3 M Mha en Indonésie (Miettinen et al 2012, Gunarso 2013). Cette tendance semblerait s'accélérer. Mais là encore, les processus diffèrent d'un pays à l'autre. En Indonésie, cette tendance s'observe principalement à Sumatra où la conversion des tourbières suit un cycle initié de longue date (10 à 20 ans) et caractérisé par une dégradation progressive de la forêt non perturbée en forêt perturbée par l'exploitation forestière, puis aux formations ouvertes généralement cultivées (riz, patûrages, savanes) avant la conversion au palmier à huile. En Malaisie la tendance est très marquée au Sarawak et le cycle de conversion est beaucoup plus direct des forêts non perturbées aux plantations de palmiers sans dégradation progressive (Gunarso 2013).

Amérique Latine

D'après la FAO et les chiffres nationaux, la production d'huile de Palme est concentrée principalement dans 2 pays : la Colombie (400 000 ha) et l'Equateur (280 000 ha). Les autres pays : Brésil, Guatemala, Honduras totalisent chacun environ 100 000 ha de plantations. Les plantations ont démarré à la fin des années 1970 en Colombie et en Equateur, et dans les années 1980 au Brésil du fait principalement de grandes compagnies agro-industrielles privées. Jusqu'aux années 2000, le modèle suivi était plutôt un modèle de grandes plantations industrielles détenues en propre par les propriétaires des grandes unités de transformation. Depuis 2000, dans pratiquement tous les pays, les gouvernements incitent à des modèles associant petits propriétaires privées et grands transformateurs. En Colombie, 6000 petits producteurs (20 ha à 200 ha) sont impliqués et détiennent 30% des surfaces plantées ; en Equateur, la majorité de la production est aux mains de petits producteurs (1ha à 50ha).

Les dynamiques de plantation ont été relancées à partir de 2005, en majeure partie poussées par des objectifs nationaux de production de biodiesel. En Colombie, 5 unités de production de biodiesel sont déjà opérationnelles et totalisent une capacité de production de 500 000 tonnes/an. 40% des surfaces plantées sont dédiées à la production de biodiesel et l'ambition du gouvernement est de doubler la surface de production à l'horizon 2020. L'expansion – contrôlée par l'Etat - se fait principalement dans les régions Centre et Est du Pays (Les plaines orientales) sur des pâturages naturels ou plantées, avec des risques de déforestation limités. En Equateur, le marché actuel est

[7] Les agroforêts à hévéa (jungle rubber) sont des système de cultures complexes associant des plantations d'hévéa (rapportant l'essentiel du revenu agricole), des cultures vivrières et la forêt secondaire.

principalement orienté vers l'export d'huile alimentaire (70% de la production d'huile est exportée). A notre connaissance aucune usine de biodiesel n'est implantée. L'expansion actuelle se fait de manière anarchique dans le Nord-Est du Pays, en forêt amazonienne. 60% des plantations récentes se seraient faites par déforestation (Vijay et al 2016) et cette tendance se serait accentuée depuis 2012 par les nouvelles dispositions gouvernementales facilitant la plantation pour les petits producteurs. Enfin, le Brésil est un importateur net d'huile de Palme et la production a jusqu'ici été confinée à une petite zone du Pará, dans le Nord. Mais depuis 2010, un grand programme de développement a été lancé (O Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma) pour étendre la production d'huile de palme dans toute l'Amazonie, tout en minimisant le risque pour les forêts tropicales brésiliennes. Il vise à atteindre 5 millions d'hectare de plantation. Le marché visé est celui du biodiesel à destination de l'Europe. Pour cela le gouvernement brésilien s'appuie à la fois sur de grandes compagnies énergétiques (Vale, Galp, Pétrobras), des grands groupes agro-industriels (AgroPalma, ADM, Wilmar) et sur le développement de la production par les petits producteurs (pour au moins 25%). Ce développement devrait se faire principalement par reconversion des terres de pâturage ou de forêts dégradées en palmeraies, néanmoins la dynamique récente montre que 40% des nouvelles plantations se seraient faite sur des zones forestières (Vijay et al 2016).

Encadré 3.1 : Les tourbières d'Asie du Sud Est - état des connaissances et enjeux

Les tourbières d'Asie du Sud-Est représentent 27 Mha dont en 22 Mha en Indonésie. A l'état naturel ces tourbières sont constituées de forêts tropicales humides se développant sur des dépôts de tourbe dont la profondeur peut aller jusqu'à 20m. La tourbe est un dépôt organique fossile formé par accumulation sur des milliers d'années de matière végétale dans un milieu saturé en eau et généralement en conditions acides. Les tourbières sont d'importants réservoirs de carbone stocké dans la biomasse végétale (aérienne et souterraine) et dans la tourbe elle-même. Ce stock représenterait 69 Gt C, soit plus de 2500 t C/ha.

Depuis les années 1970, ces milieux fragiles d'Indonésie font l'objet d'une intense colonisation humaine. Cette dernière a été incitée et organisée par le gouvernement indonésien à partir de 1974 et l'exploitation forestière y a démarré en 1975. Les activités humaines affectant les tourbières et sources d'émissions massives de CO2 sont l'exploitation forestière, l'agriculture familiale, les grandes plantations industrielles et l'extraction de tourbe pour l'énergie.

Les trois facteurs principaux d'émission de CO2 sont le défrichement (ou l'exploitation forestière), le drainage et les feux. Le défrichement affecte le stock de C de la biomasse aérienne ; le feu affecte également la biomasse aérienne et lorsqu'il n'est pas contrôlé il consume également le carbone de la tourbe ; enfin, le drainage entraine un affaissement de la tourbe et une décomposition de la matière organique. Cette décomposition est très forte les 5 premières années et peut durer plus de 50 ans. Ces trois facteurs sont par ailleurs souvent liés. En effet, lors de la création d'une plantation ou d'une aire de culture, après exploitation des bois commerciaux, les défrichements se font souvent par le feu, puis les terres sont drainées avant de commencer à planter. Ainsi 100% des plantations de palmier à huile ou de bois de pâte sont drainées parfois de manière profonde, la majeure partie des zones d'agriculture familiale sont légèrement drainées et beaucoup de concessions forestières sont également partiellement drainées (en général de manière peu profonde sauf en zone côtière).

Lors de la création d'une plantation de palmier à huile (cycle de 25 ans) sur une forêt intacte, la principale source d'émission serait le drainage avec des pertes pouvant aller jusqu'à 50 t C/ha/an pendant les 5 premières années et de 20 t C/ha/an pendant au moins 25 ans. La seconde source serait la perte de biomasse aérienne des forêts de tourbières de 7 t C/ha/an sur 25 ans. Enfin, la perte de C due aux feux de tourbes lors du défrichement représenterait 4 t C/ha/an sur 25 ans.

Ainsi au vu de ces chiffres, l'enjeu en termes d'évaluation de l'impact est donc de savoir si la plantation s'est faite sur une terre déjà drainée, sur quel type de végétation et si des feux ont déjà dégradés la tourbe superficielle. Or si le type de végétation peut s'appréhender aisément par imagerie satellitale, la présence antérieure d'un drainage et l'historique des feux sont généralement plus difficiles à appréhender. La plupart des estimations existantes soit négligent ces 2 facteurs et attribuent le drainage (et le feu) aux plantations elles-mêmes, soit considèrent des valeurs conventionnelles de taux de drainage associés à chaque type d'occupation des sols (ex : forêt intacte = 0% de drainage ; agriculture familiale = 50% drainage; etc.).

Eclairage 4 : options de réduction des émissions du changement d'affectation des terres

Les biocarburants produisent des émissions du changement d'affectation des terres dès lors que le stock global de biomasse associé à cette affectation des terres est moins élevé que celui du scénario de référence sans biocarburant (voir Eclairage 2). Pour améliorer le bilan environnemental des biocarburants, il faut donc chercher à maintenir ou augmenter le stock de biomasse par rapport à ce qu'il aurait été dans le scénario de référence. Autrement dit, la biomasse utilisée par les biocarburants doit être additionnelle par rapport au scénario de référence.

Cette biomasse additionnelle peut résulter d'une baisse de la demande non-énergétique (alimentation, textile…) ou d'une amélioration des rendements agricoles.

Une baisse de la demande alimentaire n'est pas souhaitable si elle concerne des besoins essentiels à l'être humain. Elle peut en revanche être socialement acceptable si elle concerne une consommation de « confort », non-nécessaire voire néfaste pour la santé. Il peut s'agir par exemple de la consommation excessive de sucres ou de gras (contenu dans la viande et les huiles notamment). Les mesures d'incitation à une certaine sobriété alimentaire sont cependant difficiles à mettre en place et peuvent être perçues comme une atteinte à la liberté individuelle (voir par exemple le débat sur la consommation de viande).

Cet éclairage se concentre pour cette raison sur le second levier d'atténuation des ILUC lié à l'accroissement des rendements stimulé par la demande de biocarburant. Sur ce point, plusieurs stratégies sont possibles :

- Une augmentation des rendements basée sur une utilisation accrue d'intrants chimiques (engrais et pesticides). Cette option a néanmoins des conséquences en matière de pollution locale et d'émissions d'oxyde d'azote, et peut avoir un impact non négligeable sur les coûts de production et les prix agricoles ;
- Une augmentation des rendements basée sur une amélioration de l'efficacité des ressources. Il s'agit ici d'accroitre la production en optimisant l'usage des intrants (terre, engrais, alimentation animale). Cette stratégie présente l'avantage de limiter les effets négatifs sur l'environnement et les prix, c'est pourquoi nous nous concentrerons sur celle-ci dans cette éclairage.

4.a. L'amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources

L'optimisation des principaux intrants : engrais, pesticides et terre peut prendre différentes formes :

- Une utilisation plus efficiente des engrais et des pesticides, permettant de limiter leur utilisation tout en améliorant la productivité ;
- Un changement des modes de production pour augmenter le nombre de cultures au sein d'une exploitation ou d'une parcelle en favorisant les rotations, associations et successions sur les parcelles
- Une meilleure intégration culture et élevage permettant de valoriser produits et co-produits tout en réduisant les surfaces de pâturage.

Une utilisation plus efficiente des engrais

L'utilisation des engrais peut être améliorée grâce à plus de précision dans leur utilisation. C'est la méthode des « 4R » qui peut se traduire en français par « la bonne dose, du bon engrais, au bon moment et au bon endroit » (right amount, right fertilizer, right time, right placement). Associée à une irrigation adaptée, à des cultivars [[8]]soigneusement sélectionnés et une lutte efficace contre les ravageurs, les maladies et les adventices, la fertilisation de précision permet d'accroitre la réponse des plantes à l'application d'engrais (kg de grain/ kg d'engrais) et donc de rendre les rendements plus élastiques aux variations de prix.

L'augmentation de l'intensité culturale

Les terres peuvent également être utilisées plus efficacement en augmentant l'intensité culturale. Cet indicateur est défini comme le ratio entre la surface récoltée d'une région divisée par sa surface arable. Il donne une idée de la fréquence de récolte sur une même terre sur une année donnée[9].

L'intensité culturale peut être améliorée grâce aux cultures multiples (multi-cropping), qui font référence à la combinaison de plusieurs cultures dans un seul système de cultures. Les cultures multiples peuvent prendre la forme de rotations séquentielles, intercalant une ou plusieurs cultures d'hiver entre des cultures de printemps (voir Fig. 10). Dans ce cas, la jachère d'hiver est remplacée par une culture.

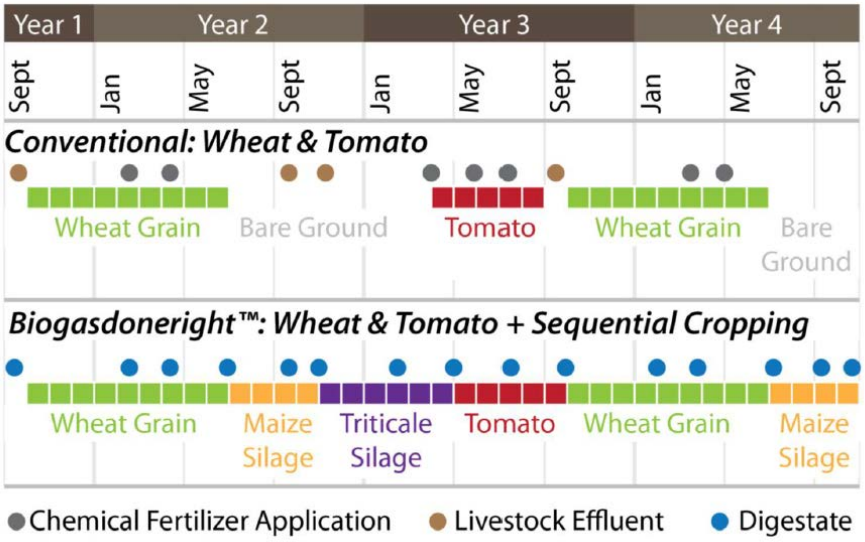


Fig. 11 : Exemple de rotation séquentielle de cultures comparée à l'agriculture conventionnelle (source : Ecofys (2016) basé sur Dale and Italian Biogas Consortium).

Les cultures multiples peuvent aussi prendre la forme de l'inter-culture, à savoir la culture simultanée de 2 ou plusieurs plantes sur une même parcelle. On parlera d'inter-culture mélangée, si les cultures sont semées en même temps, et d'inter-cultures intercalaires relais, si elles sont plantées à différents

[8] Un **cultivar** est une variété de plante (arbres compris) obtenue **en culture**, généralement par sélection, pour ses caractéristiques réputées uniques

[9] Une surface de terres dont l'intensité culturale serait égale à 2 serait récoltée en moyenne 2 fois par an.

moments. L'inter-culture peut avoir des effets positifs sur les rendements, sur le contenu en protéine du fourrage (Stoltz et al., 2014), et sur la gestion des adventices [[10]].

Langeveld et al. (2013) estime que l'augmentation des cultures multiples dans les principales régions productrices d'éthanol et biodiesel (Brésil, USA, Europe, Indonésie, Malaisie, Chine…) a été plus que suffisante pour compenser l'expansion des surfaces dédiées aux biocarburants entre 2000 et 2010. Cette conclusion est cependant probablement peu robuste en raison des incertitudes entourant le calcul de l'intensité culturale (Siebert et al., 2010). En outre, cette option n'est évidemment envisageable que pour les cultures annuelles, et pas pour les cultures pérennes telles que le palmier à huile. Par ailleurs, les gains d'intensité culturale sont limités pour le colza produit en Europe puisqu'il est déjà majoritairement intégré dans des rotations de type colza-blé-orge.

L'impact environnemental d'une augmentation de l'intensité culturale est difficile à évaluer. Il dépend du type de rotation, des pratiques agricoles ainsi que des conditions pédologiques et climatiques. Des impacts négatifs sur le stock de carbone du sol et les besoins en eau sont possibles. En outre les potentiels de rotation sont variables en fonction des régions (voir Tableau 3), certaines régions, comme l'Asie et l'Océanie, ayant des intensités nettement supérieures à 1. L'inter-culture peut avoir des effets positifs sur la biodiversité (Banik et al., 2006), sur le carbone du sol et sur les pertes d'azote par lessivage (Cong et al., 2005).

Tableau 3 : Intensité culturale (surface récoltée divisée par surface arable) dans différentes régions du monde (source : Siebert et al., 2010 basé sur Mirca 2000).

Région	Intensité culturale incluant les jachères (yr_{-1})	Intensité culturale hors jachères (yr_{-1})
Afrique	0.72	1.09
Amérique	0.73	1.02
Asie	0.94	1.26
Europe	0.77	1
Océanie	0.75	1.29

Une meilleure intégration culture/élevage

Aujourd'hui les aires de pâtures sont 2 à 3 fois supérieures aux aires de culture (entre 2.7 et 4 milliards d'hectares selon les estimations) et la production animale est majoritairement extensive. La charge moyenne en bovins se situerait autour de 0.2 tête/ha en Afrique et 0.5 tête/ha en Amérique Latine alors que les systèmes intensifs affichent des densités allant de 0.6 à tête/ha à 4 têtes/ha. En France 50% du cheptel est élevé de manière intensive avec des charges supérieures à 1.5 tête/ha. Aux Etats-Unis les « feed-lot » (fermes d'engraissement des bovins) présentent des charges de l'ordre de 4 têtes/ha, soit 10 fois plus que les exploitations brésiliennes.

[10] Une **adventice** désigne, pour les agriculteurs et les jardiniers, une plante qui pousse dans un endroit (champs, massifs...) sans y avoir été intentionnellement installée

L'intensification de l'élevage se fait généralement en consacrant une partie des pâturages extensifs à la production intensive d'aliments pour bétails : céréales (Maïs, Sorgho) et oléo-protéagineux (Soja, Luzerne, Colza), et en « concentrant » spatialement le bétail sur la partie restante, si possible en améliorant également la qualité des pâturages. A l'extrême, l'intensification aboutit à supprimer totalement les pâturages au profit d'une alimentation uniquement au grain et au tourteau.

C'est ce modèle « extrême » qui domine dans certaines régions des Etats Unis (Iowa, Nebraska).

L'exemple américain montre qu'il est possible d'associer sur une même exploitation agricole production de viande bovine, production d'alimentation pour bétail et production de maïs pour l'éthanol. En effet, les animaux sont alors nourris en partie avec du maïs (60% de la ration) associé avec de la luzerne/foin produits sur l'exploitation, complétés par les co-produits des usines de production d'éthanol (jusqu'à 40% de la ration). Ainsi aux Etats Unis, 60% du maïs produit est directement consommé par le bétail, et 20% alimente la production d'éthanol, avec réutilisation des co-produits (drêches) pour l'alimentation animale.

En combinant 2 technologies d'optimisation de l'alimentation animale avec un usage accru des rotations de cultures, Dale et al. (2010) montre qu'il est possible de produire 4 000 millions d'hectolitres d'éthanol aux Etats-Unis sur une surface agricole réduite sans diminuer la production alimentaire domestique.

C'est ce type de modèle d'intensification que tentent de promouvoir certains éleveurs argentins et brésiliens (cf. Fig. 11 ci-dessous)

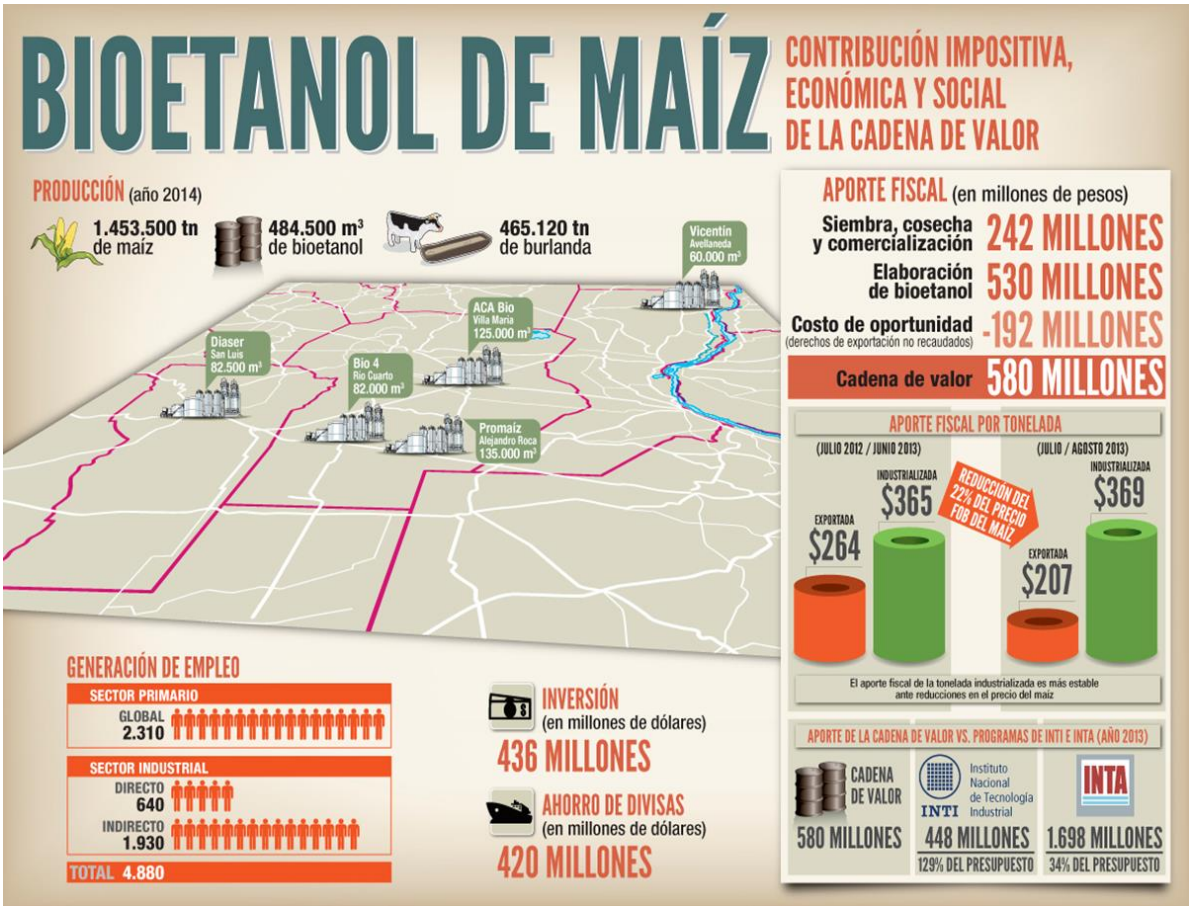


Fig. 12 : campagne interne de promotion du maïs et du bioéthanol en Argentine (source Apresid 2014)

4.b. Projets locaux de production

La question est ici de savoir s'il est possible de produire des biocarburants sans ILUC par le biais de « projets locaux » déconnectés des marchés internationaux et respectant l'ensemble des critères environnementaux. La difficulté est ici de garantir la déconnexion avec les marchés internationaux. Il faut pour cela avoir recours à des ressources en terres ou en biomasse qui n'ont pas de valeur de marché, comme par exemple des résidus de culture ou des terres marginales.

La production d'énergie à partir de résidus de cultures n'est possible que pour les biocarburants de 2ème génération, ce qui exclut à court terme les biodiesels du fait du coût prohibitif actuel du procédé Fischer-Tropsch. Par ailleurs le stock de résidus est limité car ils sont déjà largement utilisés soit pour reconstituer le stock de carbone des sols, soit pour d'autres usages (fourrage, bois de chauffe et autres utilisations domestiques). Dès lors que les résidus deviennent rares, ils peuvent présenter une valeur de marché. Dans ce cas, l'utilisation des résidus pour l'énergie est alors susceptible de générer un conflit d'usage comparable à ceux existants sur les usages des sols avec les biocarburants de 1ère génération.

Les projets locaux de production sur terres abandonnées posent le problème de la séquestration virtuelle (foregone sequestration) susceptible de générer une dette carbone substantielle (voir Eclairage 1). La problématique est ici encore celle de la biomasse additionnelle. Lorsqu'on produit des biocarburants sur une terre abandonnée destinée à redevenir une forêt, ils ne peuvent être considérés comme de la biomasse additionnelle puisqu'ils prennent la place de la forêt en devenir.

Pour obtenir de la biomasse additionnelle, la bioénergie doit générer une production de biomasse supérieure à ce que la terre pourrait naturellement offrir par ailleurs. Peu de systèmes de cultures sont capables d'obtenir de telles performances. L'un des exemples les plus prometteurs cités dans la littérature concerne l'éthanol à partir d'Agave, une plante qui serait capable de produire des rendements importants (~10 tonnes de matière sèche à l'hectare), avec un contenu en sucre relativement facile à convertir en éthanol, sur des terres particulièrement arides. Pour le biodiesel, certaines études réalisées sur l'Indonésie rapportent de possibles gains d'émissions liée à l'utilisation pour le palmier à huile sur des terres recouvertes d'une herbe invasive très sensible aux incendies (Danielsen et al., 2009).

Éclairage 5 : impact des schémas de certification sur les changements d'usage des terres

Le développement des schémas de certification pour une huile de palme durable a été initialement motivé notamment par la lutte contre la déforestation et pour la préservation de la biodiversité. C'était le cas en 2003 lors de la création de la table ronde pour une huile de palme durable (RSPO, voir Fig. 12) dans laquelle le WWF était le fer de lance de la protection des forêts et de la biodiversité. Ces enjeux étaient également à l'origine des critères de durabilité définis dans la Directive Européennes pour les énergies renouvelables en 2009. Ils sont, aujourd'hui encore, l'un des principaux points d'achoppement à l'origine du développement de nouveaux schémas tels que le standard High Carbon Stock (HSC). Par ailleurs, les pays producteurs, pour la plupart possédant des forêts tropicales à préserver, ont également mis en place des régulations visant à limiter la déforestation. En Indonésie, par exemple, la loi interdit le brûlis comme méthode de nettoyage des terres au-delà de 2 ha (loi N°32/2009). Un moratoire de 2 ans de suspension des concessions sur tourbes ou forêt primaire en 2011, pourrait être renouvelé pour la troisième fois en 2017.

Depuis la création de RSPO, les divers acteurs en amont de la filière, incluant les producteurs, les banques, les ONG nationales et internationales etc., ont travaillé à la définition et la mise en œuvre de critères de durabilité pour la filière. Certains ont même développé des standards stricts spécifiques concernant certains critères comme le bilan carbone (e.g. développement du standard HSC). Les gouvernements des pays producteurs se sont également emparés de la problématique alors que la démarche volontaire business-to-business RSPO les en avait écartés. Néanmoins, ces certifications ou réglementations n'arrivent pas à convaincre. Face au scepticisme, des initiatives se multiplient également en aval de la filière et même au-delà de la filière palmier notamment sur le credo « zéro déforestation », e.g. the Consumer Goods Forum. Malgré la volonté plus ou moins affichée de complémentarité entre certains de ces instruments de régulation (e.g. RSPO & ISPO/MSPO), la multiplication des standards et initiatives démultiplie d'autant les confusions et les critiques et entretient le manque de coordination et de crédibilité des actions pour effectivement protéger les forêts et leur biodiversité et favoriser un développement durable pour les populations locales.

La figure 1 rassemble les principaux schémas de certification affectant exclusivement (haut de la figure) ou non (bas) la filière huile de palme.

Diverses études récentes, notamment celle conduite par la mission récente interministérielle française sur la Durabilité de l'huile de palme et des autres huiles végétales (Auber et al. 2016[11]), proposent différentes grilles de lecture et de comparaison des initiatives. Les critères de différentiations récurrents sont la nature volontaire ou obligatoire, le niveau de complétude par rapport aux trois dimensions de la durabilité, l'approche mono ou multi-filière et les acteurs à l'origine ou impliqués dans le développement des critères. Mais la comparaison des schémas de certifications sur leurs contenus théoriques n'a finalement que peu d'intérêt puisque les principales critiques concernent essentiellement des manquements aux critères plutôt que les critères eux-mêmes. L'évaluation *ex post* des schémas de certification et l'analyse de leurs efficacités comparées

[11] Aubert M.H., Bénézit J.-J., Champanhet F., Talon M.-R. 2016. Durabilité de l'huile de palme et des autres huiles végétales. Etude menée pour les Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer et le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Décembre 2016, Paris, 65p.

est malheureusement difficile du fait du manque de données quantifiées sur les impacts sur le terrain.

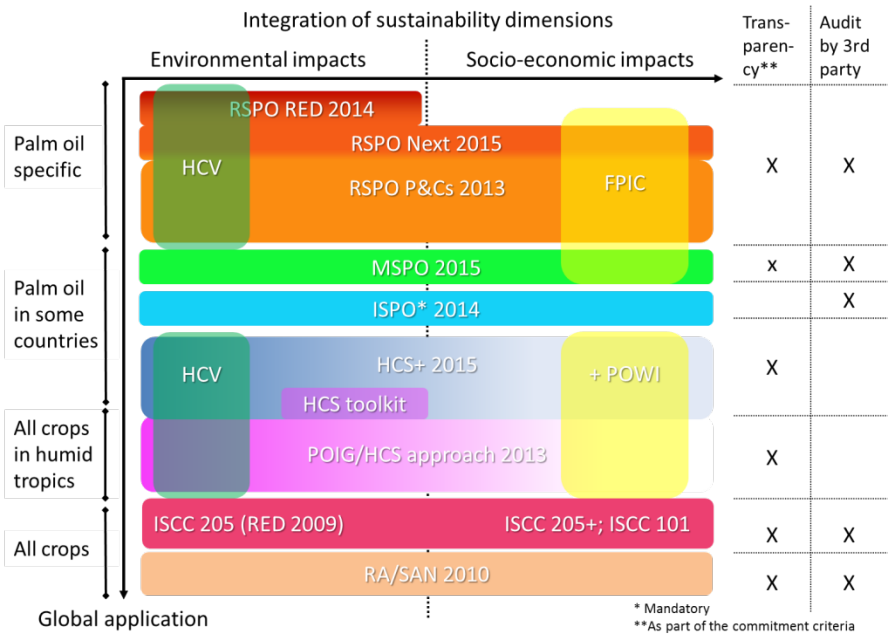


Figure 12: Summary of key certification schemes notably related to palm oil. FPIC: Free Prior Informed Consent; HCS: High Carbon Stock; HCV: High Conservation Value; ISCC: International Sustainability & Carbon Certification; ISPO: Indonesian Sustainable Palm Oil; MSPO: Malaysian Sustainable Palm Oil; POIG: Palm Oil Innovation Group; POWI: Palm Oil Wealth Index; RED: European Directive on Renewables 2009; RA/SAN: Rainforest Alliance/Sustainable Agriculture Network; RSPO: Roundtable on Sustainable Palm Oil

La multiplication des données géo-spatialisées disponibles a donné lieu, ces dernières années, à de nombreuses études analysant les changements d'usage des sols en lien notamment avec des plantations de palmier (e.g. Abood et al., 2015; Miettinen et al., 2016; Vijay et al., 2016[12]). Néanmoins, ces études ne comparent pas les plantations certifiées et non certifiées. *A contrario*, des chercheurs se sont récemment penchés sur la problématique des départs de feux en Indonésie en comparant les plantations certifiées RSPO et non-certifiées (e.g. Cattau et al., 2016; Noojipady et al., 2017[13]). La première étude enregistre dans un premier temps une différence d'un facteur 5 dans le nombre de feux détectés entre 2012 et 2015, moins nombreux dans les limites des concessions (~40,000) qu'en dehors des concessions de plantations de palmiers (200,000) avec une prépondérance des départs de feux sur tourbes (Cattau et al., 2016). Cette même étude met en évidence une différence significative entre le nombre de départs de feux plus faible dans les plantations certifiées par rapport à celles non-certifiées mais uniquement lorsque le risque

[12] Abood, S.A., J.S.H. Lee, Z. Burivalova, J. Garcia-Ulloa, and L.P. Koh. 2015. Relative Contributions of the Logging, Fiber, Oil Palm, an-d Mining Industries to Forest Loss in Indonesia. Conserv. Lett. 8(1): 58–67.
Miettinen, J., C. Shi, and S.C. Liew. 2016. Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. Glob. Ecol. Conserv. 6(Supplement C): 67–78.
Vijay, V., S.L. Pimm, C.N. Jenkins, and S.J. Smith. 2016. The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. PLOS ONE 11(7): e0159668.

[13] Cattau, M.E., M.E. Marlier, and R. DeFries. 2016. Effectiveness of Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO) for reducing fires on oil palm concessions in Indonesia from 2012 to 2015. Environ. Res. Lett. 11(10): 105007.
Noojipady, P., D.C. Morton, W. Schroeder, K.M. Carlson, C. Huang, H.K. Gibbs, D. Burns, N.F. Walker, and S.D. Prince. 2017. Managing fire risk during drought: the influence of certification and El Niño on fire-driven forest conversion for oil palm in Southeast Asia. Earth Syst Dynam 8(3): 749–771.

d'incendie est faible, i.e. durant les années sèches et sur les sols non tourbeux. Dans les autres cas, la différence n'est pas significative et ne vas pas toujours dans le même sens. La deuxième étude s'intéresse aux mêmes facteurs mais englobe plus de surfaces et d'années, comparant des plantations certifiées (154) et non-certifiées (1,536) entre 2002 et 2014 (Figure 2 ; Noojipady et al., 2017). En moyenne, le taux annuel de déforestation (canopée >30% surface) est similaire à raison de 1.25% des concessions certifiées contre 1.72% dans celles non-certifiées (tourbes mises à part). La déforestation totale est cependant 10 fois plus importante dans les plantations non-certifiées, étant donné que les concessions sont 10 fois plus grandes. D'autre part, l'essentiel de la déforestation a eu lieu avant 2009 dans les plantations certifiées alors que le processus est plus continu tout au long de la période dans les plantations non certifiées. Entre le lancement de RSPO (2004) et la délivrance des premiers certificats (2009), le taux de déforestation a par contre été plus important dans les plantations certifiées que non certifiées malgré la date critique de novembre 2005, comme date ultime de tolérance de déforestation dans le cadre de la certification RSPO. Les tendances sont comparables sur sol minéral et tourbes dans les plantations certifiées, alors que la déforestation des tourbes dans les plantations non certifiées atteint des pics en 2009, 2012 et, dans une moindre mesure, 2014. De même, au-delà de 2009, le nombre de feux et l'étendue de la culture sur brûlis sont moindres dans le cas des plantations certifiées comparées à celles non-certifiées.

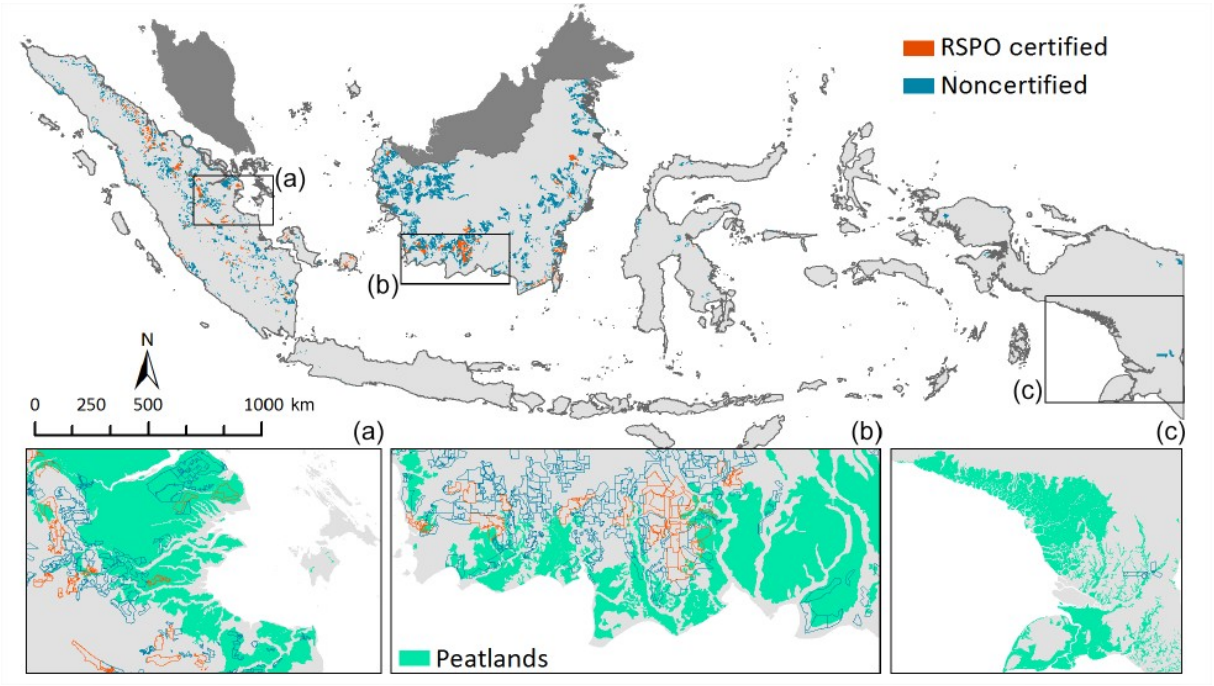


Figure 13: Extent of RSPO certified (red) and noncertified (blue) oil palm plantations in Indonesia. Regional subsets highlight plantation boundaries on peatlands (green) in the lowlands of Sumatra (a), Kalimantan (b), and Papua (c); source Noojipady et al., 2017

Une troisième étude en Indonésie – rapport technique non publié dans une revue avec comité de lecture – confirme qu'entre 2000 et 2015 le taux de déforestation était plus faible dans les plantations certifiées par rapport à celui dans les plantations non-certifiées malgré un taux de développement plus important, 82% de la surface des concessions plantés dans le cas des plantations certifiées contre 41% dans celles non-certifiées. L'étude n'a par ailleurs pas montré de différence relative en termes de diminution des populations d'orangs-outans entre les plantations certifiées et non-certifiées, insistant sur la nécessité de mieux appliquer le principe 5.2 de RSPO pour

les plantations certifiées et d'améliorer les critères et/ou les audits dans le cas des plantations non-certifiées mais néanmoins sujettes à des critères de durabilité selon ISPO (Meijaard et al., 2017[14]).

Ces premières études comparatives tendent à illustrer une meilleure protection des forêts dans les concessions certifiées RSPO. Néanmoins, les manquements aux principes ou règles, selon le schéma de certification, ne sont pas rares. Ainsi les feux de forêts perdurent malgré les interdictions aussi bien selon RSPO que selon la loi indonésienne et la réglementation ISPO. D'autre part, les plantations certifiées RSPO ne représentent que 13% de la surface totale allouée à des concessions pour du palmier en Indonésie (Noojipady et al., 2017). De fait la protection de la forêt tropicale et de sa biodiversité nécessite plus de garde-fous dans les schémas concernant une plus grande partie des surfaces, i.e. ISPO en Indonésie ou MSPO en Malaisie, et des contrôles renforcés de la mise en œuvre des bonnes pratiques sur le terrain. Ces contrôles étant coûteux et non exhaustifs, quel que soit le système, ils demeurent le point faible absolu de tous les schémas actuels.

Malgré les écueils observés comme supposés, qui ont motivé le développement de systèmes parallèles, RSPO reste le schéma de certification le plus répandu en termes de membres et d'hectares certifiés (Noojipady et al., 2017[15]), le plus éprouvé et le plus dynamique en termes de consultation d'acteurs et d'amélioration continue. C'est également le schéma qui propose à ce jour les procédures de contrôle les plus systémiques. D'autre part, le certificat RSPO concerne une huilerie et l'ensemble de son bassin d'approvisionnement ; ce qui permet de limiter les risques de transfert d'impact entre plantation certifiée et non certifiée au sein d'un même bassin. La certification RSPO-RED permet d'assurer une compatibilité de l'approvisionnement en huile de palme avec les critères RSPO cumulés avec ceux de la directive européenne sur les énergies renouvelables (RED). Contrairement à la certification ISCC (spécialement dédiée à la bioénergie, voir Fig. 12), la certification RSPO-RED est supposée, du fait de son unité de certification à l'échelle d'un bassin d'approvisionnement complet, ne pas cacher de transferts d'impact entre une plantation certifiée et une autre non-certifiée (sauf dans le cas du mass balance mais qui est normalement une étape transitoire de la certification d'une huilerie). Éviter ce transfert d'impact est critique quand il s'agit d'éviter le greenwashing. Il n'existe aujourd'hui aucune étude de terrain qui analyse les impacts de la certification ISCC en termes d'impacts environnementaux de la filière palmier à huile par rapport à d'autres certifications. Il est donc impossible de savoir si la certification ISCC, par construction, favorise effectivement des transferts de pollution sur le terrain ou si, au contraire, ses critères plus stricts en termes de préservation des stocks de carbone par exemple permettent de mieux protéger l'environnement par rapport à RSPO.

Dans le cas d'une filière d'approvisionnement en huile de palme, il est indispensable, afin de pallier les écueils, d'assurer une traçabilité du produit jusqu'à la plantation et d'investir, notamment à travers le versement du premium, dans une filière ségrégée pour éviter les transferts de pollution. Malheureusement, aujourd'hui sur le marché, seulement la moitié de l'huile de palme durable est achetée au prix certifié, c'est-à-dire incluant le premium. Aux lois du marché s'ajoute certainement à nouveau du scepticisme chez les acheteurs. Il faut créer une relation de confiance entre les producteurs et les acheteurs pour sortir de ce cercle vicieux. RSPO, comme ISPO et MSPO ou les autres standards n'ont pas réussi ce pari. Seule la traçabilité complète de la filière peut faciliter les

[14] Meijaard, E., C. Morgans, H. Husnayaen, N. Abram, and M. Ancrenaz. 2017. An impact analysis of RSPO certification on Borneo forest cover and orangutan populations.

[15] Noojipady, P., D.C. Morton, W. Schroeder, K.M. Carlson, C. Huang, H.K. Gibbs, D. Burns, N.F. Walker, and S.D. Prince. 2017. Managing fire risk during drought: the influence of certification and El Niño on fire-driven forest conversion for oil palm in Southeast Asia. Earth Syst. Dynam. 8(3): 749–771.

contrôles et donc restaurer la confiance. Néanmoins, l'impact global positif ne sera possible que si les normes de durabilité sont appliquées plus généralement à l'ensemble des concessions ; ceci peut s'avérer possible à travers l'encouragement du développement et de l'amélioration continue du schéma RSPO comme des schémas complémentaires, sous réserve que les efforts soient concentrés vers la création de synergies pour moins de confusion et plus d'efficacité.

Références

Banik, P., Ghosal, P. K., Sasmal, T. K., Bhattacharya, S., Sarkar, B. K. and Bagchi, D. K. (2006), Effect of Organic and Inorganic Nutrients for Soil Quality Conservation and Yield of Rainfed Low Land Rice in Sub-tropical Plateau Region. Journal of Agronomy and Crop Science, 192: 331–343. doi:10.1111/j.1439-037X.2006.00219.

Danielsen F et al (2009) Biofuel plantations on forested Lands: double jeopardy for biodiversity and climate. Conserv Biol 23:348–358

De Cara, S., Goussebaïle, A., Grateau, R., Levert, F., Quemener, J., Vermont, B. (2012). Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants. 10-60-C0039.

Ecofys (2006). Methodologies identification and certification of Low ILUC risk biofuels. Final report.

Ecofys, IIASA, E4tech (2015). The land use change impact of biofuels consumed in the EU Quantification

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P.. Land clearing and the biofuel carbon debt. Science 2008;319(5867):1235{1238.

Fritsche, U. R., Hennenberg, K. J., Hermann, A., Hünecke, K., Schutze, F., & Wiegmann, K. (2009). Development of strategies ans sustainability standards for the certification of biomass for international trade. Sustainable Bioenergy: Current Status and outlook. Oecko-Institut.

Gibbs HK, Johnston M., Foley J., Holloway T., Monfreda C., Ramankutty N., Zaks D.. Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology. Environmental research letters. 2008.

Gunarso, P., Hartoyo, M. E., Agus, F., & Killeen, T. (2013). Oil palm and land use change in Indonesia, Malaysia and Papua New Guinea (pp. 29–64). Singapore.

Keeney, R., Hertel, T.W.. The indirect land use impacts of united states biofuel policies: The importance of acreage, yield, and bilateral trade responses. American Journal of Agricultural Economics 2009;91(4):895{909

Koninck, R. D. (1993). La paysannerie et l'État : une affaire de compromis... à suivre. Espaces Temps, 53(1), 130–144. https://doi.org/10.3406/espat.1993.3901

Koninck, R. D. (2012). Chapitre 6 - L'Indonésie. In L'asie Du Sud-Est (p. 384). Paris: Armand Colin. Retrieved from https://www.cairn.info/l-asie-du-sud-est--9782200277574-page-139.htm

Laborde, D., & Valin, H. (2011). Modelling Land Use Changes in a Global CGE: Assessing the EU biofuel mandates with the MIRAGE-BioF model. IFPRI

Lapola D. M., Ruediger Schaldach, Joseph Alcamo, Alberte Bondeau, Jennifer Koch, Christina Koelking, and Joerg A. Priess. 2010. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil, PNAS. doi:10.1073/pnas.0907318107

Langeveld, J. W.A., Dixon, J., van Keulen, H. and Quist-Wessel, P.M. F. (2014), Analyzing the effect of biofuel expansion on land use in major producing countries: evidence of increased multiple cropping. Biofuels, Bioprod. Bioref., 8: 49–58.

Miettinen, J., Hooijer, A., Shi, C., Tollenaar, D., Vernimmen, R., Liew, S. C., … Page, S. E. (2012). Extent of industrial plantations on Southeast Asian peatlands in 2010 with analysis of historical expansion and future projections. GCB Bioenergy, 4(6), 908–918. doi:10.1111/j.17571707.2012.01172.x

Overmars, K. P., Stehfest, E., M., J. P., & Prins, A. G. (2011). Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. Environmental Science \& Policy.

Peace, J. and Weyant, J. (2008). Insights not numbers: The appropirate use of economic models. Technical report, Pew Center on Global Climate Change.

Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.H.. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. Science 2008;319(5867):1238{1240.

S. Siebert, F.T. Portmann, P. Döll. (2010) Global patterns of cropland use intensity. Remote Sensing, 2, pp. 1625-1643