



REVUE CRITIQUE DES ETUDES EVALUANT L'EFFET DES CHANGEMENTS D'AFFECTATION DES SOLS SUR LES BILANS ENVIRONNEMENTAUX DES BIOCARBURANTS

20 mars 2012

Rapport final

Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par l'INRA (contrat 10-60-C0039)

Auteurs :

Stéphane De Cara (coordinateur, INRA, UMR Economie Publique, Grignon)
Arnaud Goussebaïle (INRA, UMR Environnement Grandes Cultures, Grignon)
Régis Grateau (INRA, UMR Economie Publique, Grignon)
Fabrice Levert (INRA, UMR SMART, Rennes)
Justin Quemener (INRA, UMR Economie Publique, Grignon)
Bruno Vermont (INRA, UMR Economie Publique, Grignon)

Contributeurs :

Jean-Christophe Bureau (AgroParisTech, UMR Economie Publique, Grignon)
Benoît Gabrielle (AgroParisTech, UMR Environnement Grandes Cultures, Grignon)
Alexandre Gohin (INRA, UMR SMART, Rennes)

Coordination technique :

Antonio Bispo
Service Agriculture et Forêt, Direction Productions et Energies Durables, ADEME
(Angers)



L'ADEME en bref

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, et du ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Elle participe à la mise en oeuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. L'agence met ses capacités d'expertise et de conseil à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public et les aide à financer des projets dans cinq domaines (la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit) et à progresser dans leurs démarches de développement durable.

www.ademe.fr

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Remerciements

En tant que coordinateur de cette étude, je tiens tout d'abord à exprimer ma reconnaissance à l'ensemble des membres de l'équipe impliqués dans le projet. Mes remerciements vont donc en priorité à Justin Quemener, Fabrice Levert et Arnaud Goussebaille pour avoir su s'approprier une littérature vaste, diversifiée et ardue dans un temps relativement court, à Bruno Vermont pour son aide précieuse sur des aspects statistiques assez pointus, à Régis Gâteau pour ses recherches bibliographiques minutieuses, ainsi qu'à Alexandre Gohin, Jean-Christophe Bureau et Benoît Gabrielle pour leur aide tout au long du projet. Sans l'implication collective de l'ensemble de cette équipe, ce travail n'aurait pas été possible.

Je tiens également à souligner la contribution remarquable des quatre experts invités à commenter nos résultats intermédiaires lors de la réunion du 28 octobre 2011. Je dois dire que j'ai été impressionné par la qualité du travail qu'ont fourni Koen Overmars (Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven), Peter Witzke (Université de Bonn), Hugo Valin (IIASA) et Robert Edwards (JRC) à cette occasion. La pertinence de leurs commentaires ainsi que les perspectives ouvertes par la présentation de leurs propres travaux ont grandement contribué à enrichir notre analyse. Qu'ils en soient ici chaudement remerciés.

Ce travail a de plus bénéficié de l'implication remarquable de l'équipe en charge du suivi à l'ADEME, notamment de la part d'Antonio Bispo. Ce suivi a été une source d'émulation tout au long du projet. Les remerciements de l'ensemble de l'équipe vont également aux membres du comité de pilotage et du comité technique d'orientation pour leurs remarques et commentaires durant les présentations de ce travail. Ce travail doit également beaucoup à de nombreuses discussions informelles, notamment avec David Makowski, Aurore Philibert et Alban Thomas. Le temps qu'ils ont bien voulu nous consacrer nous été très utile.

Enfin, de nombreux chercheurs ont été sollicités pour nous aider dans la collecte des études pertinentes et/ou pour préciser certains points des évaluations disponibles. Beaucoup ont répondu positivement à nos demandes. A ce titre, nous souhaitons donc remercier Wallace E. Tyner, Thierry Brunelle, Thomas W. Hertel, Govinda R. Timilsina, Yen Heng, Henry Chen, Richard Plevin, André Nassar, Joe Fargione, Uwe R. Fritsche, Jerome Dumortier, David Lapola, Petr Havlik, Luisa Marelli, Declan Mulligan, Miguel Brandão.

Stéphane De Cara

Table des matières

Liste des figures.....	7
Liste des tableaux.....	9
Résumé pour décideurs.....	10
Avant-propos par l'ADEME.....	10
Principales conclusions	10
Executive summary	14
Introduction	18
1. Contexte de l'étude.....	18
2. Objectifs de l'étude	18
3. Déroulement du projet	19
4. Présentation du rapport	19
Plan du rapport	19
Annexes	20
Chapitre I. Contexte et définitions	21
1. Contexte.....	21
Contexte économique.....	21
Contexte réglementaire des CAS	23
Déforestation	26
Comparaisons des émissions de GES entre carburants fossiles et biocarburants.....	27
2. Les CAS liés au développement des biocarburants.....	29
Définitions	29
Les mécanismes de marché en jeu	31
Les impacts environnementaux.....	33
Indices de mesure des émissions dues au CAS	33
Chapitre II. Modélisations utilisées pour mesurer les CAS dus aux biocarburants.....	37
1. Les modèles économiques	37
Modèles d'équilibre partiel	37
Modèles d'équilibre général.....	39
La combinaison de modèles économiques	43
2. Approche « descriptive-causale »	43
3. ACV attributive et conséquentielle.....	44
Chapitre III. Collecte des références	45
1. Objectifs	45
2. Méthode pour la collecte des références.....	45
Point de départ	45
Bases de données interrogées	45
Mots-clés utilisés	46
3. La base de données bibliographique.....	46
Jabref.....	46

Indications bibliométriques	47
4. Critères retenus pour sélectionner les références.....	48
5. Description des références retenues	50
Caractéristiques des références sélectionnées.....	50
Nombre de points par référence dans la grille d'analyse	50
6. Description des références portant sur le CASd uniquement	51
Par culture.....	51
Par grande région d'offre	52
Par ancienne affectation des terres directement remplacées	52
7. Description des références portant sur le CAS total	53
Par type d'approche et modèle.....	54
Par culture.....	54
Par grandes régions de demande et d'offre	55
Chapitre IV. Description statistique des évaluations du facteur CAS collectées.....	56
1. Facteur CAS direct (CASd).....	56
Distribution du facteur CASd	56
Par étude	58
Par ancienne affectation des terres	59
Par culture.....	59
Par type de biocarburant	60
Par grande région d'offre	61
2. Facteur CAS total (CASd+i).....	61
Distribution du facteur CASd+i	61
Par étude	64
Par type d'approche.....	64
Par culture.....	65
Par type de biocarburant	66
Par grande région d'offre	67
Par région d'origine de la demande.....	68
Chapitre V. Description et codage des variables caractérisant les évaluations disponibles	69
1. Variables caractéristiques de l'étude	69
Type d'approche adoptée dans l'étude	69
Statut et année de publication	69
2. Variables décrivant les hypothèses concernant les filières	69
Cultures.....	69
Types de biocarburants	70
Couverture régionale (offre et demande)	70
3. Variables décrivant les hypothèses de modélisation retenues.....	70
Hypothèses concernant les changements d'usages des sols	70
Hypothèses relatives à l'intensification, à la substitution et au commerce.....	71

4. Comparaison des scénarios aboutissant à un facteur CASd+i négatif et de ceux aboutissant à un facteur CASd+i grand	72
Chapitre VI. Méta-analyse du facteur CAS total	75
1. Estimation du méta-modèle	76
Modèle estimé	76
Variables explicatives	77
Echantillons examinés	77
2. Résultats des estimations	81
Modèle 1	82
Modèle 2	82
Effets « modèle » ou « étude »	83
3. Prédications à partir du méta modèle	84
Conclusions et perspectives	86
Synthèse	86
Limites	88
Recommandations	89
Références	92

Liste des figures

Figure 1 : Production mondiale d'éthanol (source : (Valin, 2011) d'après IEA).	22
Figure 2 : Production mondiale de biodiesel (source : (Valin, 2011) d'après IEA).	23
Figure 3 : Changement annuel de la superficie forestière par région, 1990-2010 (source : FAO 2010)	26
Figure 4 : Changement annuel de la superficie forestière par pays, 2005-2010 (source : FAO 2010)	27
Figure 5 : Comparaison des cycles de vie des filières fossiles et biocarburants (source: ADEME, 2010)	28
Figure 6 : Comparaison schématique des émissions de GES issues des ACV classiques du carburant fossile et des biocarburants	28
Figure 7 : Impact d'une augmentation de la demande de biocarburant sur les CAS (d'après Bauen, Chudziak, Vad, & Watson, 2010).	30
Figure 8 : Relations causales sur le niveau de changement d'affectation des sols (d'après (Bauen, Chudziak, Vad, & Watson, 2010))	30
Figure 9 : Substitution entre usages de la terre utilisés par Banse et al (2008).	39
Figure 10 : Nombre de références par année de publication et par type	47
Figure 11 : Nombre de références par auteurs (au moins 6)	48
Figure 12 : Nombre de références sélectionnées par année de publication et par type pour l'analyse quantitative	50
Figure 13 : Répartition des références CAS direct par culture	51
Figure 14 : Répartition des références CAS total par grandes régions d'offre	52
Figure 15 : Répartition des références CAS direct par ancienne affectation des terres directement impactées	52
Figure 16 : Répartition, selon le nombre de points, des études de la grille portant sur le CAS total	53
Figure 17 : Répartition des références CAS total par type d'approche (à gauche) et par modèle (à droite)	54
Figure 18 : Répartition des références CAS total par culture	54
Figure 19 : Répartition des références CAS total par grandes régions de demande (à gauche) et d'offre (à droite)	55
Figure 20: Distribution du facteur CAS direct uniquement (gauche: ensemble des données récoltées; droite: ensemble restreint, cf. texte). <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	57
Figure 21 : Distribution cumulée du facteur CAS direct uniquement. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	58
Figure 22 : Facteur CASd par référence. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	58
Figure 23 : Facteur CASd par ancienne affectation des terres. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	59
Figure 24 : Facteur CASd par matière première/culture. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	60
Figure 25 : Facteur CASd par filière. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	60
Figure 26 : Facteur CASd par région d'offre. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.</i>	61
Figure 27 : Distribution du facteur CAS total (gauche: ensemble des données récoltées; droite: ensemble restreint, cf. texte). <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	62
Figure 28 : Distribution cumulée du facteur CAS total. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	63
Figure 29: Distribution cumulée de l'ACV (en noir avec l'hypothèse faible sur l'ACV du blé et de la palme et en rouge avec l'hypothèse élevée) incluant le facteur CAS total.	63
Figure 30 : Facteur CAS total par référence. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	64

Figure 31 : Facteur CAS total par type d'approche. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	65
Figure 32 : Facteur CAS total par culture ou mandat. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	66
Figure 33 : Facteur CAS total par type de biocarburant. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	66
Figure 34 : Facteur CAS total par grande région d'offre. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	68
Figure 35 : Facteur CAS total par grande région de demande. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	68
Figure 36 : Mode conditionnel des effets individuels aléatoires issus du modèle 2 pour les études économiques (gauche, effet "modèle") et pour les études conséquentielles (droite, effet « étude »)	83
Figure 37 : Valeurs collectées du facteur CASd+i (en gCO ₂ eq/MJ, en ordonnées) et valeurs prédites (en abscisses) toutes approches confondues (gauche) ou par type d'approche (droite, rouge : études conséquentielles, bleu : études économiques)	84
Figure 38 : Prédications du méta-modèle (2) à partir d'un même jeu d'hypothèses (utilisées dans Laborde (2011), en bleu cf. texte) appliqué aux différents modèles économiques (à gauche) et études conséquentielles (à droite).....	85

Liste des tableaux

Tableau 1 : Utilisations annuelles de matières premières pour l'éthanol dans les transports (Mt, source : (F.O-Licht, 2011))	21
Tableau 2 : Utilisations annuelles de matières premières pour le biodiesel dans les transports (Mt, source : (F.O-Licht, 2011))	22
Tableau 3 : Nombre de références après chaque filtre pour les références économiques et ACV respectivement	49
Tableau 4: Nombre de lignes dans la grille d'analyse pour chaque type d'approche	51
Tableau 5 : Statistiques descriptives du facteur CAS direct (CASd) et du facteur CAS total (CASd+i) à 20 ans. <i>NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.</i>	56
Tableau 6 : Comparaison des hypothèses dans les scénarios aboutissant à un facteur CASd+i négatif et dans ceux aboutissant à un facteur CASd+i grand	73
Tableau 7 : Statistiques descriptives des variables retenues dans les estimations : Points retenus.....	80
Tableau 8 : Estimations. Variable dépendante: facteur CASd+i sur 20 ans (<i>LUCFactor20</i> , gCO ₂ eq/MJ).....	81

Résumé pour décideurs

Avant-propos par l'ADEME

Un objectif d'incorporation de 10 % d'énergie renouvelable en 2020 a été fixé pour le secteur des transports au niveau européen. Les biocarburants représentent la solution la plus largement disponible pour atteindre cet objectif. En 2010, ils étaient incorporés à hauteur de 6,7 % dans les carburants français. Un débat existe toutefois sur leurs bénéfices réels, en termes d'émissions de gaz à effet de serre (GES) en cas d'augmentation de la quantité de biocarburants consommés.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) des filières "biocarburants" réalisée en 2009 pour l'ADEME et les ministères avait montré la forte sensibilité des bilans GES du développement de l'utilisation des biocarburants en France aux différentes hypothèses des changements d'affectation des sols (CAS), sujet sur lequel l'état des connaissances ne permettait toutefois pas de conclure. Afin d'améliorer les connaissances, l'ADEME a confié à l'INRA la réalisation d'une revue de littérature visant à analyser les publications au niveau international sur l'impact potentiel du développement des biocarburants sur le changement d'affectation des sols et ses conséquences dans les bilans GES.

L'étude s'est déroulée en 2011. Elle a été suivie par un Comité technique d'Orientation associant l'ADEME, l'INRA, les Ministères de l'Ecologie et de l'Agriculture, France Agrimer, ainsi que des représentants des parties prenantes : filières agricoles et des biocarburants, associations de protection de l'environnement. Elle a fait l'objet en octobre 2011 d'une revue critique par des experts internationaux.

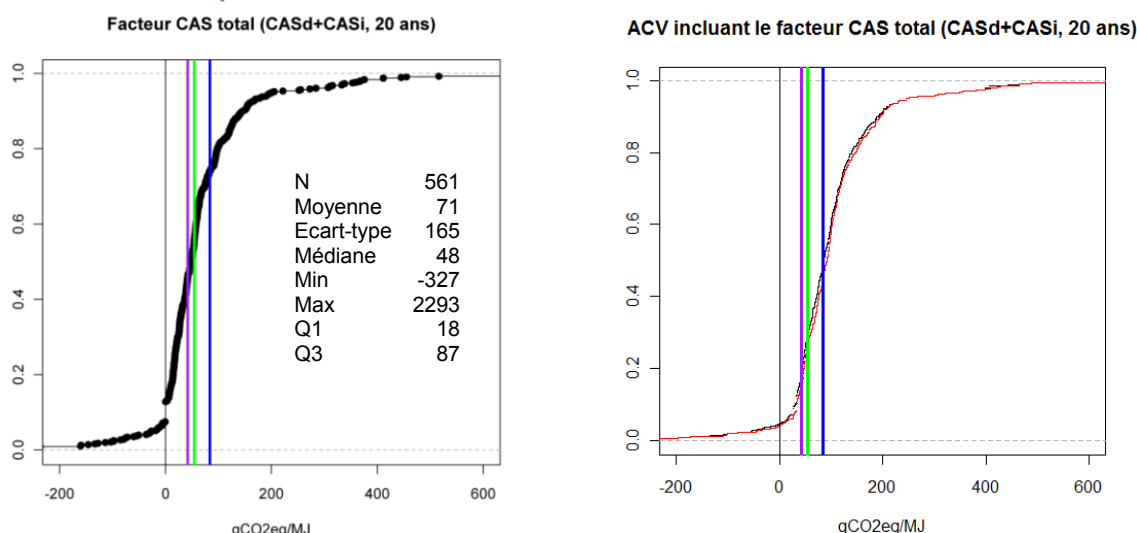
Principales conclusions

1. Les analyses en cycle de vie (ACV) disponibles indiquent généralement que les biocarburants permettent **une réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES)** grâce à la substitution de carbone fossile par **du carbone en « cycle court »**. Toutefois, les ACV classiques **négligent les implications du développement des biocarburants sur les changements d'allocation des sols (CAS)** et leurs conséquences pour les stocks de carbone et **les émissions de GES**. L'effet net sur les émissions de GES du recours au biocarburant lorsque l'on intègre les émissions dues aux CAS a fait l'objet récemment de débats scientifique et politique vifs.
2. **Les émissions de GES dues aux CAS sont une manifestation particulière du phénomène des « fuites de carbone »**, dont les mécanismes sont bien connus en économie de l'environnement. L'augmentation de demande pour les matières premières agricoles entraîne une tension sur l'équilibre entre offre et demande, d'où une hausse des prix agricoles, une incitation à produire, et donc potentiellement des conversions de terres initialement non destinées à des usages agricoles qui peuvent se traduire par la libération de carbone stocké dans les sols ou la biomasse aérienne. Les émissions liées au CAS sont dites **directes** lorsqu'elles résultent de conversions de terre destinées à produire des biocarburants, et **indirectes** lorsqu'elles sont dues à des conversions vers d'autres usages (alimentaires par exemple) qui n'auraient pas eu lieu sans le développement des biocarburants.
3. **Il est impossible en pratique d'isoler les effets (notamment indirects) du développement des biocarburants sur le CAS à partir des seules observations** du fait de la conjonction de nombreux déterminants qui interviennent sur la formation des équilibres économiques. Pour isoler les effets des CAS dus au développement des biocarburants, **il est donc nécessaire de recourir à des modèles**. Il s'agit alors de comparer, toutes choses égales par ailleurs, des jeux de simulations « avec » et « sans » développement des biocarburants.
4. Les évaluations disponibles dans la littérature reposent sur soit **des modèles économiques** (équilibre partiel ou général), soit des approches plus heuristiques de type **causales-descriptives** ou **ACV conséquentielles**. Les secondes bénéficient d'un cadre normalisé, aisément rattachable aux résultats des ACV classiques, et d'un formalisme relativement simple et transparent. Ne raisonnant que sur des quantités, elles sont en revanche peu adaptées à rendre compte de l'ensemble des ajustements de

marchés et donc des effets indirects sur les CAS. Les modèles économiques sont, par construction, mieux armés dans ce domaine. Néanmoins, leur structure ne permet en général pas de séparer effets directs et indirects. En outre, leur complexité les rend souvent plus difficiles d'accès.

5. Les effets des CAS sur les émissions de GES peuvent être synthétisés par des indicateurs qui reflètent les émissions annualisées liées au CAS par unité d'énergie produite par les biocarburants. Les **facteurs CASd, CASi et CASd+i** mesurent respectivement la composante directe, indirecte et totale de ces émissions. **Ces facteurs ne reflètent que les émissions liées aux CAS et n'incluent pas les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et à la distribution.**
6. Une recherche systématique des références bibliographiques disponibles abordant les liens entre CAS, biocarburants et effets environnementaux a été menée. 485 références ont été identifiées, consignées dans une base de données bibliographique et analysées. Malgré le caractère relativement récent du débat (seulement 40 références sont antérieures à 2006), l'ensemble des références fournissant **des évaluations quantitatives, exploitables, transparentes et non-redondantes** des émissions liées aux CAS dus au développement des biocarburants constitue une base de données conséquente pour l'analyse statistique. Ont ainsi été collectées **71 références fournissant 239 évaluations du facteur CASd et 561 évaluations du facteur CASd+i**. Pour chacune de ces évaluations (ou « points »), les résultats, les principales hypothèses et les caractéristiques de l'étude correspondante (statut et année de publication, approche économique ou conséquentielle) ont été codés.

Répartition des évaluations du facteur CASd+i collectées.



Facteurs CASd+i (en gCO₂eq/MJ annualisés sur 20 ans) collectés.

Emissions totales (en gCO₂eq/MJ) incluant l'ACV classique (production de la matière première, transformation, distribution) et le facteur CASd+i.

Note : Le facteur CASd+i (à gauche) n'inclut pas les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation ni à sa distribution. Ces dernières sont comptabilisées dans l'ACV complète (à droite). Pour l'ACV associée à certaines matières premières, une fourchette est proposée. Les deux distributions représentées sur la figure de droite correspondent à l'application de la valeur minimale et maximale. Les émissions du carburant fossile de référence (83,8 gCO₂eq/MJ) sont figurées en bleu. Les seuils de 35% et de 50% de réduction par rapport à cette valeur sont figurés en vert et en violet, respectivement. Afin de faciliter la lecture, l'intervalle sur la figure a été limité entre -200 gCO₂eq/MJ et 600 gCO₂eq/MJ. Toutes les valeurs d'émissions de GES liées au CAS ont été annualisées sur 20 ans.

7. Les données collectées dans la littérature sur les facteurs CASd+i suggèrent que **la prise en compte des CAS** dus au développement des biocarburants **est susceptible d'alourdir le bilan net en émissions de GES des biocarburants**. Ainsi, **près de 90% des évaluations collectées concluent que le développement des biocarburants induit un changement d'affectation des sols (direct ou indirect) qui génère des émissions de GES (facteur CASd+i positif)**. Les évaluations qui concluent

à une économie d'émissions liée aux CAS (facteur CASd+i négatif) sont presque exclusivement issues d'analyses conséquentielles et nécessitent des combinaisons d'hypothèses particulières concernant les filières, les conversions d'usages considérées et la représentation des mécanismes de marché sous-jacents.

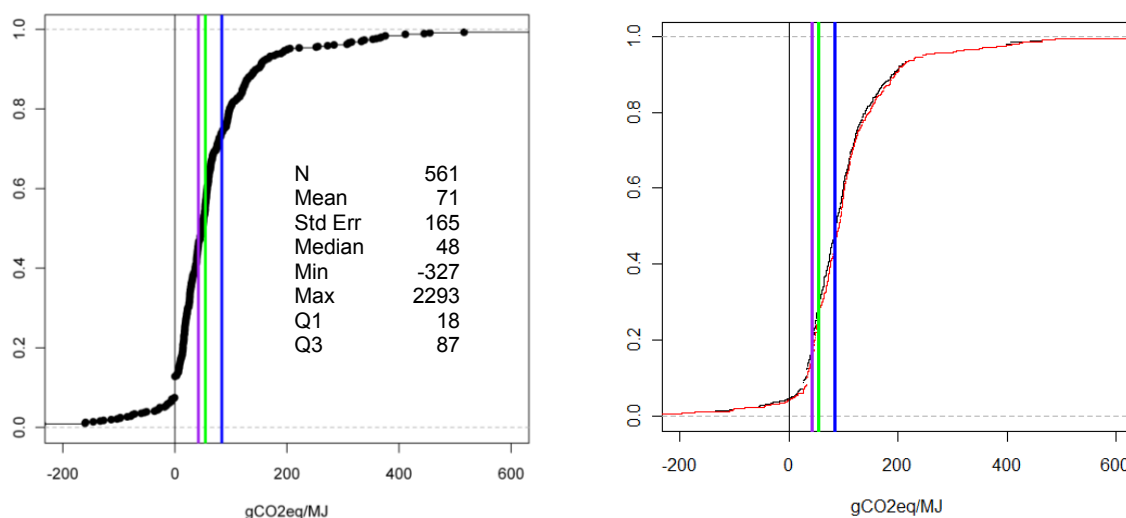
8. **Pour plus d'un quart des évaluations collectées**, le seul effet des CAS entraîne **des émissions supérieures à celles du carburant fossile de référence** (83,8 gCO₂eq/MJ). **Si sont ajoutées les émissions (ACV)** liées à la production, la transformation et la distribution des biocarburants, **les émissions totales** associées aux biocarburants sont **supérieures à celles du carburant fossile de référence dans plus de la moitié des évaluations**. En outre, plus de deux tiers (resp. plus de 80%) 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% (resp. 50%) par rapport à celles du carburant fossile de référence.
9. Les données collectées sont caractérisées **par une grande variabilité des évaluations du facteur CASd+i** à la fois entre les études et au sein de chacune d'elles. Néanmoins, **interpréter** trop rapidement la plage de variation des évaluations **comme le seul reflet de l'incertitude serait une erreur**. La variabilité apparente traduit en partie **la diversité d'approches, de définitions et d'hypothèses** (concernant les usages des sols, la représentation des mécanismes de marché sous-jacents, les filières, etc.) adoptées dans les études.
10. La décomposition de la distribution du facteur CASd+i fait apparaître des différences assez nettes
 - a. **Selon la culture étudiée**. L'évaluation médiane du facteur CASd+i au sein des scénarios examinant la production de biocarburants à partir de soja (64 points) s'élève à 79 gCO₂eq/MJ. Elle est de 55 gCO₂eq/MJ pour la palme (52 points), de 54 gCO₂eq/MJ pour le colza (79 points) et pour le maïs (90 points), de 30 gCO₂eq/MJ pour la canne (62 points), de 17 gCO₂eq/MJ pour le blé (65 points) et de 8 gCO₂eq/MJ pour la betterave (48 points).
 - b. **Selon le type de biocarburant**. L'évaluation médiane du facteur CASd+i au sein des scénarios exclusivement basés sur du biodiesel de 1^{ère} génération (221 points) est de 61 gCO₂eq/MJ. Elle est de 31 gCO₂eq/MJ pour les scénarios basés exclusivement sur de l'éthanol de 1^{ère} génération (285 points). Parmi les scénarios recueillis, seuls 19 incluent au moins partiellement la 2^{ème} génération. Les évaluations correspondant à des procédés basés sur de l'éthanol de 2^{ème} génération apparaissent comme ayant des facteurs CASd+i plus faibles (médiane : 18 gCO₂eq/MJ pour 13 points).
 - c. **Selon la région d'offre**. Les études diffèrent par les régions où elles considèrent qu'il est possible de cultiver les matières premières destinées à la production de biocarburants. L'évaluation médiane du facteur CASd+i au sein des scénarios adoptant une couverture mondiale (157 points) est de 46 gCO₂eq/MJ. Elle est de 74 gCO₂eq/MJ pour ceux se restreignant à l'Amérique Latine (50 points), de 56 gCO₂eq/MJ pour ceux se restreignant à l'Amérique du Nord (73 points), de 53 gCO₂eq/MJ pour ceux se restreignant à l'Asie (49 points) et de 28 gCO₂eq/MJ pour ceux se restreignant à l'Europe (132 points).
 - d. **Selon la région d'origine de la demande de biocarburant**. Le facteur CASd+i médian au sein des scénarios considérant que la demande de biocarburant provient exclusivement d'Amérique du Nord (81 points) est de 72 gCO₂eq/MJ. Il est de 43 gCO₂eq/MJ pour les scénarios considérant que la demande provient exclusivement d'Europe (277 points).
11. L'ampleur de l'effet des CAS sur les émissions de GES **dépend de plusieurs facteurs** qui peuvent interagir entre eux. La **méta-analyse** menée dans ce rapport facilite la comparaison des évaluations collectées sur le facteur CASd+i en tenant compte de ces interactions éventuelles. Elle permet d'isoler et de quantifier statistiquement l'influence de certaines caractéristiques des études et des hypothèses retenues dans les scénarios sur l'évaluation du facteur CASd+i.

12. Afin de limiter l'influence de **points atypiques**, certains points extrêmes difficilement comparables avec le reste des évaluations ont dû être écartés. Ces derniers correspondant majoritairement à des évaluations du facteur CASd+i très élevées, nos résultats sont vraisemblablement **conservateurs** du point de vue de l'effet des CAS sur les émissions de GES. En contrôlant pour l'adoption d'un nombre restreint d'hypothèses et de caractéristiques des scénarios analysés, nos estimations permettent d'expliquer de **40 à 65%** de la variance des évaluations retenues.
13. **Le type d'approche compte.** La comparaison des estimations menées sur les études économiques (241 points) et conséquentielles (246 points) séparément font apparaître des différences importantes dans l'ampleur et la significativité de l'influence des variables considérées. Il ressort notamment que, à jeu d'hypothèses donné, les **approches conséquentielles** conduisent à des évaluations du facteur CASd+i **plus faibles** que celles issues de modèles économiques.
14. **Le type de filière compte.** La comparaison des effets nets des CAS sur les émissions des filières biodiesel et bioéthanol résulte de la combinaison de plusieurs éléments (différentiels de rendements entre les matières premières, possibilité de substitutions et existence de co-produits entre autres). Les résultats indiquent que, toutes choses égales par ailleurs, **plus la part de bioéthanol** (resp. de biodiesel) **est élevée** (resp. faible) dans les scénarios examinés, plus l'évaluation **du facteur CASd+i est faible** (resp. élevée). L'écart estimé entre ces deux filières est ainsi, toutes choses égales par ailleurs, de 22 à 27 gCO₂eq/MJ selon les approches.
15. Certains CAS sont potentiellement très émetteurs. C'est le cas notamment de la conversion des tourbières, très riches en carbone, vers des usages agricoles. Les résultats de la méta-analyse montrent que les études qui tiennent compte de la possibilité de conversion **des tourbières** aboutissent, toutes choses égales par ailleurs, à des évaluations du facteur CASd+i **significativement plus élevées** (de 16 à 45 gCO₂eq/MJ selon les approches) que celles qui ne le font pas.
16. De même, les évaluations du facteur CASd+i tirées de scénarios dans lesquels les matières premières utilisées pour produire les biocarburants peuvent être cultivées en **Amérique Latine** sont, toutes choses égales par ailleurs, significativement **plus élevées** (de 13 à 24 gCO₂eq/MJ selon les approches), soulignant l'importance des effets directs et indirects sur la déforestation, notamment pour la forêt amazonienne.
17. **Les ajustements de marché comptent.** L'intensification de la production permet de limiter l'expansion de terre nécessaire pour satisfaire la demande additionnelle liée aux biocarburants, et donc les conversions d'usage et les émissions qui y sont associées. Ainsi, nos résultats confirment que les scénarios qui tiennent compte de manière endogène de la **réponse des rendements aux variations des prix** aboutissent, toutes choses égales par ailleurs, à des évaluations du facteur CASd+i **plus faibles** (de 11 à 78 gCO₂eq/MJ selon les approches). Les scénarios qui intègrent **les variations endogènes de la demande en fonction des prix** aboutissent également à des évaluations **plus faibles** du facteur CASd+i (de 12 à 43 gCO₂eq/MJ selon les approches).
18. **Un jeu d'hypothèses correspondant à l'effet d'un mandat européen** tiré de l'étude récente de l'IFPRI pour la Commission Européenne a été simulé à l'aide du méta-modèle estimé. Ce dernier reproduit assez fidèlement les résultats de l'IFPRI (42 gCO₂eq/MJ contre 38 gCO₂eq/MJ dans Laborde, 2011). Nos résultats indiquent également que le **modèle utilisé par l'IFPRI** conduit, toutes choses égales par ailleurs, **aux évaluations les plus basses** par rapport à l'ensemble des modèles économiques examinés. Les prédictions du facteur CASd+i issues du méta-modèle estimé vont ainsi **de 42 à 107 gCO₂eq/MJ** selon le modèle économique considéré (de **11 à 99 gCO₂eq/MJ** pour les études conséquentielles) pour une évaluation centrale (tous modèles confondus) **de 72 gCO₂eq/MJ** (**60 gCO₂eq/MJ** pour les études conséquentielles).

Executive summary

1. Available lifecycle analyses (LCA) usually indicate that biofuels may contribute to **the mitigation of greenhouse gas emissions (GHG)** through the substitution of fossil fuel by recycled biomass-based carbon. However, standard LCA approaches overlook **the implications of the development of biofuels on land-use change (LUC)** and their consequences **on carbon stocks and GHG emissions**. In the recent years, the total net GHG effect of biofuels--i.e. including LUC emissions-- has prompted fierce debates in the scientific and policy arenas.
2. **LUC emissions of GHG are a particular manifestation of carbon leakage**, a phenomenon well-documented in environmental economics. Higher demand of agricultural commodities as feedstock for bioenergy increases the pressure on the supply/demand equilibrium, leading to higher agricultural prices, and, in turn, larger incentives for farmers to increase their output, possibly through the conversion of non-agricultural land. The resulting land-use changes may cause the release of the carbon stored in soils and/or above-ground biomass into the atmosphere. LUC emissions are **direct** if they result from conversions of land for the production of biomass for bioenergy, and **indirect** if they are due to conversions to other land uses (e.g. food) that would not have occurred without the development of biofuels.
3. **It is impossible in practice to isolate LUC effects of biofuels (in particular indirect ones) based solely on historic observations** because of the simultaneous influence of several factors affecting market equilibrium. In order to isolate LUC effects of biofuels, **it is thus necessary to rely on models** capable of comparing, *ceteris paribus*, simulations « with » and « without » biofuel development.
4. Available evaluations in the literature are based either on (partial or general equilibrium) **economic models**, or more heuristic approaches (**causal-descriptive, consequential LCA**). The latter have the advantage of relying on a fairly simple, transparent, and normalized framework that can be easily connected to that of standard LCAs. However, as they rely solely on a quantity-based framework, these approaches are not well adapted to fully account for market adjustments and the related indirect LUC effects. By construction, economic models are better equipped in this respect. Nevertheless, their structure does not always permit a clear distinction between direct and indirect LUC effects. In addition, the complexity of the required modeling often makes the communication of results based on these models more difficult.
5. LUC effects on GHG emissions may be synthesized by indicators that reflect annualized LUC emissions per unit of energy produced by biofuels. **dLUC, iLUC, and d+iLUC factors** measure the direct, indirect, and total component of these emissions, respectively. **These factors only capture LUC-related emissions and do not include emissions due to feedstock production, transformation, and distribution.**
6. A systematic search of available bibliographic references addressing the issues of LUC, biofuels and the environment has been conducted. **485 references** have been identified, collected in a bibliographic database, and analyzed. Despite the recent nature of the debate (only 40 references have been released before 2006), the set of references providing **quantitative, exploitable, transparent, and non-redundant** evaluations of LUC emissions of GHG due to the development of biofuels constitutes a database of adequate size for statistical purposes. **71 references leading to 239 evaluations of the dLUC factor and 561 evaluations of the d+iLUC factor** have been collected. For each of these evaluations, the results, the main assumptions, as well as the characteristics of the corresponding study (status and date of publication, economic or consequential approach) have been coded.

Cumulative distribution of the collected evaluations of the d+iLUC factor



Collected d+iLUC factors (gCO₂eq/MJ annualized over 20 years).

Total emissions (gCO₂eq/MJ) including LCA emissions (feedstock production, transformation, distribution) and d+iLUC factor.

Note: The d+iLUC factor (left) does not include emissions due to feedstock production, transformation, and distribution of biofuels. These emissions are included in total LCA emissions (right). For some feedstocks, LCA emissions are given as ranges. The two distributions on the right panel correspond to the application of the minimal and maximal values. The emissions of the reference fossil fuel (83.8 gCO₂eq/MJ) are indicated by the blue vertical line. The 35% and 50% reduction threshold relative to this value are in green and purple, respectively. For the ease of reading, the x-axis on the above figures has been restricted to an interval between -200 gCO₂eq/MJ and 600 gCO₂eq/MJ. All GHG emissions due to LUC have been annualized over 20 years.

7. The collected evaluations of the d+iLUC factor suggest that **accounting for LUC** due to the development of biofuels **is likely to increase GHG emissions that can be attributed to biofuels**. **Almost 90% of the collected evaluations conclude that the development of biofuels leads to (direct or indirect) LUC that cause GHG emissions** (positive d+iLUC factor). Evaluations that conclude that biofuel development leads to a reduction in LUC emissions (negative d+iLUC factor) are almost exclusively based on consequential analyses and require specific assumptions regarding bioenergy chains, land conversions, and the representation of underlying market mechanisms.
8. **For more than a quarter of the collected evaluations**, the sole effect of LUC leads to **emissions that are greater than that of the reference fossil fuel** (83.8 gCO₂eq/MJ). **When including LCA emissions** due to feedstock production, transformation and distribution of biofuels, **total emissions are greater than that of the reference fossil fuel for more than half of the collected evaluations**. Moreover, for more than two thirds (80%, respectively) of the collected evaluations, total net emissions are above the 35% (50%, respectively) reduction threshold relative to the emissions of the reference fossil fuel.
9. The collected evaluations are characterized **by a large variability of the d+iLUC factor** both between and within studies. However, **interpreting** too rapidly the range of the collected evaluations **as the sole reflection of uncertainty would be erroneous**. The apparent variability partly reflects **the diversity of approaches, definitions, and assumptions** (relative to land-use changes, representation of underlying market mechanisms, biofuel chains, etc.) adopted in the studies.

10. By breaking down the distribution of d+iLUC factors, we highlight differences
- a. **Among feedstocks.** The median d+iLUC factor among the scenarios that examine biofuel production from soybean (64 points) amounts to 79 gCO₂eq/MJ. It is 55 gCO₂eq/MJ for palm (52 points), 54 gCO₂eq/MJ for rapeseed (79 points) and corn (90 points), 30 gCO₂eq/MJ for sugar cane (62 points), 17 gCO₂eq/MJ for wheat (65 points), and 8 gCO₂eq/MJ for sugar beet (48 points).
 - b. **Among types of biofuel.** The median d+iLUC factor among the scenarios based exclusively on 1st generation biodiesel (221 points) is 61 gCO₂eq/MJ. It is 31 gCO₂eq/MJ among the scenarios based exclusively on 1st generation ethanol (285 points). Among the collected scenarios, only 19 include at least partially 2nd generation processes. Evaluations corresponding to 2nd generation ethanol processes are characterized by lower d+iLUC factors (median: 18 gCO₂eq/MJ, 13 points).
 - c. **Among supply regions.** The studies differ in their assumptions regarding the regions from which feedstocks for biofuel production can be sourced. The median d+iLUC factor among scenarios adopting a global coverage (157 points) is 46 gCO₂eq/MJ. It is 74 gCO₂eq/MJ for those focusing on Latin America (50 points), 56 gCO₂eq/MJ for North America (73 points), 53 gCO₂eq/MJ for Asia (49 points), and 28 gCO₂eq/MJ for Europe (132 points).
 - d. **Among the regions of origin of biofuel demand.** The median d+iLUC factor among the scenarios that consider that biofuel demand originates exclusively from North America (81 points) is 72 gCO₂eq/MJ. It is 43 gCO₂eq/MJ among the scenarios that consider that biofuel demand originates exclusively from Europe (277 points).
11. The magnitude of LUC effects on GHG emissions **depends on several factors** that may interact with each other. The **meta-analysis** conducted in this report eases the comparison of the collected evaluations of the d+iLUC factors as it accounts for such potential interactions. It allows to statistically quantify the influence of some of the studies' characteristics and the assumptions made in the scenarios on the evaluation of the d+iLUC factor.
12. In order to limit the influence of **atypical points**, some extreme values, which are hardly comparable with the rest of the evaluations, have been left aside. As the majority of these values correspond to very high d+iLUC factors, our results are likely to be **conservative** regarding the effects of LUC on GHG emissions. By controlling for a relatively small number of assumptions and characteristics of the analyzed scenarios, our estimates explain from **40 to 65%** of the variance of the retained evaluations.
13. **The approach matters.** The comparison of the estimation conducted separately on economic (241 points) and consequential (246 points) studies highlights important differences in magnitude and statistical significance of the influence of the chosen explanatory variables. Notably, it appears that, for a given set of assumptions, **consequential approaches** lead to **lower** evaluations of d+iLUC factor than economic studies.
14. **The type of biofuel matters.** The comparison of the net LUC effects on emissions of biodiesel and bioethanol involves the combination of several factors (feedstock yields differential, substitution possibilities, and existence of co-products, among others). Our results indicate that, all other things held constant, **the higher (lower) the share of bioethanol (biodiesel) in the analyzed scenarios, the lower (higher) the evaluation of the d+iLUC factor.** The estimated gap between biodiesel and bioethanol ranges, *ceteris paribus*, from 22 to 27 gCO₂eq/MJ depending on the approach.

15. Some LUC may cause very large emissions. It is notably the case of conversion of carbon-rich peatland to agricultural uses. The meta-analysis results show that, all other things being equal, studies that account for the possibility of **peatland conversions** lead to **significantly larger** evaluations of d+iLUC factor (from 16 to 45 gCO₂eq/MJ depending on the approach) than those that do not.
16. Likewise, evaluations of the d+iLUC factor from scenarios in which feedstocks may be sourced from **Latin America** are, *ceteris paribus*, significantly **larger** (from 13 to 24 gCO₂eq/MJ depending on the approach). This underscores the importance of the direct and indirect effects on deforestation, in particular for the Amazonian Forest.
17. **Market adjustments matter.** Intensification of agricultural production reduces the need for agricultural land expansion to meet the additional demand due to biofuel, and hence may reduce LUC and related emissions. Our results confirm that the scenarios that account endogenously for the **response of yields to price changes** lead, all other things held constant, to **lower** (from 11 to 78 gCO₂eq/MJ depending on the approach) evaluations of the d+iLUC factor. The scenarios that account for **endogenous changes in demand as a function of prices** also lead to **lower** (from 12 to 43 gCO₂eq/MJ depending on the approach) evaluations of the d+iLUC factor.
18. **A set of assumptions corresponding to a European mandate** used in a recent study by IFPRI for the European Commission has been simulated using the estimated meta-model. The meta-model reproduces fairly well the IFPRI results (42 gCO₂eq/MJ vs. 38 gCO₂eq/MJ in Laborde, 2011). Our results also indicate that the **model used by IFPRI** leads, all other things being equal, **to the lowest evaluations** among all economic models included in the meta-analysis. The meta-model predictions of the d+iLUC factor range from **42 to 107 gCO₂eq/MJ** depending on the economic model (from **11 to 99 gCO₂eq/MJ** for consequential studies). The central prediction (all models combined) is **72 gCO₂eq/MJ** (**60 gCO₂eq/MJ** for consequential studies).

Introduction

1. Contexte de l'étude

L'étude ADEME sur les biocarburants (ADEME, 2010) a montré une forte sensibilité des bilans des filières de biocarburants à la prise en compte des variations des stocks de carbone dans les sols, notamment dues aux changements dans l'affectation des sols (CAS). En cela, elle confirme les conclusions obtenues par différentes études internationales qui ont souligné l'importance de mieux intégrer les CAS dans les bilans environnementaux des biocarburants.

Une fois pris en compte les effets des CAS sur les flux nets de gaz à effet de serre (GES), les biocarburants contribuent-ils à réduire les émissions globales de GES ou bien sont-ils au contraire un facteur d'amplification du phénomène ? Du fait de la complexité des phénomènes en jeu et des interactions qui lient marchés agricoles, utilisation des terres et émissions de GES, le débat à la fois scientifique et politique autour de cette question reste vif. Il apparaît donc important de faire un état des lieux des connaissances sur cette question et, en particulier, d'identifier les principales conclusions disponibles dans la littérature ainsi que les facteurs expliquant les divergences dans les résultats obtenus.

2. Objectifs de l'étude

L'objectif général de cette étude est de réaliser une revue bibliographique afin de rassembler et synthétiser l'information disponible, l'état des connaissances et les points de divergence autour de deux questions :

- L'ampleur des effets directs et indirects du développement des biocarburants (dans différentes parties du monde, avec un accent spécifique porté sur la France) sur le changement d'affectation des sols ;
- L'ampleur de l'impact du changement d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants (développés dans différentes parties du monde, avec un accent spécifique porté sur la France).

Cette revue bibliographique repose sur une analyse des méthodes utilisées, des hypothèses posées et de l'impact potentiel de ces méthodes et hypothèses sur les résultats obtenus. En ce qui concerne les aspects environnementaux, seront privilégiées les implications pour les émissions de GES et ce pour deux raisons. D'une part, l'objectif de réduction des émissions de GES a souvent été mis en avant pour justifier les politiques de soutien au développement des biocarburants. D'autre part, une très grande majorité des travaux disponibles dans la littérature se concentre sur cette question.

Deux champs de littérature très distincts ont été identifiés. Le premier s'est construit autour de simulations basées sur des modèles économiques qui décrivent, à une échelle plus ou moins large et à une résolution plus ou moins fine, les arbitrages, les mécanismes économiques et les impacts sur équilibres de marché à l'œuvre dans l'utilisation des terres. Ces modèles offrent ainsi une représentation explicite des déterminants économiques de l'offre et de la demande de terres. Ils mettent l'accent sur les substitutions possibles et les conséquences des ajustements des prix sur l'utilisation des terres. Ils permettent ainsi de rendre compte des implications de modifications du contexte économique et politique sur l'usage des sols et de mesurer les conséquences sur les stocks de carbone. Le second champ de littérature concerné est issu des développements récents en matière d'analyse de cycle de vie (ACV). L'ACV met l'accent sur les caractéristiques techniques et environnementales des différentes filières de production. Cette approche insiste en général sur les complémentarités entre facteurs de production à contextes technique et économique donnés. La prise en compte de modifications de contexte nécessite donc une représentation de la chaîne causale induisant une modification de l'usage des sols. Un des objectifs de l'étude est de clarifier la comparaison entre les résultats de ces deux littératures.

Avant même le début de l'étude, plusieurs revues de littérature étaient disponibles sur le sujet. Il était donc important (notamment dans la perspective de la rédaction d'un article scientifique) de trouver un angle original pour aborder cette question. L'originalité scientifique de ce travail par rapport aux revues existantes

est double : (i) le lien qu'il fait entre deux champs disciplinaires assez distincts dans la littérature scientifique (modèles économiques et ACV) et (ii) la démarche résolument quantitative qui mobilise les outils statistiques de la méta-analyse.

3. Déroulement du projet

Initialement, l'étude avait été décomposée en huit tâches :

1. Identification et collecte de la littérature pertinente
2. Choix des références à utiliser
3. Création et proposition d'une grille d'analyse des documents retenus
4. Description des documents sur la base de la grille
5. Analyse des méthodes, des données et des résultats
6. Echanges avec des équipes nationales, européennes et internationales
7. Rédaction du rapport final et recommandations (y compris pour la recherche)
8. Publication d'un article / Revue de synthèse

L'ensemble des tâches 1 à 7 ont été achevées à ce stade.

Dans l'ensemble, les échéances ont été relativement bien respectées par rapport au calendrier initial. Les travaux sur la littérature économique ont débuté au début de l'étude. Ceux sur la littérature ACV ont démarré un peu plus tard. Les tâches 1 à 4 ont donc été menées parallèlement sur ces deux champs de littérature, avec cependant un léger décalage dans le temps.

Une originalité de cette étude a été de prévoir dès l'élaboration du cahier des charges initial une revue du travail par un panel d'experts internationaux (tâche 6). Cette étape, qui s'est concrétisée par une réunion de travail organisée à Paris le 28 octobre 2011, s'est avérée très utile dans la réalisation de travail. Elle a été source de nombreux commentaires pertinents et constructifs qui ont contribué à affiner et enrichir l'analyse.

La rédaction d'un article (tâche 8) de synthèse est en cours. Cet article doit être soumis à une revue scientifique internationale à comité de lecture.

4. Présentation du rapport

Plan du rapport

Le Chapitre I propose un rappel du contexte et de quelques définitions relatives aux CAS.

Le Chapitre II vise à clarifier certains aspects méthodologiques. Dans ce chapitre, nous présentons les principaux éléments des différentes modélisations utilisées dans les références retenues (modèles économiques de type équilibre partiel ou équilibre général, ACV conséquentielle ou attributive).

Le Chapitre III présente les procédures retenues pour collecter la littérature pertinente. Cette étape vise à dresser un panorama, le plus complet possible, de la littérature (publiée ou « grise ») sur le thème de l'étude. 485 références ont ainsi été collectées et entrées dans une base de données bibliographique. Des éléments bibliométriques simples sur l'ensemble des références collectées sont également fournis dans ce chapitre. Nous présentons également dans ce chapitre les critères utilisés pour sélectionner parmi les références celles retenues pour l'analyse quantitative.

Le Chapitre IV présente la distribution des évaluations collectées. Le Chapitre V présente le codage des hypothèses et des caractéristiques des études en variables quantitatives.

La grille ainsi obtenue a fait l'objet d'une analyse statistique présentée au Chapitre VI. Nous mobilisons les outils de la méta-analyse pour analyser l'effet sur les évaluations du facteur CAS total des différentes hypothèses/caractéristiques des scénarios recueillies dans la littérature. Dans ce chapitre, sont discutés les méthodes et les traitements statistiques réalisés, ainsi que leurs résultats.

Annexes

Nous fournissons en annexe à ce rapport la liste complète des références retenues dans la grille d'analyse, une description détaillée des champs et variables analysés, une présentation des principales statistiques descriptives du facteur CAS direct et/ou indirect par modalité des variables retenues dans la grille d'analyse, une décomposition de ces facteurs, et un ensemble de fiche de synthèse des modèles économiques analysés.

Chapitre I. Contexte et définitions

1. Contexte

Contexte économique

Le développement des biocarburants a connu un essor spectaculaire dans les dix dernières années. Ce développement a été étroitement lié à des politiques favorables au développement des énergies renouvelables. Le récent rapport du GIEC (IPCC, 2011, p. 165) indique qu'en 2011 la majorité des pays est dotée de politiques spécifiques en faveur des énergies renouvelables alors qu'en 2005, seuls les pays les plus avancés étaient globalement concernés.

Ethanol

Jusqu'au début des années 2000, l'éthanol était majoritairement produit à partir de canne à sucre. La production mondiale d'éthanol provient désormais essentiellement de céréales et notamment de maïs. En 2011, on estime que près de 8 % de la production mondiale de céréales sera consommée pour produire des biocarburants (F.O-Licht, 2011) contre 3% en 2006. Sur les cinq dernières années, les biocarburants ont été le principal moteur de la croissance de la demande globale de céréales (+100 Mt), principalement du fait des politiques de développement des biocarburants aux Etats-Unis et en Europe (Figure 1). Dans le même temps, les augmentations de la demande pour l'alimentation humaine (+40 Mt) et pour l'alimentation animale et les usages industriels hors biocarburants (+40 Mt également) ont été plus modérées. Même si la production de biocarburant à partir de céréales génère des coproduits utilisables en alimentation animale, pour un tiers des volumes environ, ces évolutions contribuent à une concurrence accrue entre les usages des sols alimentaires et non-alimentaires. L'éthanol cellulosique, dit de seconde génération, permet de produire de l'éthanol à partir de la plante entière en valorisant les parties ligneuses des céréales. Il peut également être produit à partir de bois ou de déchets ménagers. Son développement pourrait venir relâcher la contrainte sur la ressource en terre mais les volumes produits sont encore marginaux et les capacités industrielles ne seront pas encore opérationnelles avec certitude en 2012.

Tableau 1 : Utilisations annuelles de matières premières pour l'éthanol dans les transports (Mt, source : (F.O-Licht, 2011))

	2006	...	2009	2010	2011
Céréales (valeur brute*)	53,600		117,000	142,500	150,700
Mélasses de canne et de betterave	14,000		17,100	18,400	21,800
Betterave	1,150		6,800	6,900	6,700
Canne à sucre**	167,100		292,100	292,300	279,400
Lactosérum (mio. Litres)	0,000		0,400	0,400	0,400
Vins et alcools bruts (mio. Litres)	0,350		0,340	0,28	0,328
Manioc	0,220		1,360	1,280	1,450

* L'utilisation nette incluant les drêches est inférieure d'un tiers

** Les tonnages de canne à sucre mobilisés sont plus importants que ceux des céréales mais le rendement en éthanol est 4 à 5 fois inférieur sur le produit récolté.

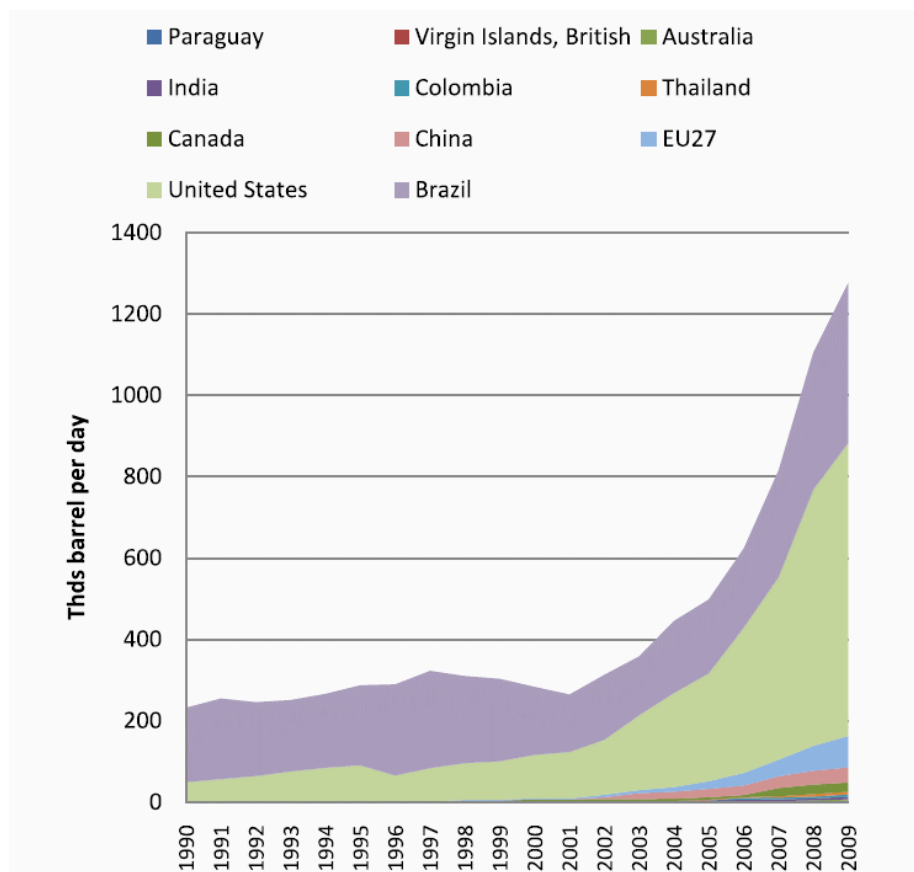


Figure 1 : Production mondiale d'éthanol (source : (Valin, 2011) d'après IEA).

Biodiesel

Le biodiesel est majoritairement produit à base d'huiles de colza et de soja dont il consomme respectivement 26% et 13% de la production mondiale de graines. Les pays les plus concernés sont l'Europe où les véhicules utilisent principalement du gazole, les Etats-Unis et plus récemment le Brésil et l'Argentine. L'huile de palme est également utilisée pour produire des biocarburants mais dans une moindre mesure (5 % de la demande globale).

Tableau 2 : Utilisations annuelles de matières premières pour le biodiesel dans les transports (Mt, source : (F.O-Licht, 2011))

	2006	...	2009	2010	2011
Huile de colza (équivalent graine)	3,500 (8,750)		6,350 (15,875)	5,750 (14,375)	6,150 (15,350)
Huile de soja (équivalent graine)	1,180 (5,900)		4,240 (21,200)	5,700 (28,500)	6,500 (32,500)
Huile de palme	0,550		2,600	2,440	2,300
Huile de tournesol	0,070		0,220	0,211	0,225
Huile de coco	0,021		0,095	0,105	0,107
Graisses animales et huiles de fritures usagées	0,470		2,000	2,230	2,575

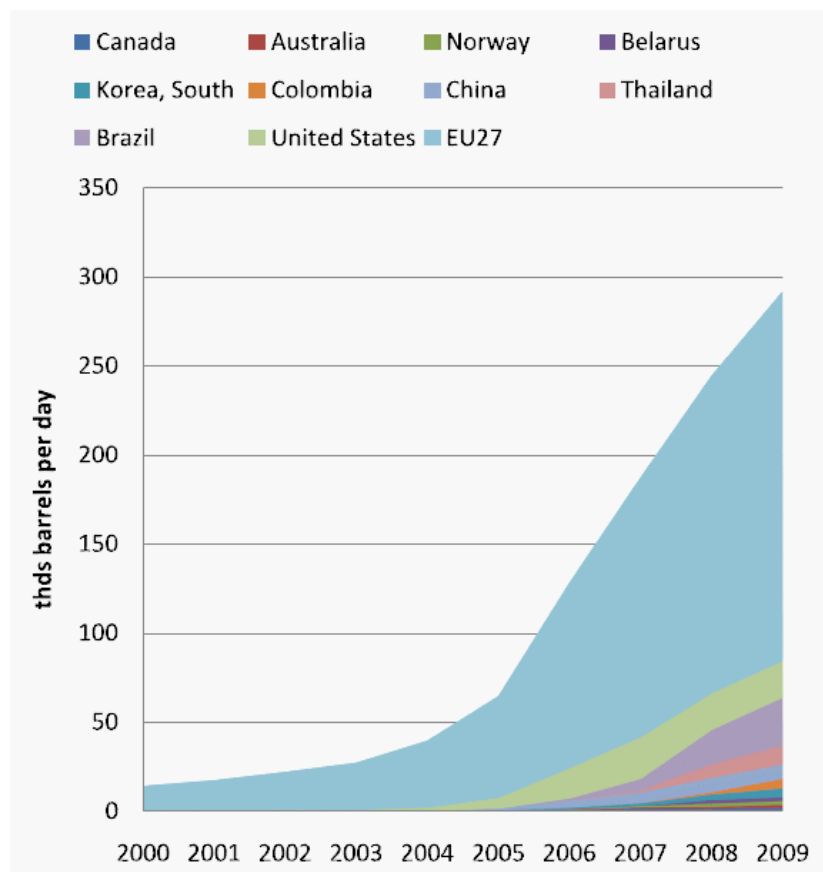


Figure 2 : Production mondiale de biodiesel (source : (Valin, 2011) d'après IEA).

Contexte réglementaire des CAS

Union Européenne

La consommation d'énergie renouvelable dans les transports et la qualité des carburants vis-à-vis des émissions de GES sont encadrées par deux directives européennes :

- La directive « Energie Renouvelable » 2009/29/CE (Union Européenne, 2009a), dite RED, fixe un objectif global de 10 % d'énergie renouvelable dans les transports pour 2020. Les critères de durabilité précisent que les biocarburants éligibles doivent réduire d'au moins 35% les émissions de GES par rapport aux carburants fossiles. Cette réduction est portée à 50% à partir de 2017 puis à 60% à partir de 2018 pour les nouvelles installations¹.
- La directive « Qualité des carburants » 2009/30/CE (Union Européenne, 2009b) confirme ces objectifs en fixant un objectif de réduction des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie de 10% par unité d'énergie fournie pour les carburants en 2020 par rapport à 2010.

Un enjeu essentiel est donc d'apporter la preuve que les biocarburants génèrent moins de GES que les carburants fossiles. La plupart des analyses ACV semblent l'indiquer mais toutes achoppent sur la prise en compte des CAS, et plus particulièrement sur celle des effets indirects (CASI). A partir de 2008, la Commission européenne a lancé plusieurs études pour étudier le phénomène des CASi. Les premières études rendues publiques durant l'été 2010 ont montré l'importance de la prise en compte des effets liés aux CAS.

¹ Les critères de durabilité indiquent également que les biocarburants ne doivent pas être produit sur les terres à grandes valeurs en terme de biodiversité, à haute teneur en carbone (zones humides, forêts continues) ou encore sur d'anciennes tourbières.

Une consultation publique a donc été organisée (d'août à octobre 2010) invitant les citoyens, les autorités publiques et les organisations reconnues à se prononcer sur la base de ces études sur l'utilisation possible des résultats, l'opportunité des mesures à prendre pour contrôler les CASi et le cas échéant, les types de filières à privilégier ainsi que les types de mesures à prendre. La grande diversité des contributeurs n'a pas permis de dégager de consensus. Si l'ensemble des contributeurs reconnaissent à divers degrés les limites des études, les avis divergent sur les mesures à prendre : des entreprises, des associations d'agriculteurs et des pays d'outre-mer considèrent qu'il ne faut pas légiférer en matière de CASi alors que la plupart des ONG et des entreprises indépendantes du secteur des biocarburants sont favorables à l'intégration des CASi dans les calculs des émissions de GES des biocarburants².

Le 22 décembre 2010, la Commission a donc présenté au Parlement européen un rapport sur la question des CASi où elle indique qu'elle continue à mener des travaux sur la question. Elle reconnaît l'existence du phénomène et son incidence potentielle sur les émissions de GES et propose de présenter une nouvelle évaluation en juillet 2011 accompagnée, le cas échéant, de propositions législatives. (A ce jour et à notre connaissance, aucune décision n'a été annoncée). Les options stratégiques seront alors les suivantes :

- 1- Ne prendre aucune mesure tout en continuant de surveiller la situation,
- 2- Augmenter le seuil minimal de réduction des émissions de GES pour les biocarburants,
- 3- Introduire de nouvelles exigences en matière de durabilité applicables à certaines catégories de biocarburants,
- 4- Attribuer aux biocarburants une quantité d'émission de GES reflétant l'impact présumé des CASi.

Une étude publiée par le Parlement européen en février 2011 (Fritsche & Wiegmann, 2011) considère que le rapport de la Commission ne propose pas de méthodologie concrète à appliquer aux émissions découlant des changements survenus dans les stocks de carbone en raison de CAS. Elle reconnaît cependant l'existence du phénomène en rejetant les deux premières options et en considérant la quatrième option proposée comme étant la seule valide. Les éléments de preuves rassemblés dans les études pourraient alors servir à actualiser la réglementation en introduisant un facteur CASi dans la directive « Energie Renouvelable ».

Etats-Unis

La loi américaine de 2007 dite RFS2 sur les standards des carburants renouvelables précise que ceux-ci doivent réduire de 20 % au minimum les émissions de GES en préconisant les approches en ACV. En mai 2009, un projet de régulation de l'*Environmental Protection Agency* (EPA, 2009) évalue les CASi en utilisant les modèles FASOM et FAPRI. Elle conclut qu'en intégrant les CASi, l'éthanol de maïs ne franchit pas le seuil minimal des 20% de réduction des GES. Le mois suivant, en juin 2009, la Chambre des représentants adopte un moratoire de 5 ans pour évaluer les CASi et transfère le dossier de l'EPA au Département américain chargé de l'agriculture (USDA). Le rapport final de l'EPA est publié en février 2010 (EPA, 2010) et tous les biocarburants sont finalement qualifiés au-dessus du seuil de 20%. Seule la filière éthanol de maïs utilisant du charbon dans son processus de fabrication ne permet pas de réduire suffisamment les émissions de GES, la filière utilisant du gaz permet, quant à elle, une réduction des émissions de 21%. En 2010, le Sénat abandonne donc le moratoire en cours.

Parallèlement, l'Etat de Californie a choisi d'adopter sa propre régulation également en 2007 en adoptant le *Low Carbon Fuel Standards* (LCFS) qui établit des objectifs ambitieux d'incorporation des carburants alternatifs et qui confie les mesures d'intensité carbone au *California Air Resource Board* (CARB). En mars 2009, le CARB communique ses premiers résultats sur l'impact carbone des biocarburants (CARB, 2009a). Il utilise le modèle GTAP pour déterminer les émissions de carbone et trouve des coefficients CASi supérieurs à ceux communiqués par l'EPA. En janvier 2010, des groupes industriels attaquent la régulation californienne devant la cour fédérale pour entrave au commerce, du fait des normes différentes de qualification adoptées dans l'Etat par rapport au reste du pays. En 2010, le CARB décide donc de désigner des groupes de consultation d'experts pour approfondir certaines questions méthodologiques. Huit sujets ont été abordés et les conclusions rendues publiques et discutées fin 2010 avec des analyses de court terme et

² Une consultation préalable, lancée en juillet 2009 pour entamer l'examen de la question des CASi donnait déjà les mêmes types de position.

des recommandations pour des travaux et des recherches à court et moyen termes. Le modèle GTAP est en cours d'amélioration et des amendements à la loi LCFS devraient être proposés.

Brésil

Le Brésil est le pays qui a la plus longue tradition d'utilisation des biocarburants puisqu'il utilise l'éthanol de canne à sucre en mélange avec l'essence depuis 1934 (USDA-FAS, 2010a). Longtemps justifiées par des objectifs d'indépendance énergétique, les incitations à l'accroissement de l'utilisation des biocarburants s'inscrivent également depuis décembre 2009 dans le cadre de la politique nationale de lutte contre le changement climatique.

Même si la question des émissions indirectes des GES liés au CAS n'est pas abordée, une politique d'usage des sols définit depuis septembre 2009 un zonage agro-écologique de la canne à sucre (ZAE Cana) pour promouvoir une croissance durable et un développement du secteur tout en préservant l'environnement. Ce zonage qui concerne toutes les régions du Brésil tient compte non seulement des types de sol et du climat mais également des aspects environnementaux, économiques et sociétaux pour un développement durable de cette industrie. Ce zonage exclut la conversion de terres avec de la végétation primaire et dans certaines zones à forte biodiversité, il identifie les terres à potentiel agronomique sans recours à l'irrigation et où la pente permet la mécanisation (évitant également le brûlage des feuilles), enfin il donne la priorité à l'extension des cultures de canne sur des terres dégradées et des pâtures.

Il existe également un zonage agro-écologique concernant les plantes oléagineuses qui détermine les zones les plus adaptées aux différentes cultures ainsi que les périodes appropriées de plantation pour éviter les pertes liées aux conditions climatiques. Ces zones sont utilisées par les institutions financières et les assurances pour conditionner l'octroi de crédits aux agriculteurs.

Chine et Inde

Pour ces deux pays fortement peuplés, la préoccupation essentielle est de nourrir leur population. Pour cette raison et du fait du coût que cela représente, ils ne sont donc pas dotés d'instruments politiques aussi incitatifs en faveur des biocarburants que les principaux pays producteurs cités ci-dessus. Cela ne les empêche pas de participer à l'effort de lutte contre le réchauffement climatique avec des programmes de développement des biocarburants.

Afin de garantir la sécurité alimentaire, le gouvernement chinois n'a autorisé que cinq usines, appartenant à des entreprises d'Etat, à produire de l'éthanol à partir de graines (maïs, blé et riz) (USDA-FAS, 2010b). Afin de satisfaire ses objectifs en matière d'environnement et de changement climatique, la Chine recherche d'autres sources d'énergie renouvelable mais elle stipule que ces sources alternatives ne doivent pas entrer en compétition avec les cultures alimentaires sur les terres arables. En l'attente des biocarburants celluloseux de seconde génération, les espoirs de développement se portent sur le manioc, le sorgho et la patate douce.

Concernant le biodiesel, la Chine ne dispose pas de mandat d'utilisation dans les transports du fait du manque de disponibilité en matière première. Des initiatives privées expérimentent des plantations de plantes riches en huile comme sources possibles (jatropha, pistachier...)

Le gouvernement indien a adopté en décembre 2009 une politique nationale sur les biocarburants qui propose un objectif de 20% de biodiesel et de bioéthanol dans les carburants à l'horizon 2017 (USDA-FAS, 2010c). La stratégie indienne se concentre sur l'utilisation des ressources non-alimentaires pour les biocarburants, à savoir la mélasse de sucre pour l'éthanol et les huiles non comestibles pour le biodiesel. La cible actuelle de 5% n'est pas atteinte actuellement du fait des faibles récoltes de canne à sucre donnant lieu à des importations d'éthanol.

La production de biodiesel est très faible par manque de disponibilité de matières premières adéquates. Bien que 500 kha de jatropha aient été plantés sur des terres en friche, les investissements vers cette ressource se réduisent car les variétés à haut rendement ou tolérantes à la sécheresse ne sont pas encore présentes et qu'il est difficile de programmer des plantations à grande échelle car les terres en friches sont morcelées sur le territoire.

Déforestation

A l'échelle planétaire, les forêts occupent 4 Gha, soit 31% de la superficie des terres émergées (FAO, 2010). On estime que les forêts stockent 289 Gt de carbone (biomasse, bois mort, litières et sol) soit plus que tout le carbone contenu dans l'atmosphère. Globalement, on estime que la déforestation est responsable de la perte de 0,5 Gt de carbone par an.

Selon la FAO la déforestation mondiale décroît mais reste alarmante dans de nombreux pays. Il s'agit essentiellement de la conversion de forêts tropicales en terres agricoles. Ce sont environ 13 Mha qui disparaissent de causes naturelles ou sont converties chaque année entre 2000 et 2010, contre 16 Mha durant les années 90.

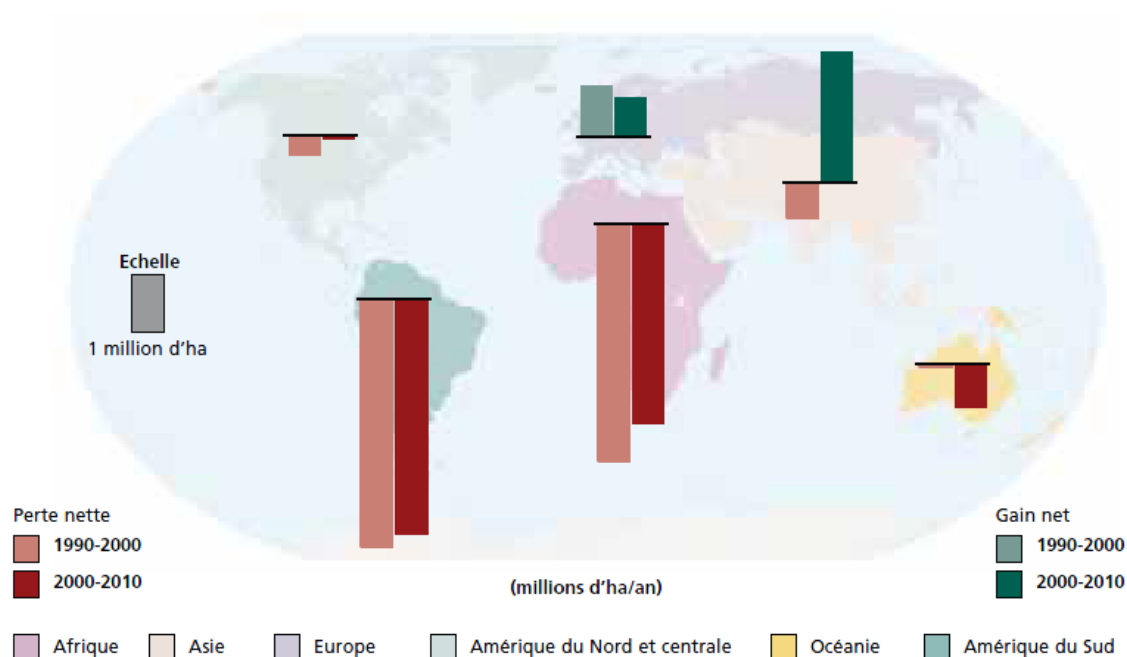


Figure 3 : Changement annuel de la superficie forestière par région, 1990-2010 (source : FAO 2010)

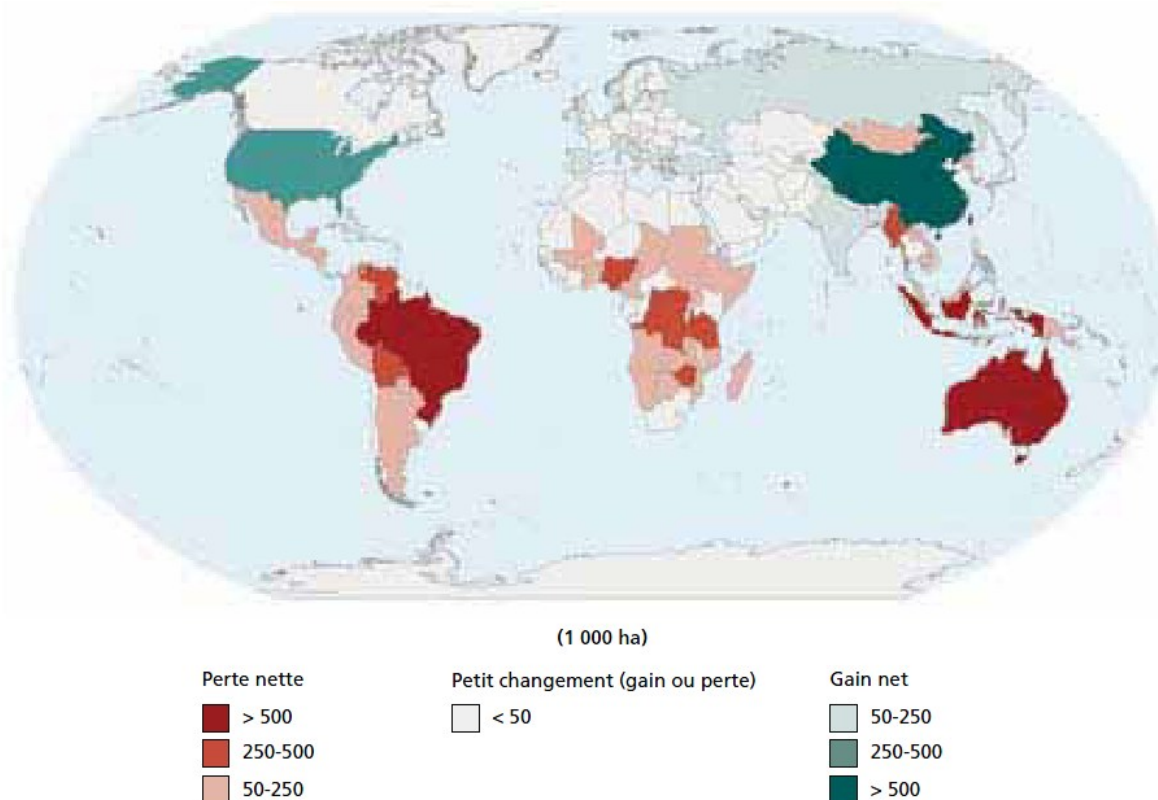


Figure 4 : Changement annuel de la superficie forestière par pays, 2005-2010 (source : FAO 2010)

Le Brésil et l'Indonésie, les deux pays pour lesquels la perte de surface en forêt était la plus marquée dans les années 90, ont réduit leur taux de déforestation. Des programmes ambitieux de plantation en Chine, en Inde, aux Etats-Unis et au Viêt-Nam combinés à l'expansion naturelle de la forêt dans certaines régions, ont permis d'ajouter plus de 7 Mha de forêt chaque année.

En conséquence, la perte nette de forêt est environ de 5,2 Mha chaque année (contre 8,3 Mha dans les années 90).

Les plus grosses pertes de forêts ont lieu en Amérique du Sud et en Afrique avec respectivement 4 et 3,4 Mha. L'Océanie enregistre également une perte nette de forêt essentiellement due aux fortes sécheresses en Australie depuis 2000.

A l'inverse, l'Asie enregistre un gain net de 2,2 Mha chaque année principalement sous l'effet de programmes de reforestation à large échelle initiés en Chine, en Inde et au Vietnam, qui ont étendu leur superficie forestière de près de 4 Mha annuellement sur les cinq dernières années.

En Amérique du Nord et centrale, la superficie des forêts reste stable alors qu'en Europe elles continuent à s'étendre mais à un rythme moins élevé que par le passé.

Comparaisons des émissions de GES entre carburants fossiles et biocarburants

La comparaison entre carburants fossiles et biocarburants repose souvent sur des ACV « du champ à la roue » qui tiennent compte de l'ensemble des étapes nécessaires à la production de la matière première jusqu'à la combustion du carburant (cf. Figure 5). Les émissions de GES peuvent être ainsi comptabilisées à chacune de ces étapes.

Pour les filières fossiles, les émissions de GES proviennent en grande partie de l'étape combustion qui revient à transformer du carbone (jusqu'ici fossile) en CO₂ qui va s'accumuler dans l'atmosphère.

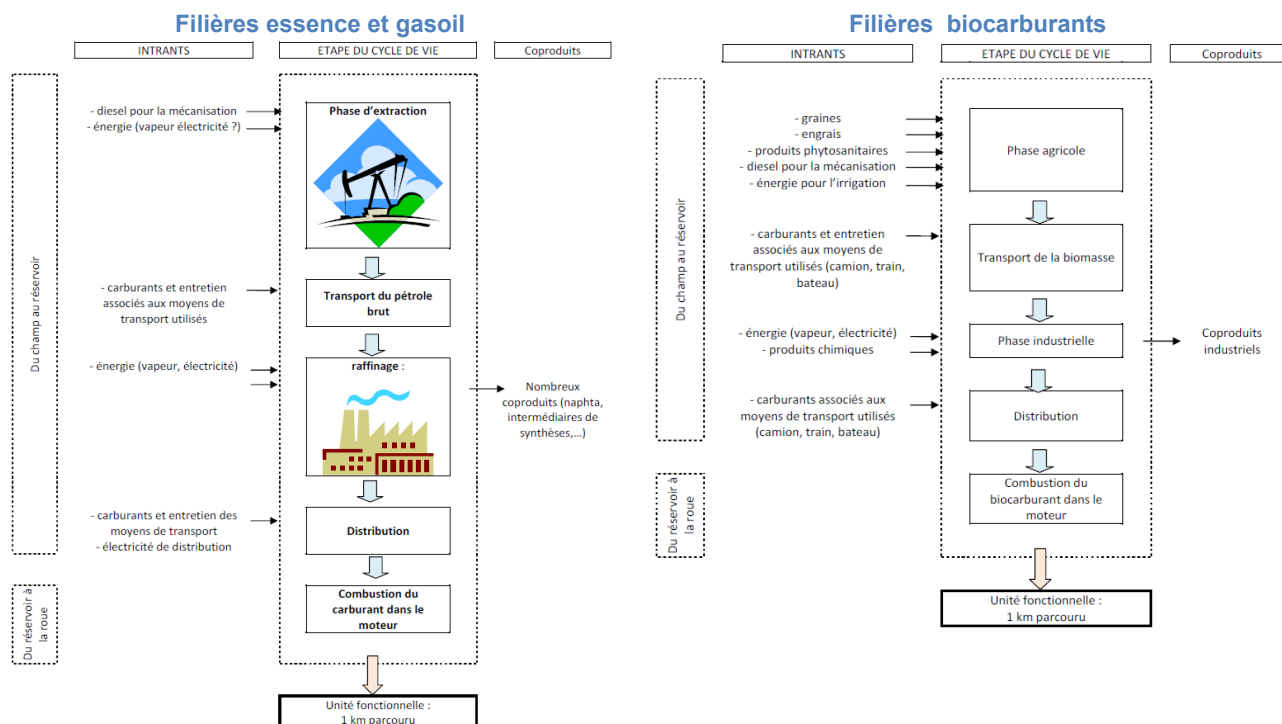


Figure 5 : Comparaison des cycles de vie des filières fossiles et biocarburants (source: ADEME, 2010)

La situation est très différente pour les filières biocarburants. Si la combustion est également responsable d'émissions de CO₂, ce dernier provient de la fixation par les plantes de CO₂ atmosphérique. En ce sens, ces émissions ne contribuent pas à l'accumulation de CO₂ dans l'atmosphère. Pour les filières biocarburants, l'essentiel des émissions comptabilisées dans les ACV classiques ont donc lieu durant les étapes production de la matière première, transport, transformation et distribution (cf. Figure 6).

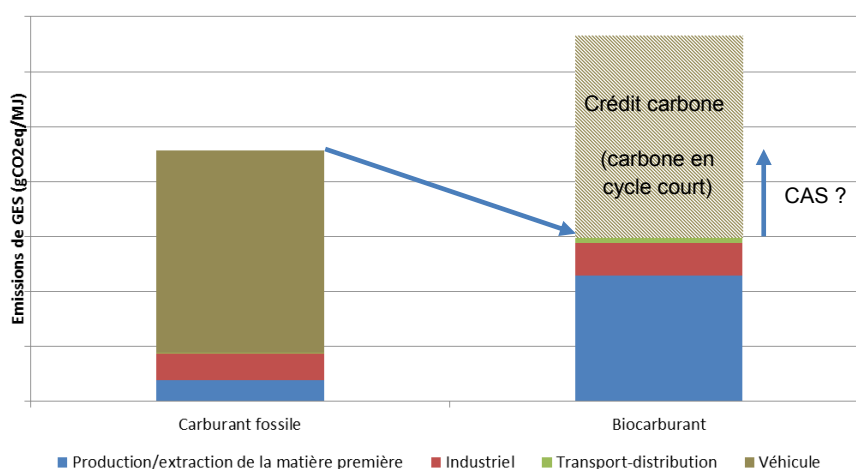


Figure 6 : Comparaison schématique des émissions de GES issues des ACV classiques du carburant fossile et des biocarburants

C'est sur cette base que la plupart des ACV « classiques » concluent généralement à une économie d'émissions permise par le recours aux biocarburants. La question qui nous intéresse est de déterminer si (et, si oui, dans quelles conditions) cette comparaison est susceptible d'être affectée par la prise en compte des CAS.

2. Les CAS liés au développement des biocarburants

Définitions

A première vue, les mécanismes de base à l'œuvre dans le problème des CAS liés au développement des biocarburants sont relativement simples. Le recours accru à des biocarburants s'apparente à une demande additionnelle adressée à l'agriculture. Ce choc de demande induit un ajustement à la hausse des prix sur les marchés qui incitent les producteurs à produire plus et les consommateurs à demander moins, et ce jusqu'à ce qu'un nouvel équilibre soit atteint. Si l'accroissement de l'offre qui en résulte est obtenu (au moins pour partie) par une utilisation plus grande de terre, il conduit à des CAS (par exemple par la conversion de prairies ou forêts en cultures). Si ces CAS donnent lieu à des émissions de GES (par exemple en libérant le carbone stocké dans les sols ou la biomasse aérienne), l'effet bénéfique sur les émissions du fait de la substitution du carburant fossile par le biocarburant est amoindri d'autant. Il est même possible que l'effet net global conduise *in fine* à une augmentation des émissions nettes de GES. Ce mécanisme n'est autre qu'une manifestation d'un phénomène bien connu en économie de l'environnement et de l'énergie : l'effet de fuite³ ou *leakage*.

Si les mécanismes sont relativement simples, l'appréciation de leur effet net sur les émissions fait face à quatre difficultés majeures en pratique :

- *Les interactions qui lient les différents marchés agricoles* à la fois du côté de l'offre (substitution entre cultures, intégration plus ou moins grande des marchés internationaux) et du côté de la demande (rôle des co-produits dans l'alimentation animale par exemple). De fait, l'ajustement des prix à l'équilibre ne se limite pas au seul marché de la culture qui sert à produire un biocarburant donné, ni au seul pays où elle est produite (cf. Figure 8). Par le jeu des substitutions et des échanges internationaux, les répercussions s'étendent à d'autres cultures et aux décisions d'offre et de demande dans d'autres pays.
- *La variabilité spatiale et entre les usages des sols des effets des CAS sur les émissions*. Selon l'endroit et les usages des sols considérés, les effets d'un CAS sur le bilan en émissions peuvent être radicalement différents.
- *La nécessité de suivre dans le temps les usages des sols* pour pouvoir repérer et suivre les changements dans ces usages.
- *La difficulté d'isoler l'effet du développement des biocarburants*. Si le développement des biocarburants s'opérait dans un monde où aucun autre paramètre ne changeait, les données historiques pourraient nous renseigner sur l'effet propre de ce déterminant. Malheureusement, les phénomènes économiques se prêtent mal à ce type « d'expérience naturelle » à grande échelle. D'autres déterminants, plus ou moins indépendants du développement des biocarburants, varient dans le temps et affectent également les décisions d'offre et de demande et donc les CAS.

³ Les « fuites de carbone » font en général référence au déplacement d'une activité économique (via des délocalisations par exemple) polluante d'une zone où sont mises en place des contraintes environnementales à une autre zone où ces contraintes ne sont pas opérantes. Le mécanisme ici est légèrement différent dans la mesure où il passe par une modification des signaux prix qui influent sur l'utilisation de la terre comme facteur de production. Le résultat est cependant le même.

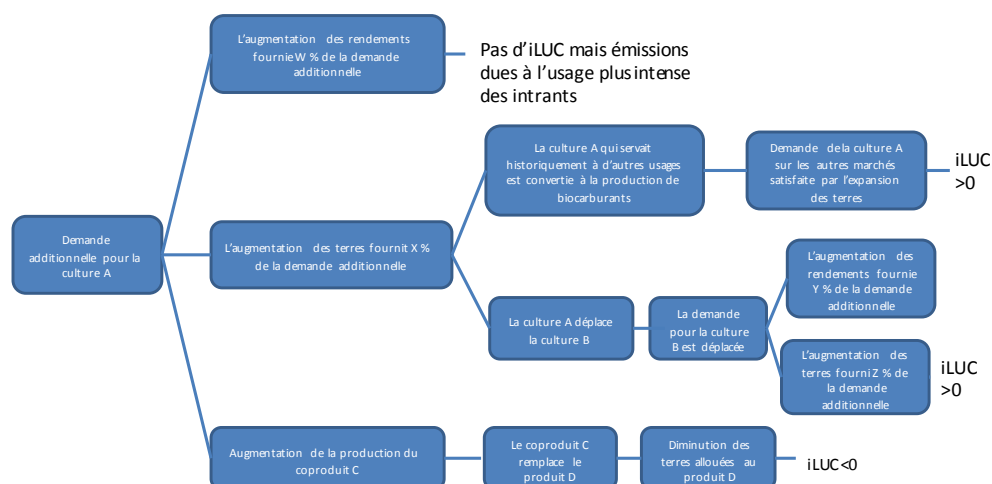


Figure 7 : Impact d'une augmentation de la demande de biocarburant sur les CAS (d'après Bauen, Chudziak, Vad, & Watson, 2010).

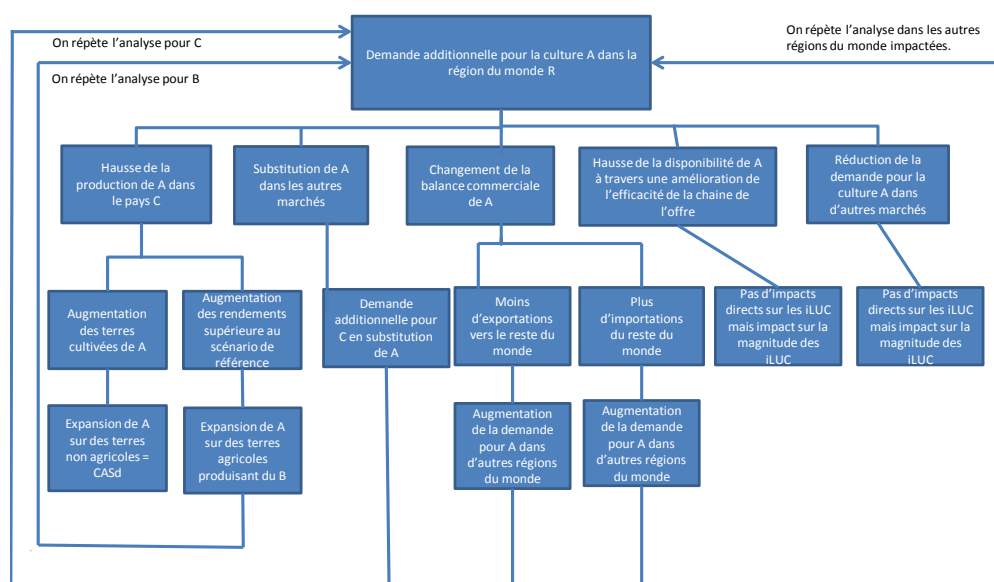


Figure 8 : Relations causales sur le niveau de changement d'affectation des sols (d'après (Bauen, Chudziak, Vad, & Watson, 2010))

La première difficulté implique d'adopter une représentation correcte de l'ensemble des substitutions et des mécanismes de marché à une échelle globale. La deuxième oblige à analyser ces phénomènes à une résolution spatiale suffisamment fine. La troisième impose de recourir à des bases de données conséquentes sur les usages des sols, ces dernières étant nécessairement imparfaites étant donnés les systèmes d'observation et les dispositifs statistiques existants. Enfin, la dernière implique de recourir à des modèles permettant d'effectuer des simulations « toutes choses égales par ailleurs » afin d'isoler l'effet du développement des biocarburants.

Face à ces difficultés, un premier niveau d'analyse distingue les CAS *directs* (CASd) et *indirects* (CASI). Si on se réfère au premier paragraphe de cette section, cette distinction revient à séparer l'effet initial du choc (i.e. avant que les marchés ne s'ajustent) et les effets dus au retour vers le nouvel équilibre.

En fait, l'examen de la littérature indique que la distinction entre CASd et CASi n'est pas si nette dans les acceptions utilisées dans les différentes études. Elle est sujette à diverses interprétations selon les auteurs,

induisant ainsi une certaine confusion autour de l'utilisation des termes *direct* et *indirect*. A titre d'illustration, le facteur CASi (*iLUC factor*, indicateur de mesure de l'effet des biocarburants sur les émissions calculé par de nombreux auteurs) regroupe dans un grand nombre d'études les émissions de GES dues à l'ensemble des CAS à la fois directs et indirects.

Cette partie a donc pour but de préciser les différentes notions de CAS, d'illustrer les mécanismes en jeu et de définir les indicateurs utilisés dans la littérature pour mesurer l'effet des CAS sur les émissions de GES.

Changement d'affectation des sols direct (CASd)

Le changement direct d'affectation des sols a lieu lorsque la mise en culture d'une matière première sur une terre pour produire des biocarburants modifie l'usage de cette terre (par exemple une forêt ou une terre agricole initialement destinée à une production alimentaire).

L'impact sur l'environnement sera plus ou moins grand selon le type de terre remplacée. Par exemple, une forêt tropicale ou une tourbière abritant des stocks de carbone importants, l'impact d'une production de biocarburants sur ce type de terres sera fortement négatif. Cet effet est bien étudié et des valeurs d'émissions de facteurs de GES sont disponibles (Gnansounou, Dauriat, Panichelli, & Villegas, 2008).

Changement d'affectation des sols indirect (CASI)

Le changement indirect d'affectation des sols a lieu quand une demande supplémentaire pour les biens agricoles pour produire des biocarburants induit par les mécanismes de marché des changements d'affectation sur d'autres terres afin de produire des biens non destinés à la production de biocarburant.

Par nature, les CASi sont donc moins faciles à cerner dans la mesure où ils mettent en jeu des modifications dans les équilibres des marchés qui influent sur les prix et donc sur les décisions des agents en matière d'allocation des sols, d'utilisation d'intrants et de demande de produits alimentaires et non-alimentaires, tant au niveau domestique qu'à l'étranger.

Les mécanismes de marché en jeu

Afin de déterminer les mécanismes de marchés consécutifs à une demande de biocarburant, considérons l'ensemble des marchés agricoles à l'équilibre dans une situation initiale $t=0$:

$$S_{i,r}^0 + M_{i,r}^0 = D_{i,r}^0 + X_{i,r}^0 \quad (1)$$

$S_{i,r}^0$ représente l'offre de produit i dans la région r , $M_{i,r}^0$ les importations, $D_{i,r}^0$ la demande totale, constituée classiquement de la demande pour l'alimentation humaine, l'alimentation animale, les autres demandes (industrielles, semences...) ainsi que les pertes et $X_{i,r}^0$ les exportations. L'équilibre de l'offre et de la demande s'établit au prix d'équilibre noté $p_{i,r}^0$. Les surfaces $L_{i,r}^0$ allouées à une culture i dans une région r interviennent dans l'équation d'offre :

$$S_{i,r}^0 = L_{i,r}^0 \cdot Y_{i,r}^0 \quad (2)$$

Avec $Y_{i,r}^0$ le rendement surfacique de la culture.

La mise en place en $t=1$ d'un mandat d'incorporation de biocarburant dans une région k peut être considérée comme une nouvelle demande ($B_{j,k}^1$) d'un produit j qui servira à produire ce biocarburant. Cette demande supplémentaire va donc perturber l'équilibre initial des marchés qui vont converger vers un nouvel équilibre :

$$S_{i,r}^1 + M_{i,r}^1 = D_{i,r}^1 + X_{i,r}^1 + B_{j,k}^1 \quad (3)$$

La nouvelle demande du produit j peut être satisfaite sur le marché intérieur k par une réduction des autres demandes, par une offre supplémentaire et par un ajustement des échanges extérieurs. Les autres marchés peuvent être impactés par les substitutions possibles entre produits. Il en résulte un nouvel équilibre caractérisé par un nouveau prix $p_{i,r}^1$ ainsi que de nouveaux assolements.

Toutes les variables s'ajustant simultanément, plusieurs paramètres clés vont influencer sur les allocations finales de surfaces. Dans les modèles, ces paramètres relèvent principalement des hypothèses sur la prise

en compte des coproduits, les élasticités de demande, les élasticités de rendement, les élasticités d'offre de terre et des hypothèses sur le degré d'intégration des marchés agricoles et sur la transmission des prix.

La part des coproduits

Dans l'ensemble des modèles, une demande en biocarburant exprimées en volumes d'éthanol ou de biodiésel est ensuite convertie via l'utilisation de coefficients techniques en tonnage de produit agricole nécessaire à la production. En réalité, la production de biocarburant donne lieu à la production de coproduits (drêches, tourteaux, ...) qui peuvent être valorisés en alimentation animale. Le niveau de $B_{j,k}^1$ doit donc être minoré de la part effective de ces coproduits afin de refléter le choc réel de la demande.

L'ajustement de la demande

La hausse du prix du produit j servant à la production du biocarburant va avoir pour effet de diminuer les demandes traditionnelles. Dans les modèles, cet effet passe par les élasticités prix : Le choix d'une élasticité faible consistera à faire l'hypothèse qu'une forte hausse de prix n'aura que peu d'effet sur le niveau de la demande considérée. C'est généralement le cas des demandes alimentaires dont le niveau est soutenu par la croissance de la population, l'augmentation globale du niveau de vie sur la planète et les changements d'habitudes alimentaires.

Une autre possibilité de réduire la demande est de réduire les pertes sur les marchés. On estime que près de 25% de la production est perdue ou gaspillée à différentes étapes sur les marchés agricoles (Agrimonde, 2010). La réduction de ces pertes pourrait avoir des effets significatifs permettant de libérer des disponibilités et d'alléger les contraintes sur les marchés.

L'ajustement de l'offre

Le premier moyen d'accroître l'offre domestique est d'augmenter les rendements pour une surface donnée. Une solution peut consister à recourir aux cultures successives en pratiquant une deuxième récolte la même année quand les conditions le permettent mais l'accroissement des prix permet plus généralement un usage plus important d'intrants qui peut permettre d'accroître la productivité de la terre. La réaction des rendements face aux modifications de prix passe par les élasticités prix des rendements. Cependant, les prix des intrants sont étroitement corrélés aux prix des matières premières, des éléments constitutifs des engrais et du pétrole notamment. Ces prix sont également sujets à des hausses considérables et on constate finalement que les rendements tendent à se stabiliser dans les pays développés alors que des réserves de productivité existent dans les pays en développement, le problème étant essentiellement l'accès à ces intrants.

L'autre moyen d'augmenter l'offre est d'augmenter les surfaces consacrées à la culture destinée à produire le biocarburant. Cette surface supplémentaire peut être obtenue soit par substitution, soit par expansion des surfaces cultivées.

L'accroissement de surface par substitution intervient quand l'augmentation de surface se fait au dépend des autres cultures ou en détournant l'usage de la biomasse produite, il s'agit alors d'une substitution d'usage. Face à plusieurs cultures possibles sur une surface donnée, l'agriculteur va chercher à produire prioritairement la culture qui lui permettra d'obtenir la plus grande rentabilité de sa terre. Le paramètre déterminant dans les modèles est donc ici l'élasticité de l'offre de terre par rapport à la rentabilité de la terre. En pratique, les données sur le prix de la terre étant difficiles à collecter, les modèles utilisent une élasticité d'offre de terre par rapport au prix du produit. La substitution d'une culture par une culture destinée à produire des biocarburants correspond à un CAS direct.

L'accroissement de surface par expansion des surfaces cultivées intervient quant à lui quand de nouvelles terres, non encore cultivées, sont mises en culture. Il s'agit alors d'un accroissement de la surface cultivée au dépend des autres usages tels que les forêts, les friches ou les pâturages. Ici également, interviennent les élasticités d'offre de terre par rapport aux prix et l'offre finale de terre cultivée peut donc être supérieure à la surface initiale. Quand l'accroissement de surface est destiné à mettre en place une culture pour les biocarburants, il s'agit d'un CAS direct. Il peut aussi s'agir d'un déplacement de culture consécutif à une substitution et il faut alors produire la culture initiale ailleurs, il s'agit alors d'un CAS indirect.

Dans le cas d'une expansion des surfaces cultivées, il est nécessaire d'effectuer une hypothèse sur le rendement des nouvelles terres mises en culture. On parle alors de rendement marginal des nouvelles

terres par rapport aux terres déjà cultivées. Ce rapport est caractérisé dans les modèles par une élasticité, généralement inférieur à un avec l'hypothèse que les nouvelles terres ont un moins bon potentiel agronomique.

L'ajustement des échanges

Le dernier moyen de faire face à une demande supplémentaire sur le marché est d'ajuster les échanges extérieurs en ayant recours à des importations supplémentaires ou en diminuant les exportations. Ainsi un mandat de biocarburant dans un pays donné peut avoir des conséquences sur les marchés des autres pays et ainsi générer des CAS directs ou indirects dans les autres régions du monde. L'ampleur de cette transmission est grandement dépendante des hypothèses sur le degré d'intégration des marchés agricoles, de l'importance ou non des restrictions commerciales. Dans un marché libéralisé, la hausse de prix dans le pays où a lieu la demande de biocarburant sera mieux répercutée sur le prix mondial et ainsi l'ajustement pourra se réaliser en dehors des frontières plus facilement que dans une situation où les marchés sont plus isolés.

Les impacts environnementaux

Impact sur les émissions de GES

Chaque type de terre convertie est caractérisé par un stock de carbone dont le niveau dépend de différentes variables (l'affectation et les pratiques précédentes, le climat, le type de sol). La conversion d'usage implique une variation de ce stock qui peut correspondre soit à une source soit à un puits. La variation du stock de carbone peut s'étaler sur plusieurs années. Le stock de carbone peut être divisé en cinq parties : la végétation aérienne, la végétation souterraine, le bois mort, les détritiques et le carbone organique du sol. La variation du stock des quatre premières parties se fait principalement au moment du changement d'affectation des sols et s'exprime donc en général en tonnes de carbone par hectare. En revanche, la variation du stock du carbone organique du sol est étalée dans le temps et s'exprime donc en général en tonnes de carbone par hectare par an si elle est donnée séparément du reste.

Autres impacts environnementaux

Les impacts des CAS (qu'ils soient directs ou indirects) ne se limitent pas aux seules émissions de GES, même si ces dernières sont au centre du débat sur les biocarburants. Ils peuvent avoir d'autres conséquences environnementales (habitat et biodiversité, ressources en eau, eutrophisation, lessivage, érosion, etc...).

Indices de mesure des émissions dues au CAS

Durée d'amortissement

La variation du stock de carbone se faisant principalement au moment du changement d'affectation d'une terre (excepté éventuellement pour le carbone organique du sol), on choisit de manière arbitraire une durée sur laquelle on amortit cette variation de stock de carbone afin d'annualiser les émissions (en tonnes de carbone par hectare par an). Certaines études (Searchinger et al. (2008), Dumortier et al. (2009), Hertel et al. (2010), par exemple) considèrent un amortissement sur 30 ans. D'autres (European Commission (2010), EPA (2010), Al-Riffai et al. (2010), Reinhard et Zah (2011), Kim et al. (2009), Rettenmaier et al. (2010), par exemple), considèrent un amortissement sur 20 ans, comme le recommandent l'IPCC et l'Union Européenne (les études de type ACV sont le plus souvent dans cette catégorie). Afin d'harmoniser et de comparer les résultats, nous retiendrons dans la suite de ce rapport un amortissement sur 20 ans.

Facteur CAS (LUC factor)

Le facteur CAS correspond aux émissions dues au CAS annualisées sur un nombre arbitraire d'années (durée d'amortissement) plus les émissions dues à la variation de carbone organique du sol si celles-ci sont données à part. Ces émissions sont ramenées à l'énergie produite de biocarburants, ce qui permet d'obtenir le facteur CAS en gCO₂eq/MJ. Le facteur CAS concerne les terres dont l'affectation est modifiée en raison du projet de production de biocarburant de manière directe ou indirecte. Il est généralement appelé *ILUC factor* dans les études économiques mais englobe en réalité souvent les émissions dues aux CASd. En ce qui concerne les ACV, certaines se limitent aux émissions dues aux CASd et d'autres estiment celles dues

aux CASd et aux CASi. On considèrera dans cette étude le facteur CAS global (*LUC factor*) en précisant dans chaque cas quelles émissions sont prises en compte.

Facteur net de déplacement des terres (Net Displacement factor, NDF) :

Il s'agit du ratio de l'expansion des surfaces arables (hors pâtures) sur les surfaces allouées à la production de biocarburant⁴ (Plevin, O'Hare, Jones, Torn, & Gibbs, 2010). Selon cette étude, le NDF est le facteur clé qui est déterminé par les modèles économiques et qui permet d'attribuer aux différentes filières biocarburants le facteur CAS en le multipliant par un facteur moyen de variation de stock de CO₂ et en le divisant par le rendement en MJ par ha de la culture énergétique et par une période d'amortissement arbitraire.

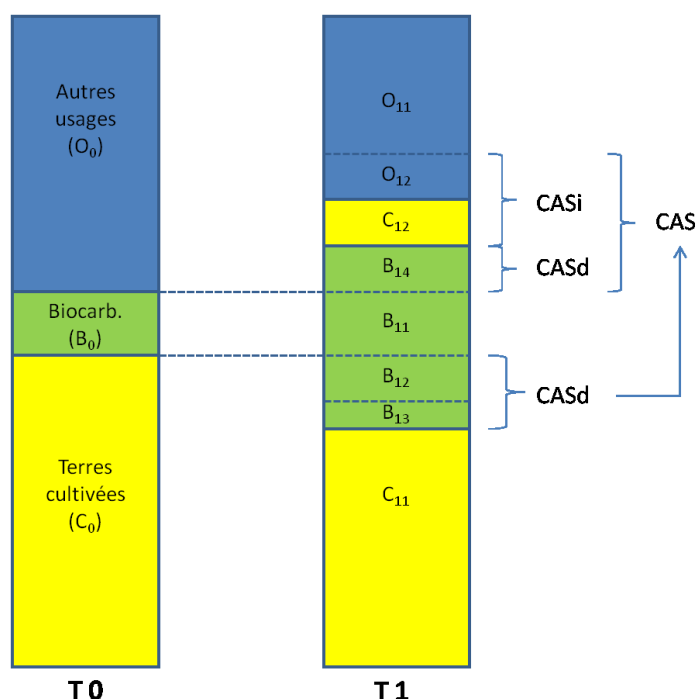
Les changements d'affectation de sols entre pâtures et forêts ne sont pas pris en compte dans le calcul du NDF alors qu'ils sont les principaux contributeurs des émissions de GES, ce qui est dû au fait que les modèles économiques ne parviennent pas à modéliser correctement les surfaces fourragères comme facteur de production et représente une limite importante à cette notion de NDF. Le moyen de contourner cette limite est de corriger le facteur moyen d'émission des terres converties en essayant d'intégrer les émissions liées aux conversions de forêt en pâtures sur la base de données historiques observées (Laborde & Valin, 2011).

Temps de retour (Payback time)

La variation de stock de carbone des terres attribuées aux biocarburants, qui se fait principalement au moment du changement d'affectation, représente une dette carbone pour les biocarburants. Le temps de retour correspond à la durée à partir de laquelle les économies d'émissions de GES de l'ACV standard des biocarburants (sans CAS) par rapport à l'ACV des carburants fossiles équivalents ont remboursé cette dette carbone. L'utilisation de biocarburants devient avantageuse en termes d'émissions de GES par rapport à l'utilisation de carburants fossiles à partir de cette durée. On la calcule en faisant le rapport des émissions dues aux CAS par MJ de biocarburant sur les économies d'émissions par MJ entre l'ACV standard (sans CAS) du biocarburant et l'ACV du carburant fossile équivalent. Cette période peut être très longue, (167 ans dans Searchinger, et al (2008) par exemple). A noter que cet indice nécessite une information complémentaire par rapport au facteur CASi. Il faut en effet disposer de l'ACV standard du biocarburant.

⁴ Un NDF égal à 0,5 signifie que pour 1 ha supplémentaire de culture dédié aux biocarburants, 0,5 ha de terres supplémentaires sont mis en culture quelque part dans le monde.

Encadré 1 : Représentation schématique des changements d'usage des sols induits par le développement des biocarburants et effets en termes d'émission en GES.



En situation initiale (T0), l'ensemble des terres émergées est réparti entre les terres cultivées (C_0), les terres sur lesquelles sont déjà cultivées des biocarburants (B_0 : cultures annuelles ou pérennes) et les terres destinées à d'autres usages (O_0 : sols forestiers, pâtures, zones humides, zones bâties...). Après mise en œuvre des politiques favorables au développement des biocarburants et les différents ajustements de marchés, l'usage des sols est modifié (T1) et les cultures destinées à la production de biocarburants occupent plus d'espace :

- Etant donné la demande supérieure en biocarburant, on peut considérer que les terres initialement destinées à la production de biocarburants restent orientées vers le même débouché (B_{11}) et ne sont donc pas concernées par des changements notables pouvant donner lieu à émission ou à captation de GES.
- Les changements directs d'affectation des sols (CASd) concernent les superficies dont l'usage initial est directement modifié pour produire des biocarburants. Nous en distinguons ici trois types :
 - B_{12} : il s'agit de terres initialement cultivées mais dont la production est désormais destinée à la production de biocarburant. Il s'agit essentiellement d'un changement de destination de la matière produite et l'impact en termes d'émission de GES peut être considéré comme nul.
 - B_{13} : Dans les cas où une superficie initialement cultivée est transformée en culture pérenne destinée à produire des biocarburants, il peut y avoir fixation de GES.
 - B_{14} : Le dernier cas est celui où la culture destinée à la production de biocarburant est mise en place sur une terre initialement destinée à d'autres usages. Ceci donne lieu généralement à émission de GES dans le cas d'un retournement de pâtures ou d'une déforestation mais il peut également y avoir fixation de GES si une pâture est retournée pour mettre une place une culture pérenne par exemple.
- Les changements indirects d'usage des sols (CASI) sont induits par la demande supplémentaire en biocarburants mais ne concernent pas des terres dont la destination de la production sera l'utilisation en biocarburants. On en distingue deux types :
 - C_{12} : De nouvelles surfaces sont mises en cultures aux dépens de terres destinées à d'autres usages afin de satisfaire la demande en matière première pour l'alimentation animale et humaine principalement. Le changement de destination des productions des terres cultivées vers le débouché des biocarburants ($B_{12} + B_{13}$) produit un déficit de matière première pour les débouchés traditionnels qui n'est pas totalement compensé par la production de coproduits des biocarburants. Ces changements

correspondent à une source d'émission de GES sous l'effet du déboisement ou du retournement de prairies.

- O₁₂ : Un second effet tout aussi, voire plus important en terme d'émission de GES sont les changements d'affectation des sols au sein même de la catégorie « autres usages ». Cet effet déjà mis en évidence par (Searchinger T. , et al., Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change, 2008)) est souvent ignoré par les modèles. (Lapola, et al., 2010) montrent dans le cas brésilien qu'une demande accrue en biocarburant conduit à la mise en culture de parcours herbagers, mais aussi et surtout, à la déforestation de la forêt amazonienne afin de produire de nouveaux parcours pour le bétail. La forêt défrichée pour produire des parcours herbagers est même le principal contributeur à l'effet de serre.
- Sur notre schéma, le changement total d'usage des sols (CAS) est donc défini par la somme des CASd et des CASi.
- Plevin et al. (2010) définissent le *Net Displacement Factor* (NDF), comme le ratio de l'expansion des terres cultivées (hors pâtures) sur les terres supplémentaires utilisées pour la production de biocarburants. Sur notre graphique, le NDF correspond à :

$$NDF = \frac{C_{12} + B_{14}}{B_{12} + B_{13} + B_{14}} = \frac{C_{12} + B_{14}}{CASd}$$

Il est important de noter ici que le calcul du NDF n'intègre pas les CASi ayant lieu au sein même de la catégorie de terre des « autres usages ». Les émissions mentionnées ci-dessus au sein de la case O₁₂ sont donc ignorées par ce calcul mais peuvent être prises en compte en attribuant un facteur d'émission plus important aux conversions de terres des autres usages vers les terres cultivées pour y intégrer la déforestation induite par le déplacement du front de pâturage.

Chapitre II. Modélisations utilisées pour mesurer les CAS dus aux biocarburants

A partir des seules observations historiques, il est impossible en pratique d'isoler l'effet du développement des biocarburants sur l'affectation des terres, notamment du fait de la conjonction de nombreux déterminants qui interviennent sur les équilibres observés. Pour évaluer les CAS dus au développement des biocarburants – notamment leur composante indirecte –, il est donc nécessaire de recourir à des modèles. Il s'agit donc de comparer, toutes choses égales par ailleurs, des jeux de simulations « avec » et « sans » développement des biocarburants.

Trois grandes familles de modèles sont utilisées dans la littérature : les modèles d'équilibre partiel, les modèles d'équilibre général et les approches causales descriptives. Les deux premières mettent l'accent sur l'importance des prix comme déterminants des CAS. L'accent mis sur la modélisation des comportements d'offre et de demande et des équilibres qui en découlent permet d'assurer une cohérence d'ensemble. La dernière privilégie une approche plus heuristique en examinant l'impact d'un éventail d'hypothèses sur les quantités produites, la localisation de la production, la terre utilisée, etc. La cohérence d'ensemble permise par les modèles économiques est obtenue au prix de modélisations dont le contenu technique les rend parfois difficilement accessibles au non-modélisateur. Les études qui se basent sur l'approche causale-descriptive sont souvent plus simples à appréhender techniquement (elles peuvent se présenter sous la forme d'un tableur). La difficulté est néanmoins reportée sur le choix d'hypothèses cohérentes du point de vue à la fois des comportements et de l'équilibre. Les développements de l'analyse de cycle de vie vers des analyses *conséquentielles* se rapprochent de l'approche causale-descriptive en ce sens qu'elles ne font pas explicitement appel à une modélisation des comportements économiques ni de l'équilibre.

1. Les modèles économiques

Modèles d'équilibre partiel

Les modèles d'équilibre partiel qui représentent le secteur agricole décrivent les différents compartiments de l'offre (rendements, surfaces allouées aux différentes cultures, importations) et de la demande (alimentation humaine ou animale, demande non-alimentaire, variations de stocks, exportations) en fonction des prix des produits représentés et en tenant compte des substitutions possibles entre chacun d'eux, des paramètres de politiques agricoles ou commerciales et de déterminants supposés exogènes comme la population ou le revenu par tête. Les équations de comportement associées sont la plupart du temps estimées à partir des observations passées de demande, d'offre et de prix pour chacun des produits/pays couverts par le modèle. En projection, ces modèles permettent de calculer les prix qui assurent l'équilibre offre/demande sur l'ensemble des marchés représentés, ainsi que leur évolution dans le temps à un horizon donné. Ils peuvent ainsi être utilisés pour simuler l'effet d'un choc (en l'occurrence, une demande additionnelle de biocarburants) sur les prix et quantités d'équilibre.

Le niveau de détail en termes de couverture produits et pays est obtenu au prix de l'hypothèse que les déterminants exogènes (notamment le revenu par tête) sont indépendants de l'évolution des prix agricoles. Cette hypothèse revient à supposer que les marchés agricoles peuvent être analysés séparément du reste de l'économie et que les simulations réalisées n'ont pas d'impacts en dehors des secteurs agricoles étudiés. Les principaux modèles entrant dans cette catégorie sont les modèles FAPRI (et son module brésilien BLUM), GLOBIOM, FASOM, CAPRI, IMPACT et AGLINK-COSIMO. Beaucoup de ces modèles ont intégré assez tôt dans leur développement des modules spécifiques afin de décrire la demande de matières premières pour la production de biocarburants.

Substitution entre les usages de terres

La représentation de l'offre et la demande de terre diffère selon les modèles. D'une manière générale, les modèles d'équilibre partiel ne représentent pas explicitement le marché de la terre (Kretschmer & Peterson, 2010).

Les modèles du type FAPRI, IMPACT et AGLINK-COSIMO représentent les comportements de demande de terre à un niveau relativement agrégé (le pays ou un ensemble de pays), sur la base des prix de chaque culture et de ses éventuels substituts. Ces modèles ne tiennent pas compte explicitement de la contrainte de rareté de la terre. Au-delà de la nécessité de contrôler que les simulations ne conduisent pas à des résultats aberrants au regard de la surface totale disponible, cette approche néglige donc l'existence d'une rente foncière, conséquence directe de la rareté et de l'hétérogénéité des terres disponibles. L'approche n'étant pas spatialement explicite, ils ne permettent pas non plus de rendre compte de l'hétérogénéité des terres au sein de chaque unité géographique. Une conséquence importante est que les CAS simulés par ces modèles sont des CAS nets totaux obtenus par différence entre deux niveaux d'allocations des sols.

A l'inverse de l'approche *top-down* retenue dans les modèles cités dans le paragraphe ci-dessus, les modèles GLOBIOM, FASOM et CAPRI reposent sur une représentation explicite de l'ensemble de production au niveau de chaque unité géographique représentée. Ils intègrent en particulier une contrainte de rareté de la terre qui s'applique à l'unité géographique de base du modèle. Cette contrainte permet de mieux capturer la concurrence entre les différents usages des sols, et en particulier de prendre en compte un coût d'opportunité de la terre. Le degré de finesse de la résolution géographique détermine alors le degré d'hétérogénéité dans la qualité des terres qui est pris en compte.

Les modèles GLOBIOM et FASOM sont les seuls dans cette catégorie à intégrer explicitement les usages forestiers des sols.

Demande de terre pour l'élevage

Les modèles couverts dans cette section intègrent tous une représentation du secteur de l'élevage. Cette dimension est essentielle pour tenir compte des liens entre les productions animales et végétales, notamment à travers l'alimentation animale. Néanmoins, les modèles qui n'intègrent pas explicitement de contrainte de terre ne peuvent rendre compte de l'utilisation des sols par ce secteur. Cela constitue une limite importante pour l'appréciation des CAS (Al-Riffai, Dimaranan, & Laborde, 2010). Les modèles FASOM ou GLOBIOM peuvent mieux prendre en compte ces aspects, ainsi que le modèle CAPRI qui modélise finement les pratiques agricoles dans l'Union Européenne et permet de capturer plus finement la demande de terre liée à l'élevage et à son alimentation.

Commerce international

La transmission des hausses de prix *via* les marchés internationaux est une dimension importante de l'effet indirect sur les CAS. Le niveau de libéralisation des échanges internationaux, les instruments de politiques commerciales (droits de douanes, quotas,...) et/ou agricoles qui influent sur cette transmission sont essentiels sur la localisation et l'ampleur des CAS.

Les modèles type FAPRI, IMPACT et AGLINK-COSIMO offrent une représentation assez détaillée des déterminants des échanges internationaux (transmissions des prix internationaux, instruments de politiques commerciales, ...). Il est à noter toutefois que ces modèles ne décrivent pas l'ensemble des flux bilatéraux entre les pays, mais seulement les flux nets de commerces. Les biens sur le marché mondial sont considérés comme parfaitement substituables avec les biens produits domestiquement.

Les modèles comme FASOM ou GLOBIOM, plus centrés sur l'offre, offrent une représentation moins fine de la structure de demande internationale et des instruments de politiques commerciales.

Le modèle CAPRI offre une structure hybride de ce point de vue puisqu'il combine un modèle d'offre de facture *bottom-up* et un module d'échanges internationaux.

Modèles d'équilibre général

Les modèles d'équilibre général (GTAP, LEITAP, MIRAGE, EPPA, ENVISAGE...) sont des modèles développés pour décrire les échanges commerciaux internationaux. Ils représentent tous les secteurs de l'économie de manière plus ou moins fine.

Les versions utilisées représentent explicitement les secteurs de l'agriculture de l'énergie et des transports ainsi que les produits liés aux biocarburants. Les interactions entre les marchés sont comptabilisées de manière endogène au modèle : les modèles d'équilibre général sont donc capables de prendre en compte de manière efficace les rétroactions macroéconomiques et internationales suite à la simulation, via un changement du prix relatif des intrants ou des produits (van der Werf & Peterson, 2009).

L'ensemble des MEG utilise les données du réseau GTAP. Ces données, appelées matrices de comptabilité sociale (MCS), sont disponibles par zone et fournissent une image de l'économie à une période donnée avec les utilisations et les productions par les différents secteurs économiques ainsi que les échanges de produits. La version la plus récente de cette base de données est GTAP7 et a été publiée par Narayanan et Walmsey (2008) avec des données pour l'année 2004. On note cependant qu'une large part des modèles utilise encore la version précédente de la base de données, GTAP6 fournissant des données pour l'année 2001 (exception faite du modèle MIRAGE qui est basé sur GTAP7). Bien entendu chaque modèle d'équilibre général a effectué de nombreuses modifications à partir de la base de données GTAP.

Substitution entre les usages de terres

La plupart des modèles d'équilibre général considèrent la terre comme un facteur de production homogène dans le secteur agricole dont l'offre est fixée. Hertel et Tsigas (1988) pour la première fois ont proposé d'utiliser une élasticité de transformation constante (*Constant elasticity of transformation*, CET) dans le modèle d'équilibre GTAP. L'idée est que la terre peut être transformée plus ou moins facilement d'un usage à l'autre (Kretschmer & Peterson, 2010).

Certains modèles utilisent une CET à trois niveaux (Banse, Meijl, Tabeau, & Woltjer, 2008). Chaque niveau est caractérisé par une élasticité de transformation différente (Figure 9) : au premier niveau sont séparées l'horticulture, les autres cultures et les cultures de champs/pâturages. Puis cette dernière catégorie est séparée en pâturages, sucre et céréales/huiles végétales/protéines et enfin la catégorie céréales/huiles végétales/protéines est divisée à son tour en blé, céréales secondaires et oléagineux.

Le modèle MIRAGE, utilise également différents niveaux de substitution entre les terres cultivées, les pâturages et les forêts gérées. Au niveau des terres cultivées, le niveau de substituabilité est plus élevé entre les céréales et les oléagineux qu'entre ces mêmes cultures et les légumes, le riz, les fruits et autres plantations.

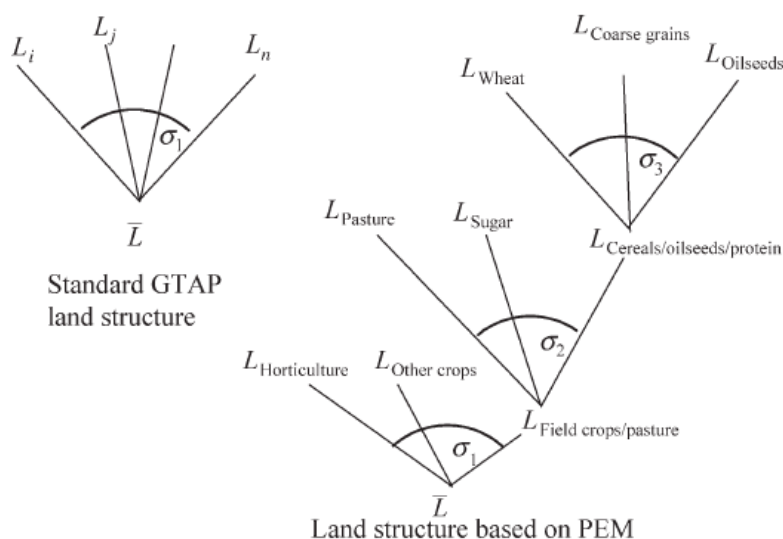


Figure 9 : Substitution entre usages de la terre utilisés par Banse et al (2008)

Comme souligné par les experts de la réunion de travail du CARB *Final Recommendations From The Elasticity Values Subgroup* (Babcock, Curgel, & Stowers, 2011), il serait préférable d'utiliser une CET à deux niveaux (pâturages et terres cultivées puis total terres cultivées et forêts) dans le modèle GTAP pour le prochain rapport du CARB de 2011 (contre une CET à un niveau dans les précédents rapports), en particulier pour modéliser les impacts de long terme.

Une autre approche a été adoptée par Gurgel et al. (2007) avec le modèle EPPA. Ils y simulent l'impact de l'utilisation d'éthanol cellulosique pour un horizon de long terme. Gurgel et al. n'ont pas utilisé l'approche CET ni la notion proche d'élasticité de substitution constante (CES) car ces approches supposent que l'élasticité reste constante au cours du temps, ce qui les rend inopérantes si on s'intéresse à un horizon de long terme ce qui pourraient provoquer des changements d'élasticité radicaux. Ils ont donc introduit des coûts de conversion qui ont lieu lorsqu'un type de terre est remplacé par un autre. Le modèle n'inclut donc pas de restrictions à la conversion de terres tant que les coûts de conversion sont couverts.

Prise en compte endogène de la réponse des rendements aux prix

L'ensemble des modèles d'équilibre général (ainsi que la plupart des modèles d'équilibre partiel) intègrent une représentation de la réponse des rendements aux prix reflétant ainsi que les agents ont la possibilité d'ajuster leurs niveaux d'intrants (par exemple travail, engrais) en fonction des variations de prix des produits et des intrants. Cet élément est essentiel pour apprécier la combinaison d'intensification et d'expansion permettant de satisfaire le surcroît de demande dû au développement des biocarburants.

Encadré 2 : Les impacts des changements indirects d'affectation des sols de la politique américaine sur les biocarburants : l'importance des réponses de la superficie, du rendement et du commerce bilatéral : un commentaire de l'article de Keeney et Hertel (paru dans l'AJAE en 2009*)

[Commentaire sur l'article de Keeney et Hertel (2009)]

Keeney et Hertel (KH) introduisent dans cet article les effets rendements dans le contexte américain de l'éthanol produit à partir de maïs. Fait plutôt surprenant, ces auteurs trouvent que la superficie américaine dédiée au maïs augmente quand la réponse des rendements aux prix est prise en compte (p 902). Ils expliquent que ce résultat contre-intuitif provient de la réactivité des exportations aux prix : Avec des prix endogènes, le prix du maïs américain est plus faible et donc celui-ci est plus compétitif sur le marché mondial. En conséquence, les exportations de maïs américain augmentent et finalement la superficie américaine en maïs augmente également. Nous soutenons dans ce commentaire que si KH proposent une analyse théorique consistante avec une analyse rigoureuse en équilibre général calculable (EGC) statique, leurs calibrage empirique de la réponse de l'offre aux variations de prix est très discutable. Ce calibrage est responsable de cette curiosité empirique.

Comme les auteurs le rappellent, la réponse de l'offre sectorielle dans un modèle EGC est déterminée par deux types de paramètres structurels importants : la substitution entre les inputs et la mobilité de ces inputs entre les secteurs. Si le nombre d'inputs est égal à n , il y a $n(n-1)$ élasticités de substitution libres et n élasticités d'offre de facteurs. Ces paramètres peuvent être calibrés afin d'obtenir les élasticités initiales de production et de surface en fonction des prix des outputs ou des prix des inputs. Dans l'application de KH, les inputs sont divisés en quatre catégories : la terre, le travail, le capital et les inputs variables. En conséquence, ils peuvent potentiellement introduire 12 élasticités de substitution et 4 élasticités d'offre de facteurs. Notre commentaire se focalise sur le calibrage de ces 16 paramètres fondamentaux.

KH imposent une élasticité de substitution entre les inputs (0,048) afin de reproduire une élasticité de long terme obtenue à partir d'une revue de littérature. En calibrant cette élasticité de substitution, KH supposent que l'offre de travail, de capital et des inputs variables pour la production du maïs sont parfaitement élastiques alors que la terre est fixe. Nous avons deux préoccupations à ce niveau. Premièrement, cette élasticité unique de substitution est plutôt faible et elle contraint sévèrement la substitution entre paires d'inputs. En particulier, cette valeur n'est pas supportée par les estimations économétriques disponibles sur la substitution entre la terre et les engrais. Par exemple, Hertel et al. (1996) soutient qu'au niveau macroéconomique cette élasticité de substitution devrait être aussi élevée que 1,15. Deuxièmement, le calibrage des schémas de substitution entre inputs est basé sur l'hypothèse que la superficie de maïs est fixe sur le long terme. Alors que notre profession est en train de débattre sur l'élasticité-prix de long terme de

l'offre totale de terre agricole, il n'y a absolument aucune justification pour une telle hypothèse dans la phase de calibrage sur la superficie de maïs. Après tout, les partisans des biocarburants pourraient prétendre qu'il n'y a pas d'effets CASI sur le long terme puisque la superficie américaine en maïs est fixe à cet horizon !

Concernant le calibrage des élasticités d'offre d'inputs, les inputs variables sont logiquement supposés parfaitement mobiles car le secteur du maïs est un petit secteur dans l'économie américaine. En ce qui concerne les élasticités d'offre de travail et de capital, KH construisent à partir des informations disponibles limitées et produisent logiquement une analyse de sensibilité de ces paramètres. Pour l'offre de terre, KH suppose une mobilité imparfaite de la terre entre les secteurs. Techniquement, ceci est capturé par une structure imbriquée avec des formes à élasticités constantes de transformation (CET). Au premier étage de la structure, la terre est allouée entre les cultures, les pâtures et la forêt. Au second étage, la superficie totale cultivée est allouée entre les différentes cultures. Nous avons encore deux préoccupations ici. Premièrement, une élasticité de transformation doit être mise en œuvre pour chaque fonction CET. Pour la CET du second étage, KH suppose que cette élasticité est égale à 0,5 en reprenant l'élasticité maximale de réponse de la surface du modèle FAPRI. Malheureusement, cette information de FAPRI n'est pas directement utilisable pour calibrer l'élasticité d'offre de terre par rapport à la rentabilité de la terre. FAPRI fournit l'élasticité d'offre de terre à la rentabilité nette espérée, cette dernière étant définie comme les revenus du marché, plus les subventions, moins les coûts variables. Ainsi calculée, la rentabilité nette espérée concerne aussi bien la rentabilité de la terre que celle du capital et du travail familial. L'information de FAPRI correspond aux informations nécessaires au calibrage de GTAP seulement dans le cas irréaliste de non rentabilité du capital des exploitations, ni du travail familial. Deuxièmement, KH ne fait pas varier ces élasticités de transformation entre le court terme et le long terme. C'est assez inattendu car il est reconnu que les agriculteurs peuvent améliorer la qualité de leurs terres (en investissant par exemple dans le drainage) s'ils espèrent des prix favorables sur le long terme. Nous ajoutons également que cette élasticité positive unique de transformation n'est pas consistante avec celle adoptée lors du calibrage des élasticités de substitution entre les inputs.

Nous sommes donc troublés par les différentes hypothèses de calibrage faites par KH pour leur modèle EGC par ailleurs cohérent du point de vue théorique. Nos inquiétudes sont renforcées quand nous calculons les élasticités-prix de la terre, du rendement et de la production au point initial de GTAP (en utilisant les parts initiales des coûts reportés dans leur tableau 2 et dans l'équation 4). Le tableau 1 ci-dessous montre ces élasticités pour différents horizons (en faisant varier les élasticités d'offre de travail et de capital)

Elasticités de la production, de l'offre de terre et des rendements au prix du maïs à différents horizons
(Source : nos calculs)

	Court terme	Moyen terme	Long terme
Production	0,07	1,3	3,32
Terre	0,10	1,23	3,07
Rendement	-0,03	0,06	0,24

Il apparaît qu'à court terme, la réponse du rendement est négative alors que l'objectif du papier était d'introduire le fait qu'elle est positive. De plus, l'élasticité de la production (toujours au point initial) est très faible et très différentes des chiffres disponibles. A moyen terme, cette élasticité rendement devient positive mais demeure très faible. A long terme, l'élasticité rendement est proche des valeurs visées mais la réponse de l'offre est clairement très élevée. Par exemple, des résultats récents de Lin et Dismukes (2007) ou de Liang et al. (2011) suggèrent que l'élasticité de la production devrait être d'environ 0,4 à 0,7.

KH ne contrôlent pas réellement ces élasticités de la production. En fait, plutôt que d'introduire des élasticités de rendement dans leurs analyses, ils considèrent différents horizons temporels. En conséquence, les auteurs obtiennent un très large effet d'expansion qui peut expliquer l'accroissement des surfaces quand les « mal-nommés » effets rendements sont introduits. En d'autres termes, notre interprétation de ce résultat contre-intuitif est que le coût d'opportunité du travail et du capital augmente moins dans le moyen/long terme d'où le moindre coût relatif de production (et du prix) du maïs. Ainsi, l'effet d'expansion est plus grand conduisant à un effet positif sur la superficie de maïs américain.

Nous pensons qu'il serait intéressant de vérifier si cet effet perdurerait avec une élasticité plus élevée de substitution entre la terre et les autres inputs. Cet effet d'expansion via l'effet coût est généralement absent des analyses en équilibre partiel alors qu'il est reconnu être très important dans les résultats de modèles CGE tels que ceux reportés ici. Un nouveau calibrage avec des élasticités d'offre et de rendement plus raisonnables au point initial est nécessaire pour améliorer le débat sur les effets ILUC des biocarburants.

Elasticités d'Armington

Ces élasticités (Hertel, Hummels, Ivanic, & Keeney, 2004) permettent de rendre compte de la plus ou moins grande intégration des marchés agricoles en différenciant les biens nationaux des biens importés. Le niveau de ces élasticités a un impact élevé sur la proportion de CAS qui a lieu près ou non du lieu de production du biocarburant. Selon des données de commerce extérieur américain, les exportations de maïs en provenance des Etats-Unis n'ont pas beaucoup évolué lors du récent développement des biocarburants ou lors de la crise alimentaire de 2008. Ceci suggérerait, selon ce même groupe d'expert du CARB, que les marchés mondiaux de commodités agricoles ne sont pas aussi flexibles que la manière dont ils sont modélisés dans les modèles d'équilibre partiel, comme FAPRI, qui considèrent les biens agricoles comme des biens homogènes (Babcock, Curgel, & Stowers, 2011, p. 16)

Rendement marginal des nouvelles terres par rapport aux terres déjà cultivées

A noter que le modèle GTAP est très sensible à la valeur associée à cette élasticité : les émissions dues aux CAS varient de plus de 75% quand cette élasticité passe de 0,25 à 0,75 selon Babcock et al. (2011). La principale difficulté est due au manque de données empiriques pour vérifier si ces valeurs sont bien calibrées.

Hertel et al. (2010) et Tyner et al. (2009) considèrent que cette valeur est de 0,66 dans toutes les régions du monde, c'est-à-dire que la productivité d'une terre nouvellement convertie aura un rendement 34% plus faible que les terres actuellement cultivées. Dans les rapports CARB (2009) et CARB (2010) une valeur de 0,5 est utilisée comme valeur centrale. Al-Riffai et al. (2010) adoptent également une élasticité de 0,5 pour tous les pays, sauf pour le Brésil (élasticité de 0,75).

Tyner et al. (2010) utilisent une nouvelle approche. En utilisant le modèle TEM « bio-process-based biogeochemistry model », le rendement des nouvelles terres peut être rendu variable par région du monde et par zones agro écologiques (AEZ). Selon leur étude, cette approche permet de diminuer l'effet LUC global dans le modèle GTAP car de nombreuses régions ont un rendement marginal supérieur à 0,66. Ce chiffre varie de 0,89 à 1 pour le Brésil (compatible avec les recommandations de la *Brazilian Sugarcane Industry Association* (UNICA, 2009) qui, d'après des données empiriques, avait mis en doute les résultats précédents du CARB).

Rétroactions des forêts gérées et de l'élevage

Ces rétroactions sont prises en compte de manière plus ou moins explicite dans ces modèles. La prise en compte des rentes des terres dans les secteurs de l'élevage et des forêts gérées implique que la demande pour un de ces secteurs a un impact sur les affectations des sols.

A noter que dans le modèle GTAP, il est supposé que tous les pâturages sont intégrés dans la fonction de production de l'élevage et donc que ces terres sont utilisées de manière optimale. Toute demande supplémentaire pour ce secteur entraînera par conséquent une expansion des terres allouées à ce secteur. Selon Al-Riffai et al. (2010), cette hypothèse est jugée assez peu réaliste pour certaines régions. Dans le modèle MIRAGE une autre hypothèse est explorée: dans certains pays il y a encore un potentiel pour intensifier la production de bétail donc une hausse de la demande n'entraînera pas une hausse proportionnelle de la demande de terre. L'hypothèse du modèle GTAP est également testée, ainsi qu'une hypothèse proche de celle avancée pour les modèles d'équilibre partiel tels que FAPRI (la part de pâturages y est donnée de manière exogène).

Peu de références tiennent compte explicitement des changements d'affectation des sols induites entre prairies et forêt. Une exception notable peut être trouvée dans l'article de Lapola et al. (2010, cf. encadré 3 du Chapitre IV).

La combinaison de modèles économiques

Plusieurs études ont tenté d'associer les avantages de différents modèles économiques. Dans le cadre du rapport de l'EPA (EPA, 2010), deux modèles d'équilibre partiel ont ainsi été utilisés : le modèle FASOM a été employé pour calculer les CAS aux Etats-Unis alors que le modèle FAPRI a été utilisé pour toutes les autres régions du monde. L'utilisation du modèle FASOM, qui ne possède de données que pour les secteurs agricoles et forestiers américains, vient du fait que celui a été jugé plus précis dans ses estimations de CAS pour ce pays. L'avantage de l'utilisation du modèle FAPRI est qu'il fournit des résultats pour le monde entier. L'équipe de l'EPA a tenté de rendre les deux modèles économiques le plus compatible possible en utilisant les mêmes élasticités pour les intrants. Cependant, avec un choc de demande équivalent, les deux modèles prédisent un impact différent sur les exportations et les prix américains. On peut donc légitimement se demander quel est le meilleur modèle pour estimer les CAS aux Etats-Unis ? On se rend compte des problèmes engendrés par l'utilisation de deux modèles qui ne sont pas faits pour s'intégrer à l'origine (Air Improvement Resource, 2010).

De leur côté, Britz et Hertel (2009) ont combiné un modèle d'équilibre général (GTAP) avec un modèle d'équilibre partiel (CAPRI) pour estimer l'impact d'un mandat européen de biocarburants afin d'obtenir les avantages des deux modèles : le modèle d'équilibre partiel permet d'estimer de manière plus détaillée la fonction-réponse de l'offre de biocarburants et le modèle d'équilibre général permet de s'assurer que les interactions entre le secteur agricole et les autres secteurs (en particulier le secteur énergétique) sont correctement prises en compte. On note que l'utilisation des deux modèles donne un facteur CAS plus faible (42,2g CO₂eq / MJ, annualisé sur 30 ans) que si le modèle GTAP est utilisé seul (50g CO₂eq / MJ). On remarque que la répartition des CAS est également modifiée : il y a plus de CAS au Brésil dans le modèle combiné que dans le modèle GTAP alors qu'il y en a moins en Europe dans le modèle combiné par rapport à l'autre modèle.

Les modèles GTAP et FASOM ont été associés pour les mêmes raisons dans le document de travail en cours de Birur et al (2010).

2. Approche « descriptive-causale »

Les critiques qui sont adressées aux modèles économiques portent sur la complexité et le manque de transparence dans les méthodes de calcul. Une autre approche s'est donc développée parallèlement. Son objectif est de rendre les hypothèses et les calculs plus transparents pour les non spécialistes. Cette approche utilise des données historiques et des dires d'experts pour estimer l'ampleur des phénomènes de CAS.

Fritsche et al. (2009) (2010) ont développé une approche où ils supposent que la répartition de l'allocation des sols entre les cultures échangées via le commerce international qui a eu lieu dans un passé proche est une bonne approximation du potentiel de CAS en cas de choc de demande de biocarburants. Ils associent donc chaque type de culture à un type de terre qui sera remplacé et dans quelle région ce changement d'affectation des sols aura lieu. Ils ajoutent ensuite un coefficient de risque de CAS (dit *iLUC factor* ou *risk adder*) qui donne, par hypothèse, quelle sera la superficie de terres remplacées pour un ha de terre utilisée dans la production de biocarburants. Les coefficients de risque varient de 25% (risque minimal) à 75% (risque maximal), en passant par 50% pour un risque moyen, cela correspond en fait à fixer le *Net Displacement Factor* décrit par Plevin à une valeur (en supposant que cette valeur sera inférieure à 1, ce qui est déjà une hypothèse qui peut être débattue pour quelques cas extrêmes).

Cela permet de prendre en compte l'effet CASi de manière très claire mais également de manière un peu arbitraire. D'autres approches plus complexes, comme celle adoptées dans le rapport d'E4Tech (2010) tentent de décrire toutes les réactions économiques dues à un choc de demande, et cela seulement grâce à l'avis d'experts et non en utilisant un modèle. Cette approche, qui fait tout pour ne pas utiliser de prix, ne garantit pas qu'il y ait une cohérence d'ensemble.

3. ACV attributive et conséquentielle

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) vise à évaluer les impacts environnementaux dus à la production d'un bien ou d'un service, selon une approche « du berceau à la tombe ». Une fois définies les caractéristiques du système et les frontières des activités qui lui sont liées, l'ACV recense et évalue de façon quantitative tous les flux d'énergie, de matière et de polluants, liés au système en s'appuyant sur des bases de données. Dans une seconde phase, elle agrège les flux en indicateurs caractérisant certains impacts environnementaux (par exemple, les GES). L'ACV attributive (*attributional LCA*) est l'ACV standard qui consiste à ne faire que le bilan des flux du système et de ses sous-systèmes sur leur durée de vie.

Cette approche n'a pas pour but en particulier de prendre en compte les impacts qui pourraient être associés au système étudié via des mécanismes de marché (par exemple, impacts sur la production d'autres produits). Or, les biocarburants présentent la caractéristique d'être issus d'une production agricole, ce qui peut impliquer des impacts non négligeables via le marché (demande de produits et co-produits agricoles, terres agricoles intensifiées ou converties...) et donc des flux indirects non négligeables qui peuvent être ajoutés aux flux de l'ACV standard des biocarburants. L'ACV attributive ne prend donc en particulier pas en compte les émissions liées au CASi, mais peut prendre en compte les émissions liées au CASd.

L'ACV conséquentielle (*consequential LCA*) s'est développée récemment dans cette perspective de prise en compte des flux indirects via les mécanismes de marché, en particulier pour les biocarburants. Sa méthodologie n'est donc pas encore clairement arrêtée. Comme l'ACV conséquentielle vise à prendre en compte des flux indirects via les mécanismes de marché, elles peuvent porter sur des projets de grande ampleur type décisions politiques d'augmentation de la demande ou de l'offre de biocarburants dans une région du monde au lieu de considérer de se limiter à une unité fonctionnelle (type MJ ou ha). Comme l'indique son nom, l'ACV conséquentielle évalue les flux indirects en faisant des hypothèses sur les conséquences éventuellement successives d'un tel projet sur le marché en considérant autant que possible les données marginales. L'ACV conséquentielle peut donc prendre en compte les émissions liées aux CASi en plus des émissions liées aux CASd.

L'ACV conséquentielle correspond pour les émissions liées aux CASi à une approche « descriptive-causale » très simplifiée des CASi. Les hypothèses de l'ACV conséquentielle, qui consistent finalement en des hypothèses très simplificatrices de mécanismes de marché, peuvent être affinées en s'appuyant sur des statistiques ou des modèles économiques, d'où l'intérêt des études économiques pour compléter l'ACV des biocarburants.

Chapitre III. Collecte des références

1. Objectifs

Dans un premier temps, l'étude vise à établir un état de l'art le plus exhaustif possible sur l'usage ou l'affectation des sols lié à la production de biocarburants (que les études adoptent une démarche économique ou une approche du type ACV).

La collecte des ressources s'est faite de manière systématique en ne se limitant pas aux travaux publiés, ceci afin d'avoir une vue exhaustive de l'état de l'art et d'essayer de gommer un éventuel biais de sélection / de publication.

A partir des références collectées, une base de données bibliographique a été constituée. Elle permet une diffusion commode de l'information aux commanditaires, avec des références complètes et le lien vers le document en ligne chaque fois qu'il est disponible. De là, sont tirés des indicateurs bibliométriques simples. Ces derniers servent ensuite à orienter le travail de l'équipe de recherche et à confirmer certaines hypothèses sur les personnes ou les institutions ressources.

2. Méthode pour la collecte des références

Point de départ

La collecte de références a été initiée à partir d'une base initiale fournie par les membres de l'équipe. Trois revues de littérature ont été identifiées dès septembre 2010 : (European Commission, 2010), (Prins, Stehfest, Overmars, & Ros, 2010), (Brunelle, 2009).

Pour chacune d'entre elles, les références figurant dans la bibliographie ont été systématiquement recherchées. Quand elles étaient disponibles en ligne, et librement accessibles, comme certains documents de travail ou des rapports d'ONG ou d'institutions comme la Commission, elles ont été téléchargées et liées à la base de données. Pour les publications sous copyright les liens vers les sites des éditeurs ont été signalés. Le cas échéant, certains articles ont été achetés.

Bases de données interrogées

Dans un deuxième temps, une recherche sur des bases de données bibliographiques scientifiques et le moteur de recherche *Google Scholar* a été effectuée.

Etant donné que les changements d'affectation indirects des sols sont dus à des mécanismes économiques de marché, la base *EconLit* couvrant essentiellement les aspects économiques a été interrogée. La base *ScienceDirect* couvrant un champ disciplinaire plus large (économie, agronomie, énergie, sciences de l'environnement, etc...) a aussi été interrogée. Ces deux bases reprennent essentiellement des travaux dans des revues académiques validés par un processus de révision par les pairs.

Pour compléter cette recherche en particulier pour les études type ACV prenant en compte les effets CAS, la base *Web of Science* a été interrogée (au printemps 2011). *Web of Science* couvre l'ensemble des sciences, essentiellement à partir d'articles scientifiques, mais aussi d'ouvrages et de documents de colloques.

Google Scholar permet de couvrir un champ plus large. En effet, il reprend également des sites institutionnels (où figurent par exemple des rapports), des travaux en préparation (sous forme de documents de travail ou de présentations à des conférences). Cet aspect est essentiel pour l'analyse quantitative dans la mesure où il permet de mesurer et/ou de gommer un éventuel biais de publication.

Deux vagues d'interrogations ont été menées une au début de l'étude en automne 2010 et une au printemps 2011 (sur une période plus restreinte) afin de compléter la base avec les références les plus récentes. La

collecte des références a ensuite été complétée au cours de l'étude en s'appuyant sur les références bibliographiques des études pertinentes précédemment sélectionnées.

Mots-clés utilisés

Les mots-clés qui ont été utilisés dans les recherches sont les suivants :

- *Econlit* :
 - de manière générale : *land use AND model biofuel, biofuel AND land use change, land allocation AND biofuel* (recherche entre 1996 et 2011, sur tous les champs)
 - plus spécifiquement pour les ACV : *(biofuel OR biofuel economics OR biofuel policies OR biofuel production OR biofuel policy OR biofuels subsidies) AND (life cycle analysis OR life cycle OR life cycle model OR life cycle models) AND (land allocation OR land allocation model OR land conversion OR land degradation OR land distribution OR land economics OR land economics use OR land use OR land use and policies land use change OR land use change and forestry OR land use planning OR land use patterns OR land use model OR land utilization)*
- *ScienceDirect* :
 - de manière générale : *(indirect OR direct) AND land use AND biofuel*, depuis 1994, *land allocation AND biofuel* (recherche de 1996 à 2011, sur les champs Titre, Résumé et Mots-clés). Les catégories de classement des bases ne sont pas toujours pertinentes et la sélection des champs limite le bruit.
- *Web of Science* :
 - plus spécifiquement pour les ACV : *(biofuel* AND (life AND cycle AND (assessment OR analysis)) AND land use OR (land AND use)) AND (consequential AND (system expansion) AND (carbon stock*)) AND scenario AND N2O)*, (recherche entre 1996 et 2011, sur tous les champs). La deuxième partie seule *(consequential AND (system expansion) AND (carbon stock*)) AND scenario AND N2O)* est trop large et donne plus de 200 000 réponses.
- *Google Scholar* :
 - de manière générale: *biofuel AND land-use change*. La recherche a été restreinte à la période 2007-2011 car *Google Scholar* recense des articles publiés, des *working papers*, des thèses, des chapitres d'ouvrage, etc, parfois sous différentes versions sans classement particulier. Une interrogation sur la période 1996-2011 donne un trop grand nombre de réponses, avec beaucoup de bruit, pour être correctement traitée.

Les limitations dans le temps sur les champs interrogés et le croisement des mots-clés, grâce à l'opérateur AND, permettent de limiter le bruit.

Pour cibler un peu plus les recherches de documents, la liste des auteurs a été établie. 115 auteurs apparaissent au moins 3 fois dans la base, dont 52 apparaissent au moins 5 fois. Les 15 premiers auteurs ont été contactés pour éventuellement compléter la bibliographie et la valider. 10 ont répondu.

3. La base de données bibliographique

Jabref

La base a été créée avec le logiciel Jabref, déjà connue d'une partie de l'équipe. Programme libre, sous licence GPL, il fonctionne aussi bien sous PC que Mac ou Linux⁵. Il permet d'importer facilement, manuellement ou automatiquement, des notices bibliographiques complètes. Certaines bases, comme le Web of Science, permettent d'exporter les notices avec le format BibTeX, il est alors possible d'importer directement ces références. Jabref permet aussi de lier une notice et un document, en format Word, pdf, OpenOffice..., si on l'a téléchargé ou de signaler une URL ou une adresse DOI pour aller le chercher sur internet. Les informations sur les références collectées sont en particulier : le titre du document, les auteurs ou les commanditaires, l'année de production, le type de document...

⁵ JabRef peut être téléchargé librement l'adresse <http://jabref.sourceforge.net/download.php>.

Fonctionnant sous Java, Jabref offre une grande souplesse d'utilisation si l'on souhaite rajouter des champs non prévus dans la version de base. Jabref permet la création sans limite d'index nommés groupes. Chaque groupe peut être lui-même divisé en nombreux sous-groupes. L'interface utilisateur permet de faire des recherches sur les groupes et les sous-groupes. Il est possible également d'effectuer une recherche croisée sur des groupes et sous-groupes, même si les sous-groupes ne sont pas rattachés à un des groupes de la recherche. Pour organiser la base, faciliter les recherches et l'analyse des références, des groupes et sous-groupes ont été créés. Cela a permis de préciser des indicateurs bibliométriques très simples. Il est ainsi possible de trier les notices selon les critères les plus intéressants pour l'étude, chaque référence pouvant être affecté à plusieurs groupes ou sous-groupes.

Des groupes par année de publications, de 1996 à 2011, et par auteurs ou commanditaires, par classement alphabétique, ont été ajoutés. Ils permettent de suivre l'évolution des publications dans le temps et par personne. Les références peuvent être des articles, des thèses, des livres, des conférences, des *TechReports*. Un groupe « Classification littérature grise » permet de différencier, au sein des *TechReports*, les notes d'informations ou de vulgarisation (« Disséminations »), des rapports d'institutions publics ou privés, d'ONG, de cabinets d'experts et autres (« Rapports ») et les documents destinés à être publiés dans des revues scientifiques à comité de lecture (« Documents de travail »).

On a aussi utilisé les groupes pour séparer les documents avec une approche plutôt économique (« Filtre CAS-Eco ») des documents avec une approche plutôt ACV (« Filtre CAS-ACV »). L'utilisation de sous-groupes nous a permis d'appliquer des filtres progressifs aux documents de la base pour l'approche économique et pour l'approche ACV, afin d'expliquer la sélection des références mises dans la grille d'analyse. Un groupe informatif vise à regrouper les documents économiques qui ne sont pas dans la grille d'analyse en fonction de leur utilité par rapport à la problématique des CASi.

Chaque document peut être « tracé ». En signalant dans quelle base de données ou sur quel moteur de recherche, il a été trouvé, mais aussi en indiquant, très précisément si besoin est, les thématiques et/ou modèles qu'il aborde.

Indications bibliométriques

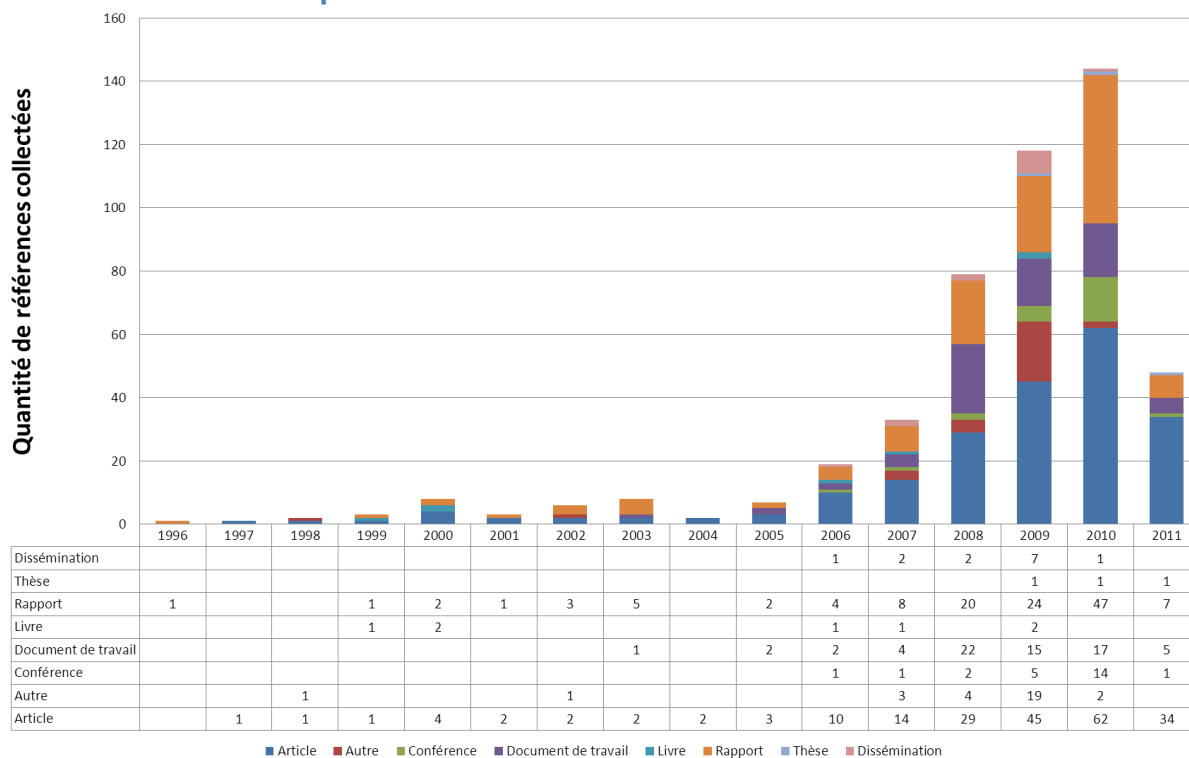


Figure 10 : Nombre de références par année de publication et par type

La base de données constituée regroupe 485 références. Sur l'ensemble de la période couverte (1996 à 2011), une trentaine de documents ont été identifiés en moyenne par an, avec une première rupture en 2006

et une accélération nette en 2008. La Figure 10 représente le nombre de documents collectés par année de publication et par type.

Parmi les références, environ 45% sont des articles dans des revues académiques, 45% peuvent être classés comme de la littérature « grise » (rapports, documents de travail, conférences, thèses). Les 10% restants regroupent les livres, les textes de dissémination et de vulgarisation, etc.

La Figure 11 permet d'identifier les auteurs les plus actifs dans la base toute entière. La sélection a été faite à partir de la base complète. Le nombre de documents signés ou co-signés pour chaque auteur a été relevé. Pour cette figure, n'apparaissent que « les 6 fois et plus » (32 auteurs). 9 auteurs apparaissent 8 fois et plus dans la base. On peut estimer que cette méthode peut amener à mettre trop en avant certains auteurs, mais le dynamisme ou la spécialisation de certaines équipes de recherche peut aussi être souligné.⁶

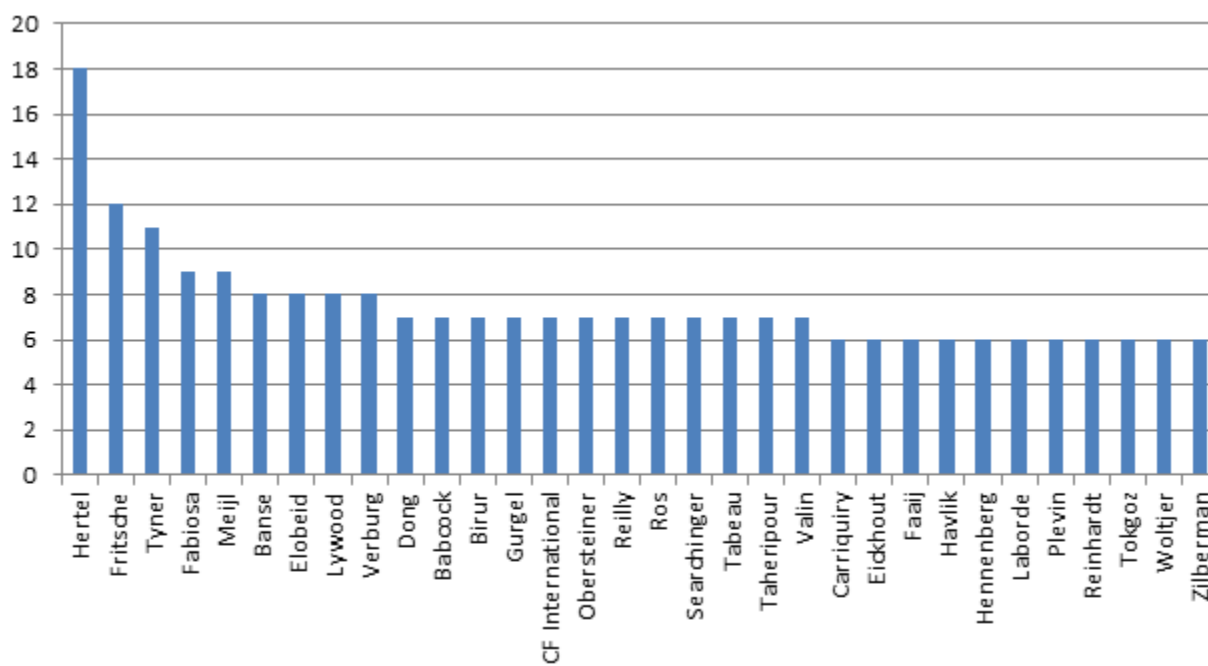


Figure 11 : Nombre de références par auteurs (au moins 6)

4. Critères retenus pour sélectionner les références

A partir de l'ensemble des références collectées dans la base, nous avons sélectionné les références pertinentes pour l'analyse quantitative. Ce travail de sélection a été mené en parallèle pour les études adoptant une approche économique et les approches causales-descriptives, d'une part, et celles issues de la littérature ACV⁷ d'autre part. Les critères suivants ont été appliqués successivement pour établir la liste de références finalement retenues dans l'analyse quantitative.

Disponibilité

Le premier critère est celui de la disponibilité de la référence sous une forme électronique ou papier. Cela exclut en particulier un certain nombre de « communications personnelles » (listées par exemple dans la revue menée par la Commission).

⁶ Sur la base de ce traitement, un message aux auteurs apparaissant le plus dans la base a été envoyé pour leur demander s'ils avaient publié d'autres documents ou s'ils avaient connaissance d'autres références. Sur 15 personnes contactées, 10 ont répondu. Les personnes contactées sont : Fritsche, Searchinger, Hertel, Fabiosa, Nassar, Fargione, Tipper, Melillo, Witzke, Overmars, Chutziak pour E4Tech, Tyner, Valin, Plevin, Timlisina.

⁷ Le classement entre les différents types d'études recueillis ainsi que les résultats des filtres appliqués sont accessibles dans la base JabRef.

Evaluation quantitative des impacts du développement des biocarburants

L'objectif de mener une revue quantitative exclut d'emblée les références qui présentent des arguments uniquement qualitatifs. Ce critère exclut également les documents qui proposent des évaluations quantitatives, mais sur des thèmes connexes (ex : sécurité alimentaire).

Résultats sur les CAS

Un certain nombre de références proposent des évaluations quantitatives des impacts sur les prix, la production, les flux de commerces, etc... du développement des biocarburants, sans toutefois donner les implications sur les changements d'allocations des terres. Ce critère les exclut de la grille d'analyse qui vise à étudier les émissions de GES liées aux CAS.

Exploitabilité des résultats et transparence des hypothèses

Afin de pouvoir comparer les résultats entre les différentes études, il est important que les résultats fournis puissent être harmonisables et les hypothèses retenues transparentes. Si, par exemple, une étude ne donne que des impacts en variation sans qu'il soit possible de trouver les niveaux de référence, elle est exclue.

Non-redondance

Enfin, un certain nombre de références présentent des résultats de simulations identiques (mêmes scénarios, mêmes hypothèses, même modèle, mêmes sorties) sous des formes différentes. Les documents de travail intermédiaires qui ont les mêmes résultats que les articles publiés par la suite et les revues de littérature qui n'apportent pas de nouveaux résultats sont exclus.

Tableau 3 : Nombre de références après chaque filtre pour les références économiques et ACV respectivement

Filtre	Toutes les références	Références éco ou ACV	Impacts quantitatifs des BC	Chiffres sur les CAS	Exploitabilité Transparence	Non redondance
Description	Bibliographie exhaustive sur les CAS liés aux biocarburants	Références éco et ACV séparées à partir des résumés	Références avec des informations quantitatives pour les biocarburants	Références avec des informations sur les changements d'affectation des sols	Exploitabilité des résultats présentés et transparence des hypothèses	Conservation des données source les plus abouties
Littérature économique (y compris approches causale-descriptives)	485	342	214	153	123	39
Littérature ACV		122	49	38	36	32

D'après le tableau 3 on peut noter que les références issues de la littérature ACV sont environ trois fois moins nombreuses (123 contre 342). Ceci s'explique par le fait que la problématique des CASi est liée à un mécanisme économique. Comme cette problématique est étudiée depuis peu par les économistes, elle est encore peu intégrée dans les ACV. Par ailleurs, on peut noter une beaucoup plus forte diminution du nombre de papiers au passage du filtre « non-redondance » dans la littérature économique (de 122 à 38) par rapport à celle ACV (de 36 à 32). La diffusion de « documents de travail » est plus courante dans la littérature économique et un certain nombre d'entre eux ont été publiés depuis leur diffusion. Finalement, ce sont 39 et 32 références qui ont été respectivement retenues de ces deux champs de littérature.

5. Description des références retenues

Caractéristiques des références sélectionnées

Le nombre total de références sélectionnées pour l'analyse quantitative est au nombre de 71. La Figure 12 montre que la production de travaux est croissante ces dernières années avec un net décollage entre 2008 et 2010. Les articles correspondent au type de références le plus représenté, mais de nombreux rapports sont aussi présents en raison du nombre important de communautés concernées par cette problématique en dehors de la recherche (agriculteurs, énergéticiens, ONG, institutions publiques..).

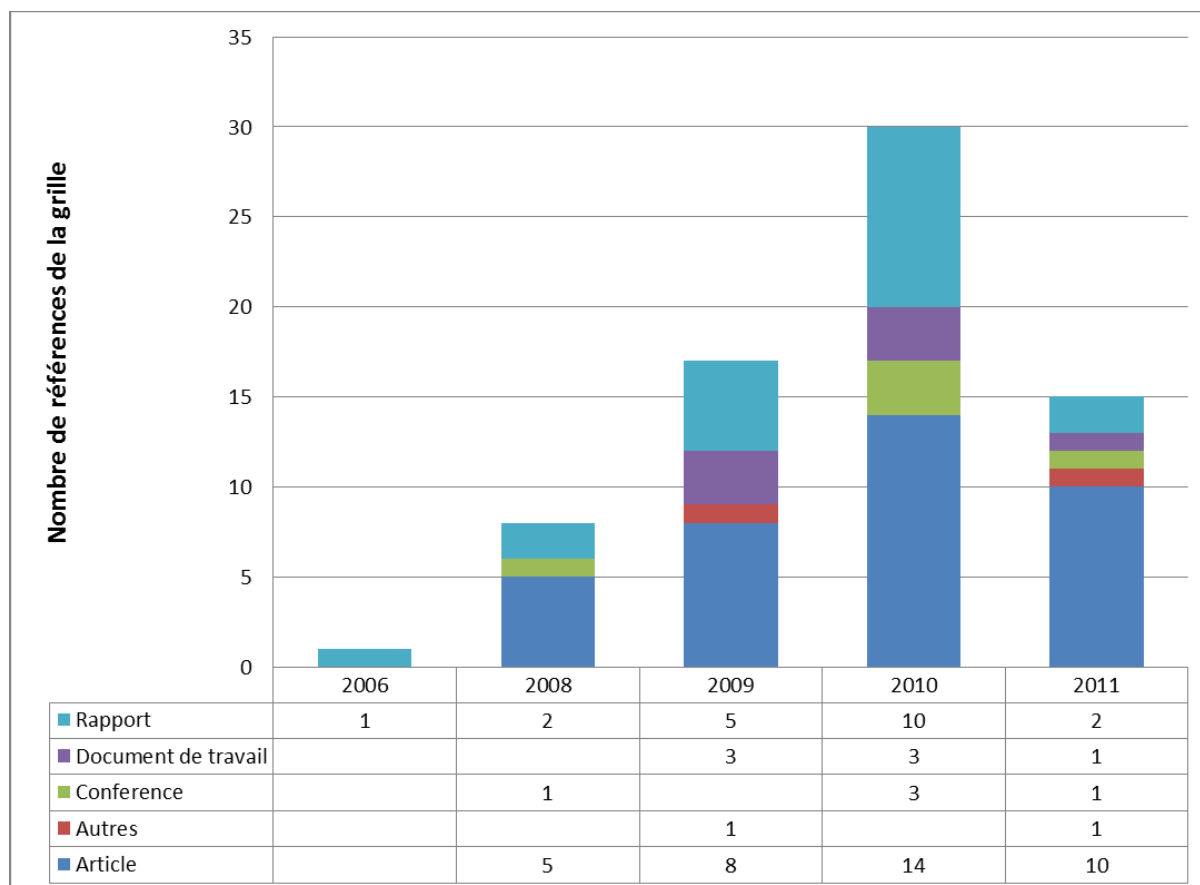


Figure 12 : Nombre de références sélectionnées par année de publication et par type pour l'analyse quantitative

Nombre de points par référence dans la grille d'analyse

Pour chaque référence sélectionnée, plusieurs scénarios peuvent être étudiés, chacun correspondant à un jeu d'hypothèses différent. Chaque ligne de la grille d'analyse correspond à un scénario étudié.

Les références sélectionnées diffèrent par les CAS étudiés. Certaines ne permettent de prendre en compte que les CAS directs (CASd). D'autres – principalement dans la littérature économique – ne permettent pas de distinguer les CAS directs et indirects et ne fournissent qu'un chiffre agrégé. Le Tableau 4 indique le nombre de scénarios retenus en distinguant ceux qui fournissent les CAS totaux (564) et ceux qui fournissent uniquement les CASd (312).

Parmi ces scénarios, certains ne fournissent pas l'ensemble des données nécessaires au calcul d'un facteur CAS. La procédure de sélection aboutit ainsi à retenir 561 évaluations du facteur CASd+i et 239 évaluations du facteur CASd.

Tableau 4: Nombre de lignes dans la grille d'analyse pour chaque type d'approche

Approche	Economique			« Causale-descriptive » ou « Conséquentielle »	ACV attributive
	Equilibre partiel	Equilibre général	RFMI		
CAS pris en compte	CASd+i	CASd+i	CASd+i	CASd+i	CASd
Nombre de lignes dans la grille	74	205	3	282	312 (27 études)
	564 (49 études)				
Nombre d'évaluations du facteur CAS	561 (49 études)				239 (22 études)

6. Description des références portant sur le CASd uniquement

On examine ici les différences entre les scénarios considérant le CAS direct uniquement en fonction des cultures, des régions où les biocarburants sont produits, et de l'affectation précédente des terres impactées. Les figures de ce paragraphe représentent pour chacun de ces critères le nombre de références associées à chaque modalité. Notons que plusieurs scénarios pouvant être étudiés dans une même étude, la somme des références sur toutes les modalités d'un critère peut être supérieure au nombre total d'études (27).

Par culture

Les six cultures les plus étudiées (cinq références au moins) sont : le maïs, le soja, le colza, la canne à sucre, la palme et le blé (.

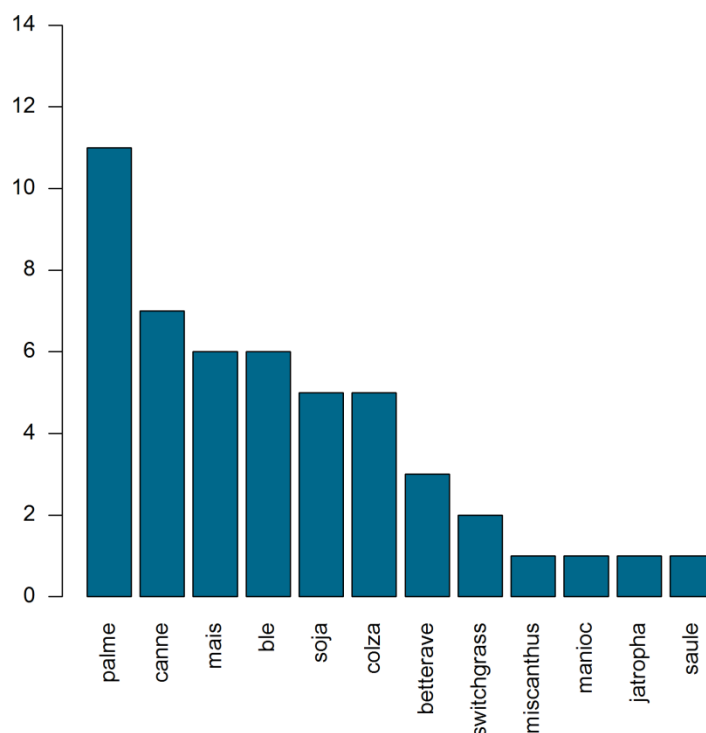


Figure 13 : Répartition des références CAS direct par culture

Par grande région d'offre

Les principales régions d'offre sont l'Europe, l'Amérique du Nord, l'Amérique Latine et l'Asie du Sud-Est.

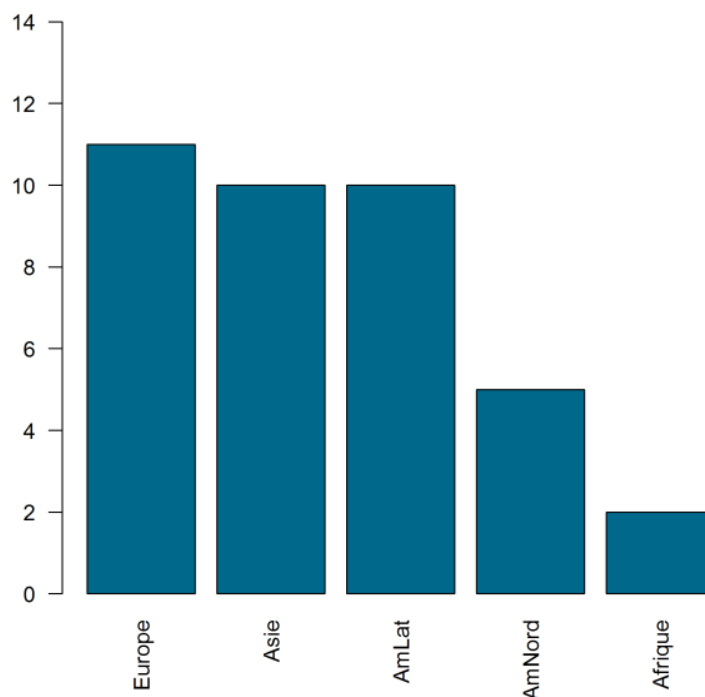


Figure 14 : Répartition des références CAS total par grandes régions d'offre

Par ancienne affectation des terres directement remplacées

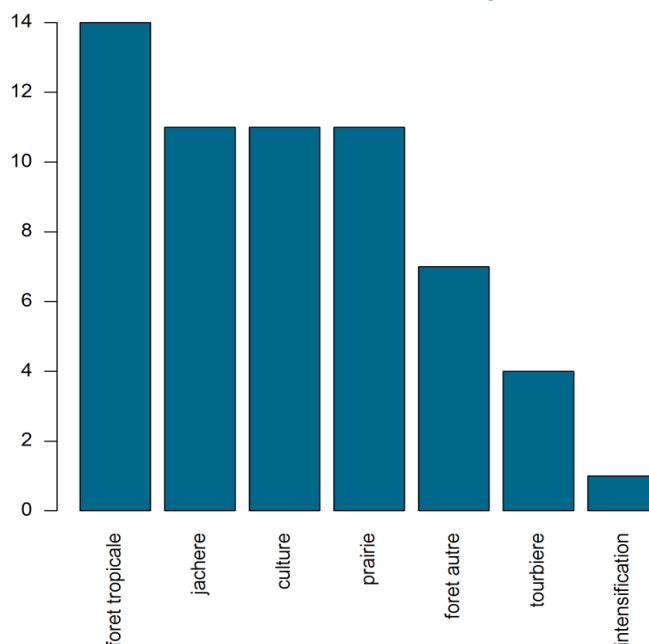


Figure 15 : Répartition des références CAS direct par ancienne affectation des terres directement impactées

Les anciennes affectations des terres, qui sont directement utilisées pour produire de la matière agricole pour les biocarburants, apparaissent dans la Figure 15. Celle-ci montre la répartition des études dans le type de terres directement impactées pour produire les biocarburants. Le type d'affectation le plus considéré est la forêt tropicale en raison de l'importance de son stock carbone, avec les risques de dégradation allant de pair, et en raison de sa présence importante en Amérique latine et en Asie du sud-est, où sont respectivement produits en grande quantité de la canne à sucre et de la palme. Les autres affectations

7. Description des références portant sur le CAS total

Bar chart showing the number of genes for each of the 48 cell lines. The y-axis represents the number of genes (0 to 60). The x-axis lists the cell lines. The 'Over_stall1' cell line has the highest number of genes (over 60), while 'Vero' has the lowest (1).

Cell Line	Number of Genes
Over_stall1	62
AlrDimaLabo10a	46
BlaueLabo10	41
Labo11	36
Bran11	33
EdwaMulMare10	28
Ades10	22
KimKimDle09	18
Mare_stall11	18
FritHutHut09	17
WitHut10	15
LaboVali11	13
BoueDimaVali10	11
LaboLabo10	10
CdRE10	9
Havl_stall10	9
Dume_stall11	7
LaboPA10	7
LyoPnLabo08	7
TropHutBrano9	6
Dumo_stall09	6
Hut_stall09	6
HutLabo10	6
LechCaboSaez11	6
Mell_stall09	6
Renzan11	6
Seah09	6
SeahReim08	6
Fehr_stall09	5
FengRub09	4
ReimZah09	4
Saarc_stall08	4
AlrDimaLabo10b	3
ReimLabo10	3
LaboVali10	3
Plev_stall10	3
Tyne_stall10	3
ReimLabo11	2
BeckJoneSand11	2
Bowry10	2
BitHut09	2
LutLabo10	2
SilaCheSag09	2
Nass_stall09	1
Nass_stall10	1
TanHut10	1
Vero	1
VeroTheBudd10	1

Les différences entre les scénarios considérant le CAS total sont liées notamment aux types d'approche et de modèles utilisés, aux cultures et aux régions de demande et d'offre de biocarburants considérées. Les figures de ce paragraphe représentent pour chacun de ces critères le nombre de papiers pour chaque modalité. Notons que chaque étude peut simuler plusieurs scénarios et qu'il peut y avoir plusieurs modalités pour un scénario (par exemple pour les cultures). La somme des points sur toutes les modalités d'un critère peut ainsi être supérieure à 48.

Par type d'approche et modèle

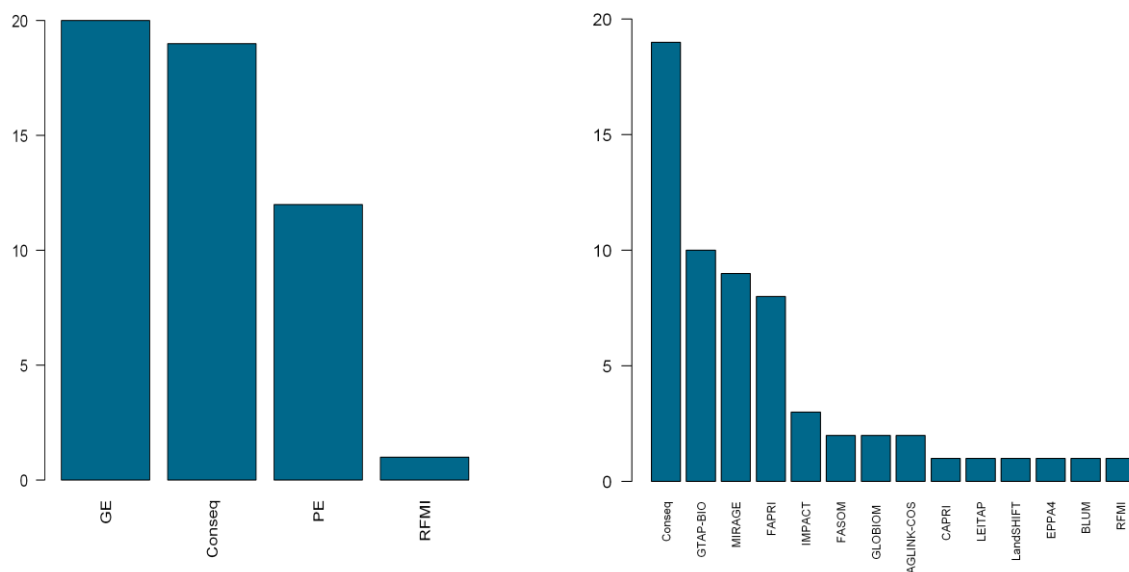


Figure 17 : Répartition des références CAS total par type d'approche (à gauche) et par modèle (à droite)

Les types de modèle considérés sont au nombre de quatre : « GE » pour *General Equilibrium*, « PE » pour *Partial Equilibrium*, « RFMI » (*Reduced-Form-Model-ILUC*) pour la forme réduite utilisée par Plevin, « Conseq » pour les approches de type descriptives-causales et/ou ACV conséquentielles.

Par culture

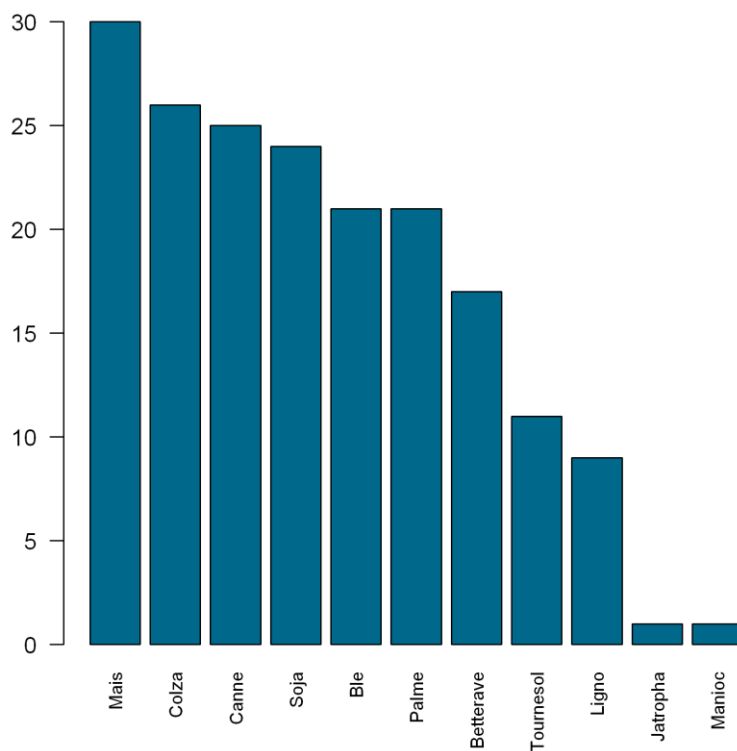


Figure 18 : Répartition des références CAS total par culture

Certaines études ne présentent pas leurs résultats pour des cultures spécifiques mais pour un mandat donné, avec cinq possibilités dans la grille : mandat européen, mandat européen d'éthanol uniquement, mandat européen de biodiesel uniquement, mandat américain ou alors plusieurs mandats de par le monde. Dans ce cas, des informations sur les cultures et leur poids dans la grande région considérée ont été utilisées pour répartir la demande en produits. Pour l'instant ces informations proviennent arbitrairement du rapport Al-Riffai et al. (2010). Cette répartition permet d'attribuer, dans le cas de ces mandats, des cultures aux scénarios et donc aux documents recueillis comme pour les autres cas. La Figure 18 montre que les 6 cultures les plus étudiées avec au moins 21 références pour chacune d'entre elles sont : le maïs, le colza, la canne à sucre, le soja, le blé, la palme.

Par grandes régions de demande et d'offre

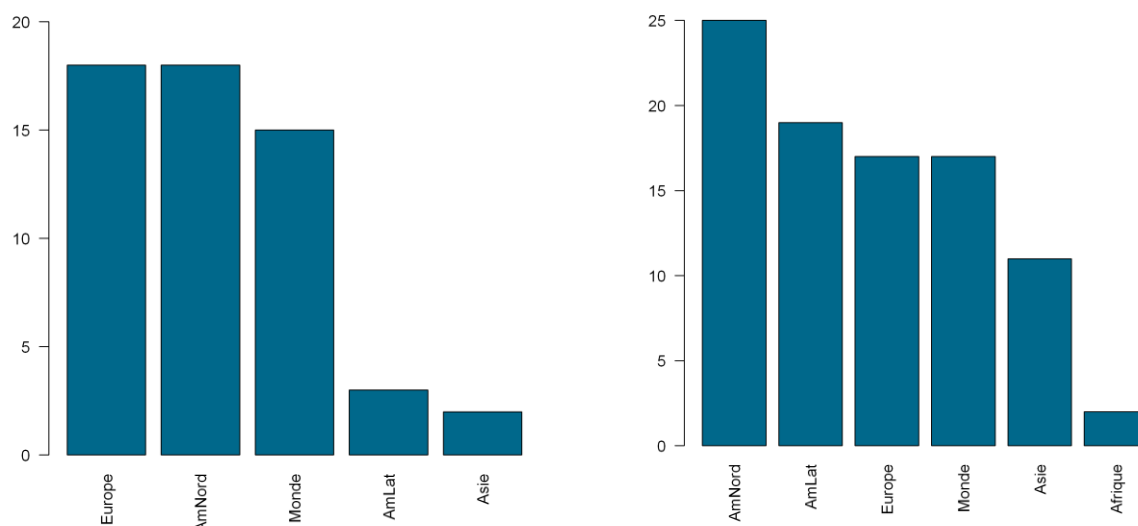


Figure 19 : Répartition des références CAS total par grandes régions de demande (à gauche) et d'offre (à droite)

Le Monde, l'Amérique du Nord et l'Europe sont les trois grandes régions de demande. Les principales régions d'offre sont l'Amérique du Nord, notamment pour la production de maïs et de soja, l'Amérique Latine, en particulier le Brésil pour la production de canne à sucre, l'Europe notamment pour la production de blé et de colza, et le monde lorsque la production provient de plusieurs continents et l'Asie avec en particulier la Malaisie et l'Indonésie pour la production de palme.

Chapitre IV. Description statistique des évaluations du facteur CAS collectées

Ce chapitre présente la distribution de l'ensemble des évaluations du facteur CAS collectées dans la littérature. Sont distinguées dans cette présentation les évaluations des facteurs CAS direct (CASd) et total (CASd+i).

Les principales statistiques descriptives des facteurs CAS collectés sont fournies dans le Tableau 5. Les données sont toutes exprimées en gCO₂eq/MJ et ont été harmonisées pour être ramenées à une valeur annualisée sur 20 ans, conformément à la directive européenne.

Tableau 5 : Statistiques descriptives du facteur CAS direct (CASd) et du facteur CAS total (CASd+i) à 20 ans. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

	N	Moyenne	Ecart-type	Médiane	Q1	Q3	Min	Max
CASd	239	64,85	209,72	42,00	8,00	118,14	-1060,38	1072,
CASd+i	561	71,28	165,34	48,45	17,74	87,00	-326,51	2293,

La comparaison des lignes CASd et CASd+i dans le tableau précédent pourrait amener à conclure trop rapidement que la part du CAS indirect est faible. Néanmoins, une telle comparaison n'est pas valide. En effet, les études qui examinent le CASd sont de nature très différente de celles qui examinent les CAS totaux. En particulier, les premières supposent des conversions particulières (majoritairement très émettrices, à partir de forêts, de tourbières ou de prairies). La distribution de leurs résultats ne correspond donc pas nécessairement à la distribution des allocations des terres obtenues par les études examinant le facteur CAS total. Une simple « soustraction » n'est donc pas possible (voir aussi la discussion sur la séparation entre CASd et CASd+i dans la section « Limites » de la conclusion de ce rapport).

Au-delà de l'examen de la distribution des évaluations recueillies, ce chapitre illustre également leur variabilité en fonction de quelques caractéristiques clés des études et/ou scénarios desquels elles sont issues (type d'approche, culture, type de biocarburant, région d'offre ou de demande).⁸

1. Facteur CAS direct (CASd)

Distribution du facteur CASd

Certaines études, essentiellement basées sur des ACV attributives, fournissent les émissions directes liées au CAS. Comme l'illustre le Tableau 5, les évaluations du facteur CASd sont caractérisées par une forte variabilité entre scénarios. Le coefficient de variation est ainsi supérieur à 3 et la plage de variation équivaut à plus de 2100 gCO₂eq/MJ. La présence de quelques évaluations du facteur CASd très grandes en valeur absolue a une influence importante sur la moyenne (65 gCO₂eq/MJ) et l'écart type (210 gCO₂eq/MJ). La valeur de la médiane, moins sensible à la présence de valeurs extrêmes, indique que la moitié des facteurs CASd collectés sont supérieurs à 42 gCO₂eq/MJ.

Les deux histogrammes de la Figure 20 représentent la distribution du facteur CAS direct ramenée à un horizon de 20 ans. L'ensemble de la distribution est représentée à gauche. Sur le graphique de droite, on se

⁸ Afin de ne pas alourdir la lecture, seules quelques variables clés sont retenues dans ce chapitre. Pour une description statistique systématique de la distribution des facteurs CASd et CASi en fonction d'un ensemble plus large de caractéristiques des études ou des scénarios retenus dans la grille d'analyse, le lecteur intéressé est renvoyé à l'annexe C de ce rapport.

retrait aux valeurs comprises entre -200 et 600 gCO₂eq/MJ⁹. La Figure 21 illustre que 83% des points fournissent un facteur CASd positif ou nul. Pour environ 30 % des points retenus, le facteur CASd est supérieur aux émissions du carburant fossile (83,8 gCO₂eq/MJ, représentées par un trait bleu dans les graphiques suivants), et ce sans prendre en compte les émissions due à la production de la matière première, à la transformation et au transport. En outre, 44% sont au-dessus du seuil réglementaire européen de 35% de réduction des émissions (trait vert) et 50% au-dessus du seuil de 50% (trait violet).

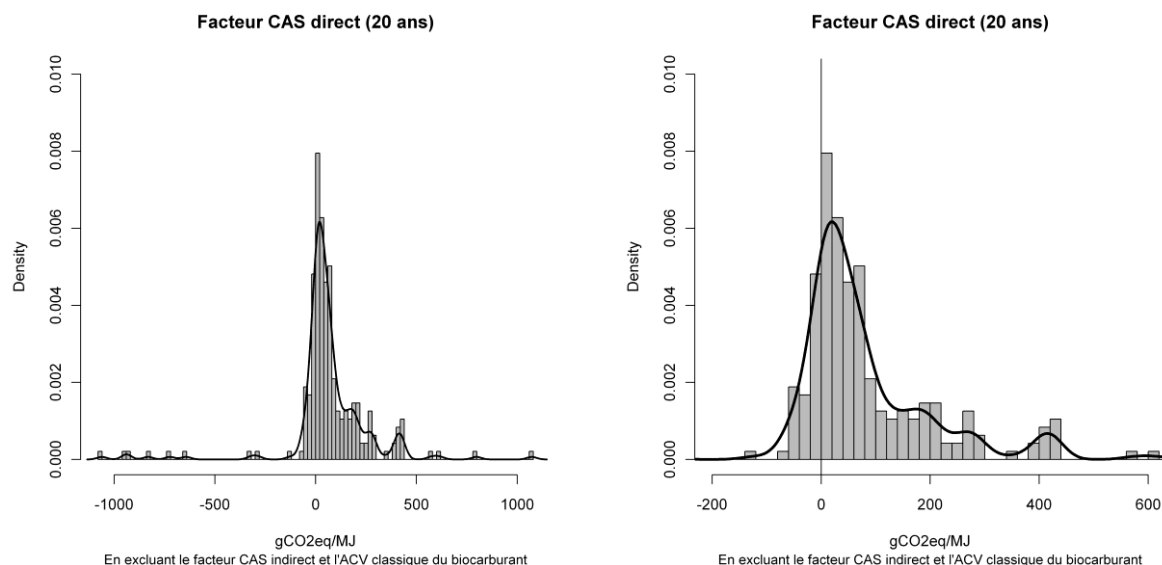


Figure 20: Distribution du facteur CAS direct uniquement (gauche: ensemble des données récoltées; droite: ensemble restreint, cf. texte). NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

⁹ Les points qui n'apparaissent pas sont issus de (Lim & Lee, (2011)), (Hoefnagels, Smeets, & Faaij, (2010)), (Fargione, Hill, Tilman, Polasky, & Hawthorne, (2008)) et (Lange (2011)). Les deux premières études ont des scénarios avec des facteurs CAS directs très négatifs car le stock de carbone emmagasiné dans la palme est considéré comme très important dans la 1^{ère} étude et l'effet lié aux co-produits par la méthode de substitution est considéré comme très important dans la 2^{ème} étude. Les deux études suivantes ont des scénarios avec des facteurs CAS directs très élevés car le stock original de carbone du sol réaffecté est supposé très élevé.

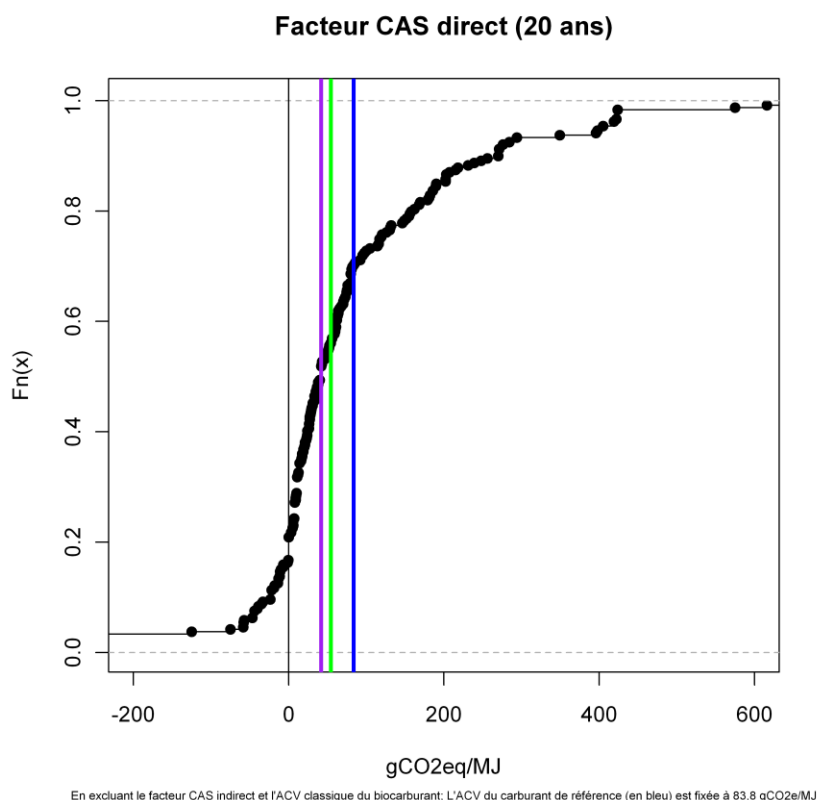


Figure 21 : Distribution cumulée du facteur CAS direct uniquement. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

Par étude

La Figure 22 illustre la variabilité des évaluations entre les études et au sein de chacune d'entre elles. Le nombre de scénarios examinés par étude varie de 1 à 80. L'évaluation médiane du facteur CASd au sein des évaluations de chaque étude est comprise entre -311 et 306 gCO₂eq/MJ. Cinq études affichent un facteur CASd médian négatif. Cinq autres études aboutissent à facteur CASd médian supérieur aux émissions du carburant fossile de référence.

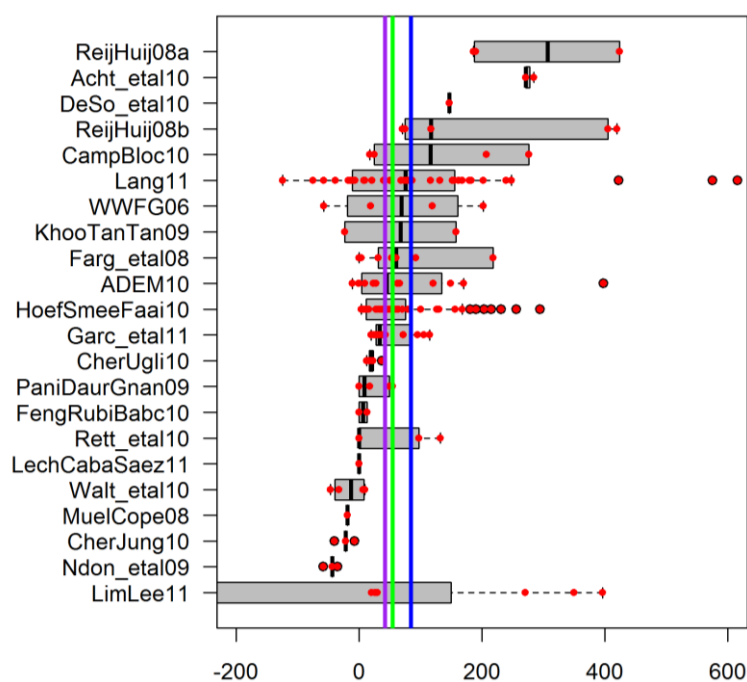


Figure 22 : Facteur CASd par référence. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

Par ancienne affectation des terres

Les anciennes affectations des sols les plus représentées dans les études examinant le CASd sont les forêts (93 points, dont 46 pour les forêts tropicales), suivies des prairies (78 points, dont 2 considérant des prairies sur tourbières), des jachères (36 points), puis des cultures (27 points).

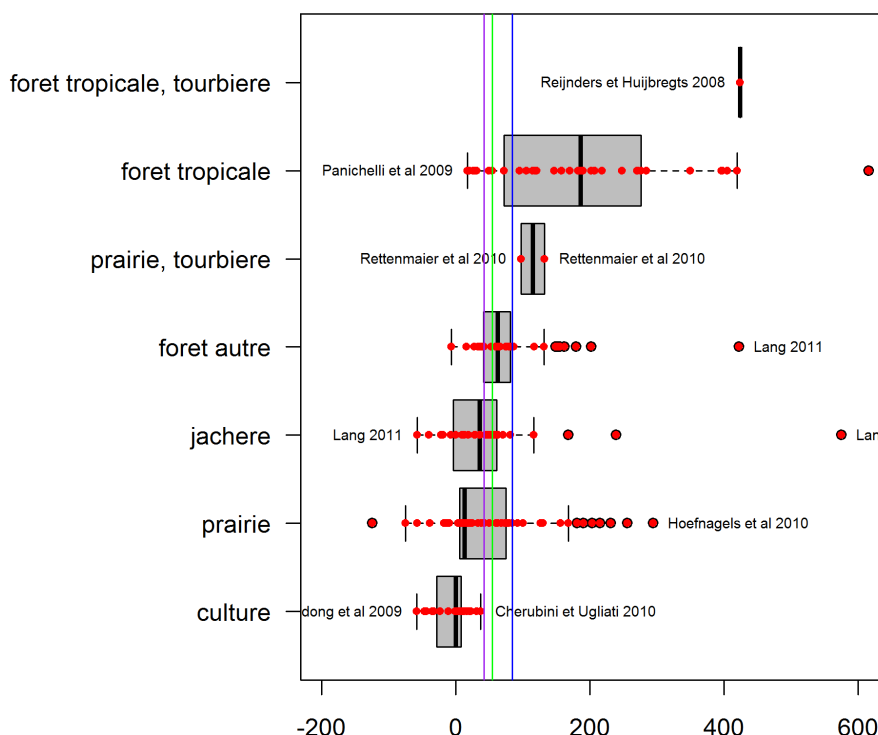


Figure 23 : Facteur CASd par ancienne affectation des terres. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

La Figure 23 fait apparaître clairement l'importance de l'ancienne affectation des sols dans le facteur CASd. Le facteur CASd médian au sein des scénarios qui considèrent que la production de culture énergétique se fait sur une terre auparavant cultivée est très proche de zéro avec une faible dispersion. Les points correspondant à des terres précédemment en jachère ou en prairie sont caractérisés par une médiane légèrement supérieure et une dispersion plus grande. Sans surprise, le facteur CASd médian augmente nettement si la production de biocarburant implique de convertir des forêts et/ou des tourbières.

Par culture

Le nombre d'évaluations du facteur CASd est très variable selon les cultures étudiées (Figure 24). Seules 3 évaluations (sur 239) correspondent à des biocarburants produits à partir de miscanthus. A l'inverse, la culture la plus représentée (canne à sucre) représente plus du tiers des évaluations collectées (86 points). Elle est suivie de la palme (43 points), du maïs (31), du soja (29) et du blé (24). Avec seulement 5 points, le colza et la betterave sont assez peu représentés.

Les médianes des évaluations du facteur CASd associées à des biocarburants produits à partir de palme et de soja (respectivement 146 et 116 gCO₂eq/MJ) sont supérieures aux émissions du carburant fossile de référence. La distribution des évaluations pour ces deux cultures est caractérisée par écart-type assez grand (respectivement 218 et 419 gCO₂eq/MJ). Les évaluations médianes sont plus faibles pour le maïs, le blé et la canne (respectivement 60, 56 et 27 gCO₂eq/MJ) et la plage de variation associée est nettement plus resserrée. Il est à noter que pour toutes les cultures, l'évaluation la plus faible correspond à un crédit CAS (facteur CASd négatif).

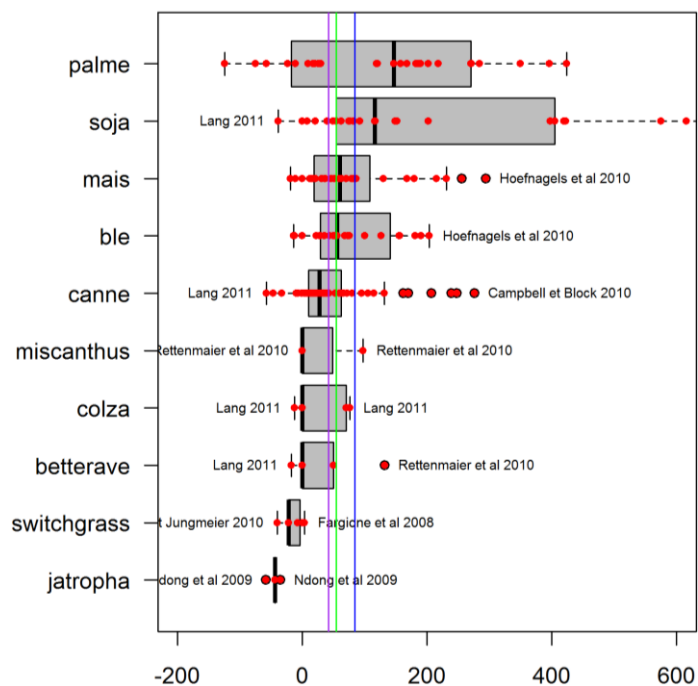


Figure 24 : Facteur CASd par matière première/culture. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

Par type de biocarburant

Près de 60% des évaluations du facteur CASd collectées (139 points) concernent des filières éthanol de première génération, alors qu'un peu moins d'un tiers (74 points) correspondent à des filières biodiesel de première génération. La comparaison entre ces deux sous-échantillons laisse apparaître une différence nette en faveur des filières éthanol (médiane : 42 gCO₂eq/MJ contre 104 gCO₂eq/MJ pour les filières biodiesel de première génération). En outre, la plage de variation et l'écart-type sont plus grands au sein des scénarios qui examinent la filière biodiesel. Le reste des points (26 points) considèrent au moins un recours partiel à la deuxième génération. Ils sont caractérisés par une médiane globalement plus faible du facteur CASd.

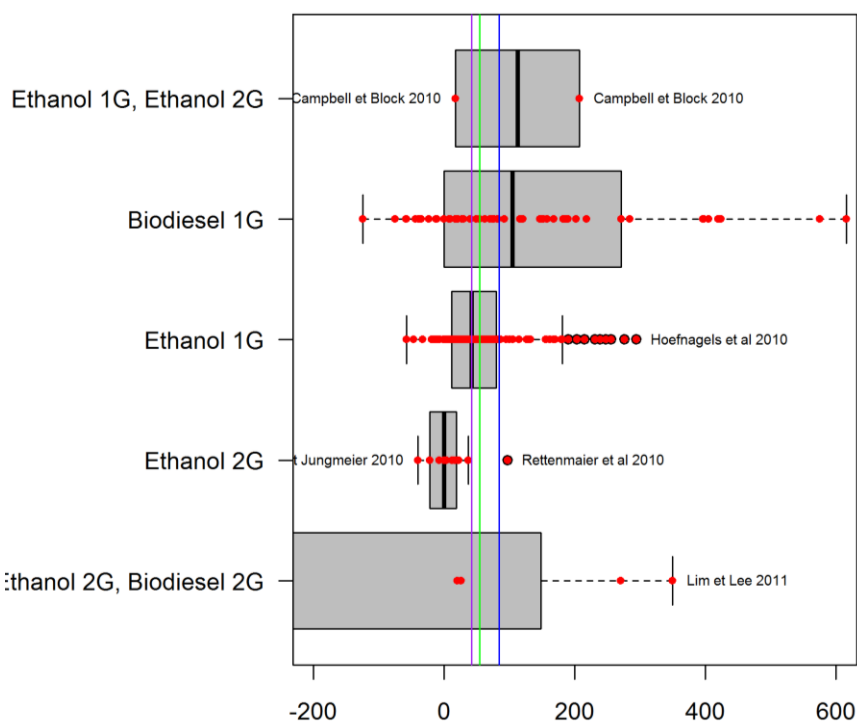


Figure 25 : Facteur CASd par filière. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

Par grande région d'offre

La moitié des études (115 points) considèrent les effets du CAS direct en Amérique Latine (Figure 26). Suivent l'Europe (61 points), l'Asie (31), l'Amérique du Nord (16) et l'Afrique (9). Les médianes par région (de -35 pour l'Afrique à 74 gCO₂eq pour l'Asie) sont toutes inférieures aux émissions du carburant fossile de référence. Les distributions pour l'Amérique du Nord, l'Amérique Latine et l'Europe (médianes : 22, 42 et 50 gCO₂eq, respectivement) sont assez dissymétriques (points extrêmes avec un facteur CASd élevé).

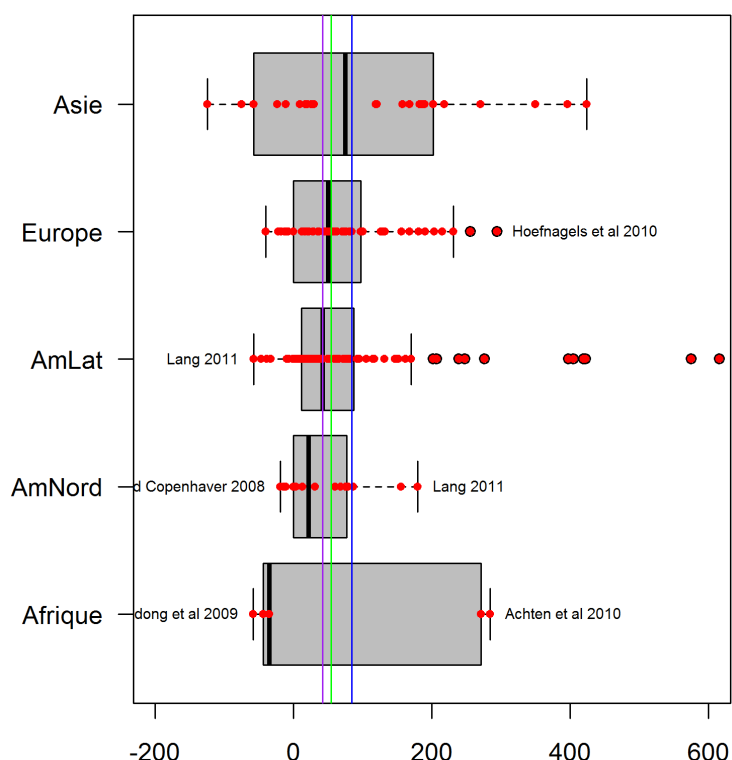


Figure 26 : Facteur CASd par région d'offre. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation, au transport du biocarburant et aux CASi sont exclues.

2. Facteur CAS total (CASd+i)

Distribution du facteur CASd+i

L'harmonisation du facteur CAS total (CASd+i) a parfois nécessité le recours à certaines hypothèses. Par exemple, Plevin et al. (2010) donnent une valeur minimale du facteur CAS sur 45 ans et une valeur maximale sur 15 ans (les résultats associés à ces deux scénarios ont donc été multiplié par 2,25 et par 0,75). Nous avons fait l'hypothèse que le résultat moyen était donné sur 30 ans et l'avons multiplié par 1,5.

Certaines références ne donnent pas directement le facteur CAS, mais fournissent les émissions totales cumulées ainsi que le choc de demande simulé (converti en MJ). Le facteur CAS est alors obtenu par la division des émissions totales par le choc de demande et annualisé sur 20 ans. Il a été également parfois nécessaire de calculer les émissions totales. Dans leur revue de littérature, Edwards et al. (2010) retiennent un facteur d'émission par défaut de 40 tC/ha (146,7 tCO₂eq/ha). Nous avons utilisé ce même facteur d'émission moyen pour les scénarios tirés de la revue de littérature de Witzke et al. (2010).

Certaines références donnent des facteurs CAS totaux très élevés. C'est notamment le cas de l'article de Lapola et al. (2010) dont les évaluations peuvent être jusqu'à 10 fois plus élevées que celles issues des autres études (voir Encadré 3). La raison principale tient aux rétroactions des CAS liés aux pâturages responsables de la majorité des émissions. Pour isoler l'effet des expansions de pâturages, deux jeux de résultats ont été considérés : l'un n'intègre que les émissions dues aux expansions de terres cultivées (facteurs CAS variant de 20 à 359 gCO₂eq/MJ selon les scénarios, annualisé sur 20 ans), l'autre prend en compte toutes les émissions (facteurs CAS variant de 284 à 2293 gCO₂eq/MJ selon les scénarios).

En ce qui concerne les études de l'équipe Oeko (Fristche, Hennenberg, & Hünecke (2010) ; Fritsche et al. (2009) et Fehrenbach et al. (2009)), le facteur CASd est additionné à un « risque CASi » qui peut varier en théorie de 0 à 100% mais qui est pris en pratique entre 25 et 75% (effet des terres marginales et de la hausse des rendements). Nous avons retenu un « risque » moyen de 50%.

Encadré 3: L'approche adoptée dans Lapola et al. (2010)

Cette étude est celle qui donne les estimations du facteur CAS les plus élevées (jusqu'à près de 2300 gCO₂eq/MJ). Elle couvre l'impact d'un mandat d'éthanol ou de biodiesel sur les CAS au Brésil. Un point essentiel qui y est défendu est que l'essentiel des CASi viendrait de l'expansion de terres cultivées sur les parcours herbagers du bétail qui induirait dans un second temps à une expansion des pâturages sur la forêt amazonienne. Ce deuxième effet est généralement mal pris en compte dans les modèles économiques et dépend fortement des potentiels d'intensification dans le secteur de l'élevage. Les deux scénarios examinés conduisent à des résultats très contrastés.

Récapitulatif des résultats des deux scénarios

Matière première	Intensification de l'élevage		Chargement animal constant	
	CAS total (Mha)	Facteur (gCO ₂ eq/MJ)	CAS total (Mha)	Facteur (gCO ₂ eq/MJ)
Canne à sucre	6,0	30	13,2	284
Soja	10,7	359	20,6	2293
Palme	0,4	20	2,7	366
Jatropha	4,9	154	11,3	1393
Colza/Tournesol	5,5	139	13,3	1733

Les deux histogrammes de la Figure 27 représentent la distribution du facteur CASd+i sur 20 ans. Comme précédemment, on se retient à droite aux valeurs comprises entre -200 et 600 gCO₂eq/MJ¹⁰. Le coefficient de variation est supérieur à deux, indiquant une dispersion importante des évaluations entre les scénarios. La médiane, égale à 48 gCO₂eq/MJ, est d'environ 33% inférieure à la moyenne (71 gCO₂eq/MJ).

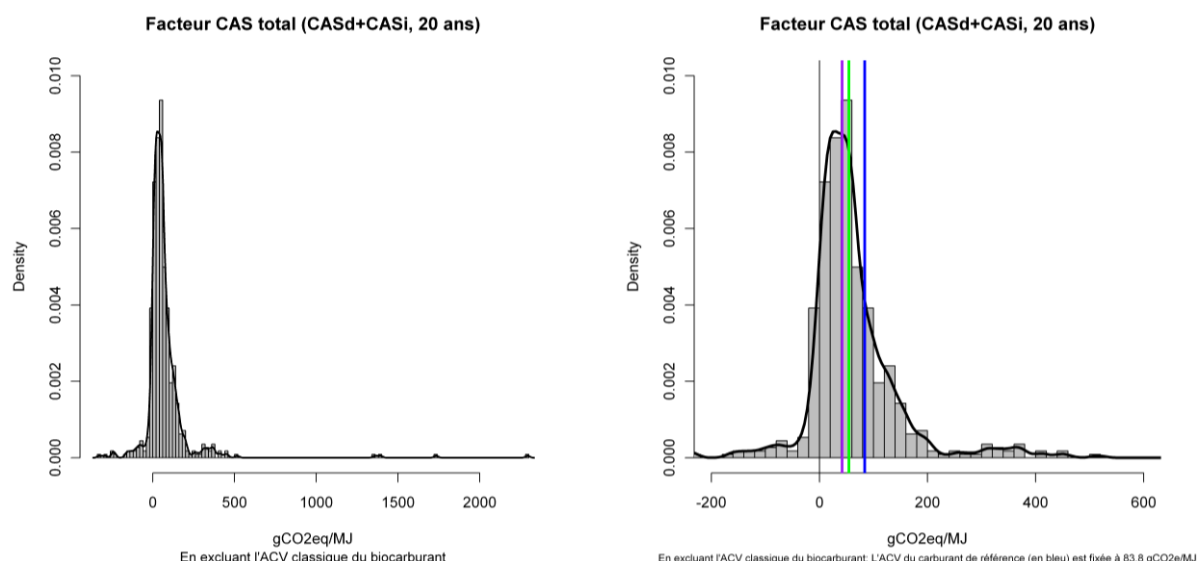


Figure 27 : Distribution du facteur CAS total (gauche: ensemble des données récoltées; droite: ensemble restreint, cf. texte). NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

La Figure 27 présente la distribution cumulée du facteur CAS. Elle illustre que 87,2% des points aboutissent à un facteur CAS positif. La grande majorité des points caractérisés par un facteur CAS nul sont issus de l'analyse d'Overmars et al. (2011). Ils correspondent à des situations où les cultures énergétiques sont supposées être produites sur des terres précédemment en jachères sans conséquences sur les émissions. 26,0 % des points retenus ont un facteur CASd+i supérieur aux émissions du carburant fossile (en bleu, 83,8

¹⁰ Les points extrêmes n'apparaissant pas sur ce graphique sont issus de Lapola et al (2010) et ADEME (2010).

gCO₂eq/MJ). 44,0% sont au-dessus de seuil réglementaire européen actuel de 35% de réduction des émissions (vert) et 54,4% au-dessus du seuil de 50% (violet).

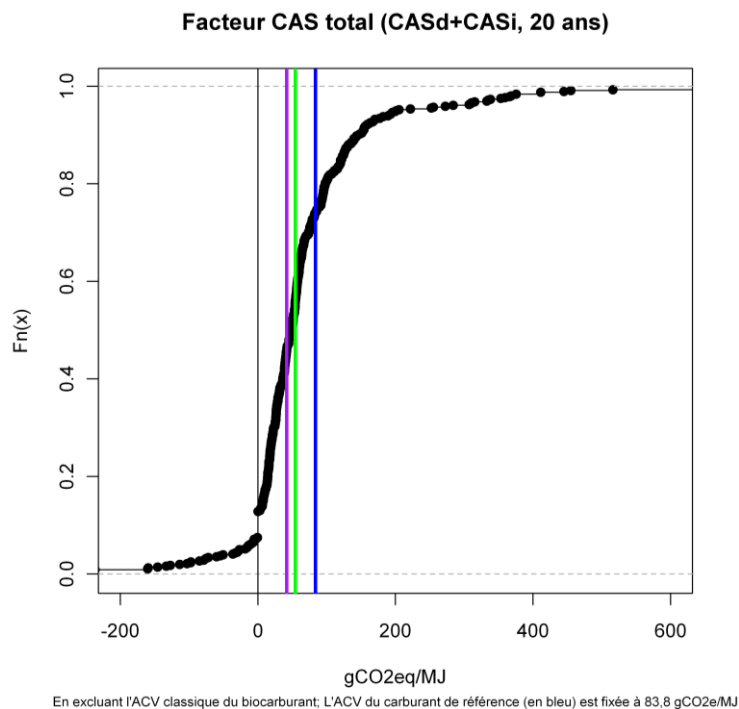


Figure 28 : Distribution cumulée du facteur CAS total. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

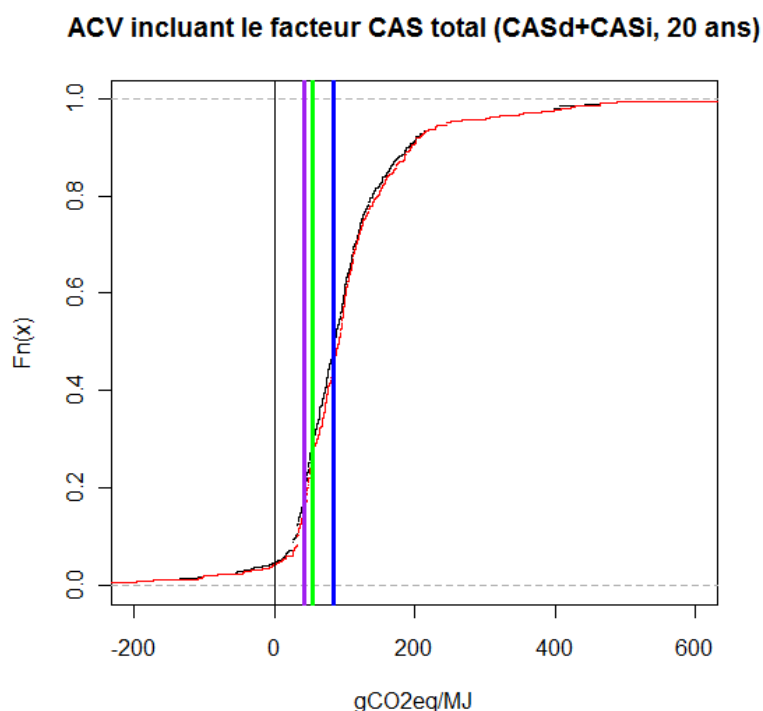


Figure 29: Distribution cumulée de l'ACV (en noir avec l'hypothèse faible sur l'ACV du blé et de la palme et en rouge avec l'hypothèse élevée) incluant le facteur CAS total.

Le facteur CASd+i ne tient pas compte des émissions dues à la production, au transport et à la distribution du biocarburant. Afin de les comparer aux émissions du carburant fossile, il faut donc inclure les émissions issues d'une ACV standard. Lorsque ces valeurs n'étaient pas renseignées dans l'étude, nous avons utilisé celles prescrites par la RED (valeurs minimale et maximale lorsqu'une fourchette était proposée). On obtient

alors que les émissions totales sont positives dans 95,7% ($\pm 0,3\%$) des cas, supérieures à celles du carburant fossile dans 53,4% ($\pm 2\%$) des cas, au-dessus du seuil de 35% de réduction dans 72,2% ($\pm 2\%$) des cas et au-dessus du seuil de 50% de réduction dans 83,6% ($\pm 1,2\%$) des cas (cf. Figure 29).

Par étude

Le nombre d'évaluations collectées par étude varie de 1 à 100 (Figure 30). Sur les 49 études identifiées, seule une aboutit à une évaluation médiane du facteur CASd+i négative. Les médianes du facteur CASd+i par étude vont ainsi de -9 à 321 gCO₂eq/MJ.

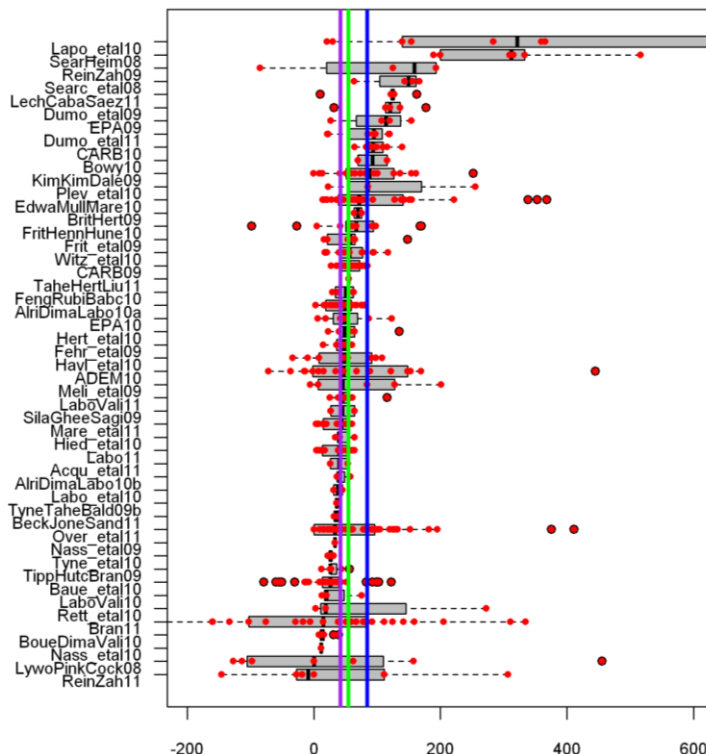


Figure 30 : Facteur CAS total par référence. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Par type d'approche

Les approches conséquentielles (et causales-descriptives) sont les plus représentées (279 points) suivies par les approches basées sur des modèles d'équilibre général (205) et d'équilibre partiel (74).

Les évaluations issues d'approches conséquentielles sont caractérisées par une médiane (39 gCO₂eq/MJ) plus faible que celles issues d'analyses économiques (48 et 89 gCO₂eq/MJ pour les modèles d'équilibre général et d'équilibre partiel, respectivement). Il est à noter que les évaluations issues de modèles d'équilibre général sont moins variables (coefficient de variation inférieur à 1, plage de variation de 374 gCO₂eq/MJ) que celles issues d'approches conséquentielles (coefficient de variation de 2,2, plage de variation de 1687 gCO₂eq/MJ) ou de modèles d'équilibre partiel (coefficient de variation de 2,1, plage de variation de 2326 gCO₂eq/MJ).

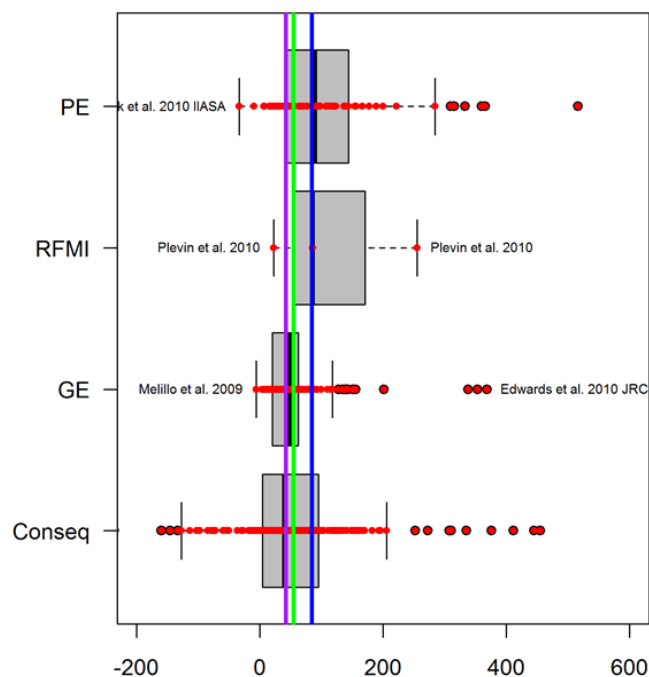


Figure 31 : Facteur CAS total par type d'approche. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Par culture

Certaines évaluations peuvent être directement rattachées à une seule matière première. D'autres scénarios considèrent au contraire que les biocarburants (éthanol et/ou biodiesel, 1^{ère} et/ou 2^{ème} génération) peuvent être produits à partir d'un ensemble de cultures. Ce dernier cas concerne 71 points sur les 561 collectés. La Figure 32 présente la distribution du facteur CASd+i pour chacune des configurations identifiées. Le nombre de points collectés varie de 2 (jatropha, manioc) à 90 (maïs). Les principales cultures utilisées pour la production de biocarburants de 1^{ère} génération sont représentées de manière assez équilibrée dans l'ensemble des évaluations collectées : on dispose ainsi de plus de 50 évaluations pour le blé, la canne, le colza, le maïs, la palme et le soja.

On note une hiérarchie assez nette entre les cultures destinées à la production de biodiesel et celles destinées à la production d'éthanol. Les premières sont caractérisées par des évaluations médianes du facteur CASd+i plus élevées (soja : 79 gCO₂eq/MJ, tournesol : 57 gCO₂eq/MJ, palme : 55 gCO₂eq/MJ, colza : 54 gCO₂eq/MJ) que celles associées aux secondes (maïs : 54 gCO₂eq/MJ, canne : 30 gCO₂eq/MJ, blé : 17 gCO₂eq/MJ, betterave : 8 gCO₂eq/MJ). Cette hiérarchie se retrouve dans la comparaison des études qui examinent des combinaisons de cultures pour la production de biodiesel et d'éthanol de 1^{ère} génération (médianes de 67 gCO₂eq/MJ et de 18 gCO₂eq/MJ, respectivement).

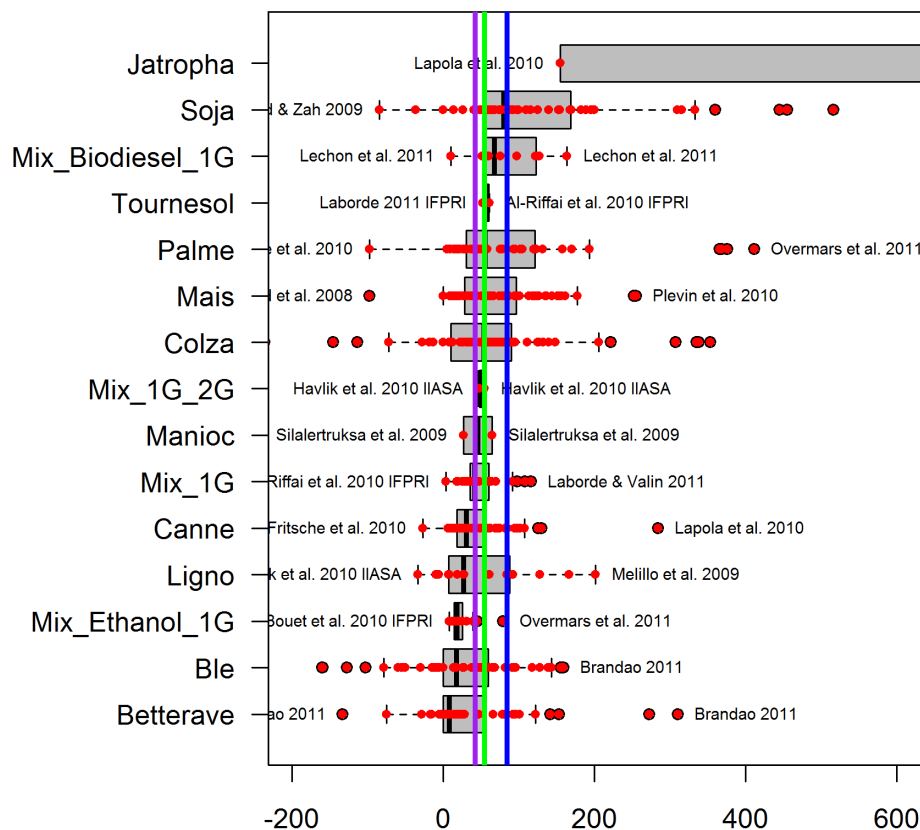


Figure 32 : Facteur CAS total par culture ou mandat. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Par type de biocarburant

La comparaison des évaluations en fonction du type de biocarburant étudié (Figure 33) confirme les éléments suggérés par l'analyse précédente.

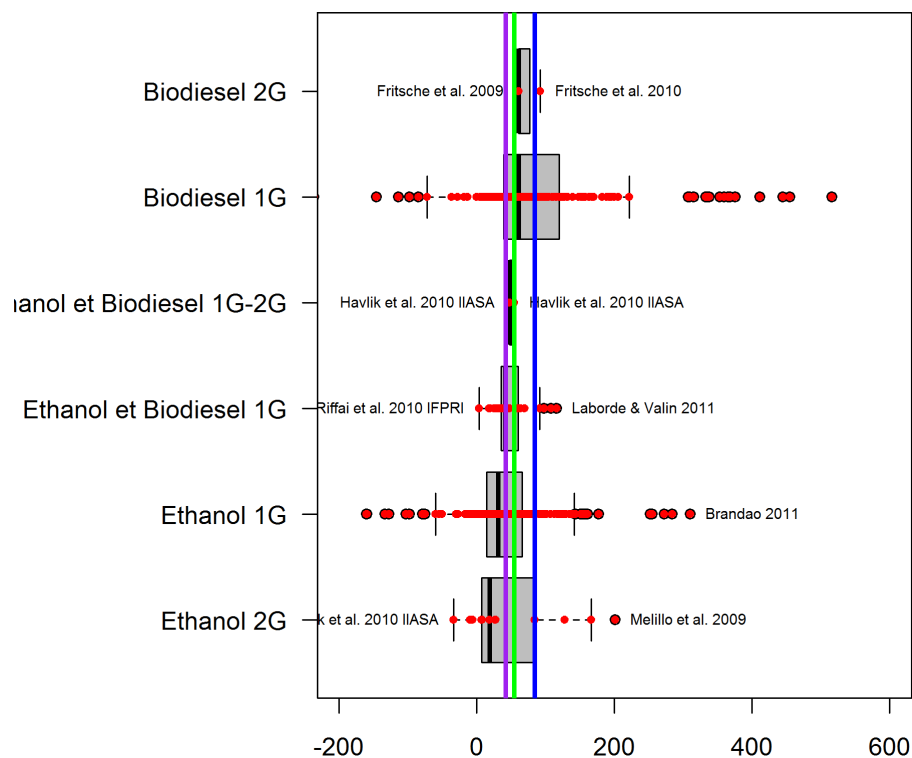


Figure 33 : Facteur CAS total par type de biocarburant. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Plus de 50% des points collectés (285 points) correspondent à des scénarios exclusivement basés sur de l'éthanol de 1^{ère} génération. Avec 221 points, les scénarios basés exclusivement sur du biodiesel de 1^{ère} génération sont également bien représentés. La comparaison entre ces deux sous-échantillons fait apparaître une différence entre les médianes de l'ordre de 30 gCO₂eq/MJ (éthanol 1G : 31 gCO₂eq/MJ, biodiesel 1G : 61 gCO₂eq/MJ). La comparaison entre ces deux filières fait intervenir plusieurs éléments (cf. Encadré 4).

Seulement un peu plus de 3% des points collectés incluent au moins partiellement la 2^{ème} génération. Les évaluations correspondant à des procédés basés sur de l'éthanol de 2^{ème} génération apparaissent comme ayant des facteurs CASd+i plus faibles (médiane égale à 18 gCO₂eq/MJ pour 13 points).

Encadré 4 : Eléments-clés de la comparaison des effets sur le CAS des filières bioéthanol et biodiesel (d'après Laborde (2011))

La comparaison des différentes filières en termes d'émissions liés au CAS fait intervenir plusieurs éléments :

- 1) *Le rendement de la matière première utilisée pour produire le biocarburant.* Ce rendement est en moyenne plus faible pour les biodiesels tels que le colza, le soja ou le tournesol que pour les matières premières utilisées pour produire de l'éthanol (maïs, blé, canne/ betterave à sucre). Seule la palme a un rendement très élevé, proche de celui de la canne à sucre.
- 2) *Le crédit de CAS correspondant à l'utilisation des co-produits* qui va remplacer des produits destinés à l'alimentation animale. Ce crédit est élevé pour le colza, le soja, le maïs et le blé et il est faible pour la palme et la canne à sucre.
- 3) *Le type de terres remplacées.* Selon la matière première utilisée, les terres remplacées peuvent être très différentes et les effets nets sur les émissions potentiellement très contrastés. Si les CAS directs et/ou indirects impliquent des conversions de forêts primaires ou de tourbières, le bilan en émissions est fortement alourdi.
- 4) *L'effet de substitution entre les cultures au sein de la filière.* Les matières premières pour produire du biodiesel sont assez facilement substituables. Ainsi, la production de biodiesel à partir de colza peut induire une substitution de production d'huile alimentaire à partir de palme meilleur marché.
- 5) *L'effet de substitution des coproduits entre les filières.* Pour les matières premières utilisées dans la production d'éthanol comme le blé ou le maïs, les co-produits obtenus peuvent se substituer à des tourteaux de soja ou de colza, induisant ainsi un « crédit » CAS. La production de colza ou de soja peut entraîner un remplacement des co-produits des céréales (maïs et blé). Le crédit de CAS associé est plus faible.
- 6) *Ratio intensification/expansion:* Selon les chiffres de Laborde (2011), la canne à sucre et le blé sont les cultures dont les ratios intensification/expansion d'offre sont les plus élevés. Pour les autres cultures (oléagineux, betterave et maïs) la part d'expansion est supérieure à 80%, entraînant des émissions liées au CAS conséquentes. Il est à noter cependant que pour être complète, la comparaison doit intégrer les émissions supplémentaires due à l'utilisation plus importante d'intrants (notamment l'azote) associée à cette intensification.

Par grande région d'offre

Les études diffèrent par les régions où elles considèrent qu'il est possible de cultiver les matières premières destinées à la production de biocarburants. Certaines se restreignent à une (ou à quelques) régions, d'autres adoptent au contraire une approche globale. La comparaison des évaluations fait donc intervenir à la fois la couverture géographique (exhaustive ou non) des études et leur prise en compte de l'hétérogénéité spatiale dans les stocks de carbone existants dans les sols (par exemple dans les tourbières) ou la biomasse aérienne (par exemple dans les forêts primaires).

Les scénarios permettant que les matières premières destinées à la production de biocarburants soient cultivées dans toutes les régions du monde dominant (157 points). Suivent ensuite les points associés à une production uniquement en Europe (132 points, médiane : 28 gCO₂eq/MJ), uniquement en Amérique du Nord

(73 points, médiane : 56 gCO₂eq/MJ), uniquement en Amérique Latine (50 points, médiane : 74 gCO₂eq/MJ) et uniquement en Asie (49 points, médiane : 53 gCO₂eq/MJ).

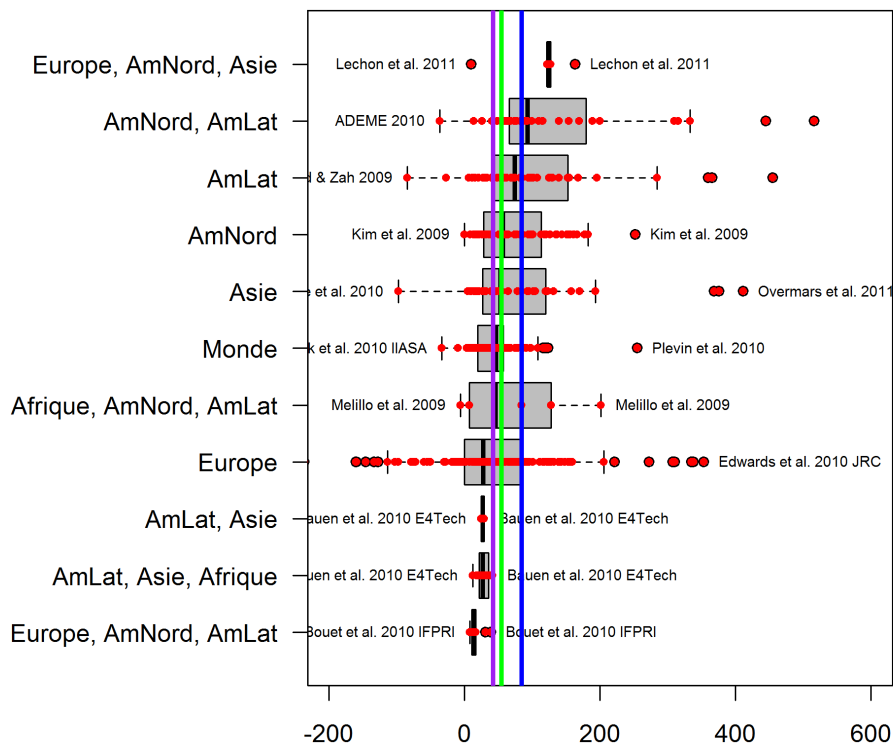


Figure 34 : Facteur CAS total par grande région d'offre. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Par région d'origine de la demande

Parmi les points collectés, 277 évaluations du facteur CASd+i correspondent à un mandat européen et 81 à un mandat nord-américain. En outre, 15 évaluations proviennent de scénarios qui examinent les deux simultanément. L'évaluation médiane pour un mandat européen (43 gCO₂eq/MJ) est près de 30 gCO₂eq/MJ inférieure à celle pour un mandat nord-américain.

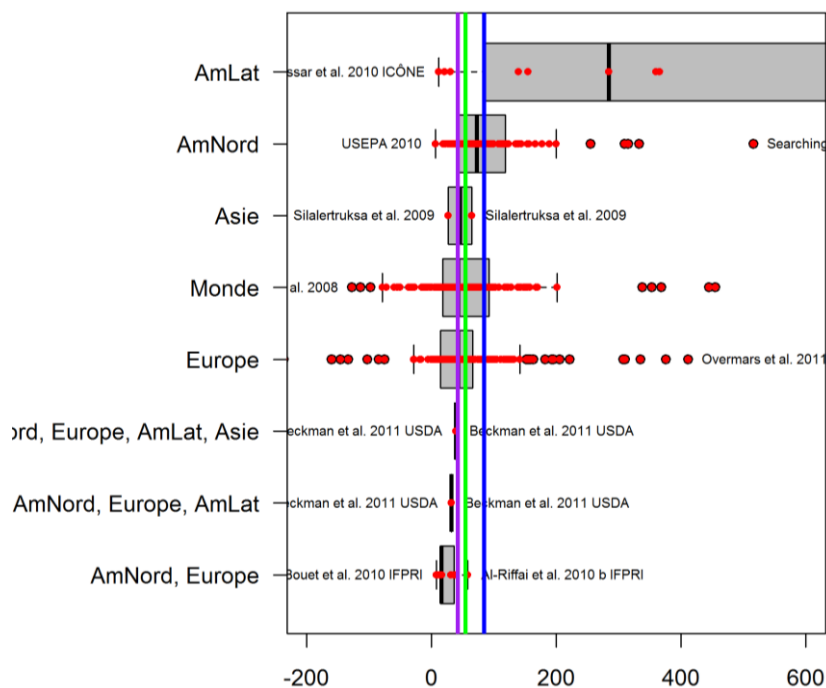


Figure 35 : Facteur CAS total par grande région de demande. NB : Les émissions liées à la production de la matière première, à sa transformation et au transport du biocarburant sont exclues.

Chapitre V. Description et codage des variables caractérisant les évaluations disponibles

Ce chapitre décrit comment les différentes caractéristiques des scénarios collectés conduisant aux résultats présentés dans le chapitre précédent ont été codées en variables quantitatives.

Trois grandes catégories de caractéristiques sont présentées : celles relatives à la démarche et au statut de l'étude, celles correspondant aux hypothèses concernant les filières considérées et celles enfin visant à capturer les différentes hypothèses de modélisation retenues.

1. Variables caractéristiques de l'étude

Type d'approche adoptée dans l'étude

Afin de capturer l'effet éventuel de l'adoption de telle ou telle approche sur les résultats, quatre variables indicatrices ont été construites : *GE* (qui prend la valeur 1 si l'étude correspondante repose sur l'utilisation d'un modèle d'équilibre général, 0 sinon), *PE* (égale à 1 si l'étude recourt à un modèle d'équilibre partiel), *Conseq* (1 pour les approches conséquentielles, causales-descriptives ou méthodes d'allocation), et *ACV* (1 si l'étude repose sur une ACV attributive). Seuls les scénarios associés à une des trois premières variables permettent de rendre compte des effets indirects des CAS. Par construction, la somme de la valeur de ces quatre variables pour un scénario donné est toujours égale à 1. Les deux premières variables correspondent aux études économiques. Les résultats reposant sur la forme réduite proposée par Plevin et al. (2010) ont été inclus dans les approches conséquentielles.

Statut et année de publication

La publication d'une référence dans une revue scientifique à comité de lecture signale que l'étude correspondante a passé le filtre d'un processus de relecture par des pairs. La variable indicatrice *PR* prend la valeur 1 si l'étude correspondante est dans ce cas, 0 dans tous les autres cas (rapport, conférence, thèse, document de travail). Cette variable permet de tester la présence d'un éventuel biais de publication.

L'année de publication a également été codée (*DatePubli*) afin de détecter une éventuelle tendance temporelle dans les estimations. Afin d'harmoniser les unités, l'année 2008 a été prise comme référence (*DatePubli*=1 pour une étude publiée en 2008, 2 en 2009, etc.). Elle est toutefois à interpréter avec précaution compte tenu de la faible profondeur de champ (de 2008 à 2011) et de délais de publications qui peuvent être longs.

2. Variables décrivant les hypothèses concernant les filières

Cultures

Les différentes cultures sont susceptibles de jouer un rôle dans l'évaluation de l'effet des CAS, du fait des différences de productivité (et donc de besoin en terre), des régions dans lesquelles ces cultures peuvent être produites (et donc des changements d'usages impliqués), des co-produits dont elles peuvent permettre de stimuler la production, etc.

Certaines études analysent les impacts de la production d'un seul type de biocarburant, à partir d'une seule culture. D'autres au contraire analysent l'effet d'un mandat et peuvent ainsi considérer simultanément plusieurs cultures et/ou biocarburants. Dans un premier temps, les différentes combinaisons de cultures et de biocarburants possibles ont été codées pour chaque scénario analysé.

A partir de ces données, une variable indicatrice a été construite pour chaque culture destinée à la production de biocarburants, soit 11 variables au total : Palme, Soja, Colza, Tournesol, Maïs, Betterave, Canne, Blé, Jatropha, Manioc, cultures ligno-cellulosiques. Si le scénario considéré autorise la production de biocarburant à partir d'une culture, la variable indicatrice correspondante prend la valeur 1 (0 sinon). Pour

les études/scénarios qui considèrent un *mix* de cultures pour un ou plusieurs types de biocarburants, plusieurs de ces variables prennent simultanément la valeur 1.

Pour tenir compte de l'importance relative des différentes cultures lorsqu'est analysé un mandat, des variables reflétant la part de la culture (*PartCulture*). Lorsque la composition exacte du mandat n'est pas fournie, nous avons utilisé les données provenant de l'étude d'Al-Riffai, Dimaranan & Laborde (2010) par défaut. En particulier nous avons utilisé les chiffres de la *baseline* pour l'année 2008 (en ce qui concerne l'Europe, les Etats-Unis et le monde).

Types de biocarburants

De la même manière que pour les cultures, les différentes filières ont également été codées à l'aide de variables indicatrices reflétant les différentes combinaisons possibles entre biodiesel et/ou bioéthanol de 1^{ère} et/ou de 2^{ème} génération.

Plusieurs variables indicatrices ont ainsi été construites : *Biod* (qui vaut 1 si le scénario considère la production de biodiesel, 0 sinon), *Eth* (1 si le scénario considère la production de biodiesel), *G1* (1 si le scénario considère des procédés de 1^{ère} génération) et *G2* (1 si le scénario considère des procédés de 2^{ème} génération). Là encore, ces indicatrices ne sont pas mutuellement exclusives.

Enfin, la variable *PartEthanol* (comprise entre 0 et 1) représentent la part d'éthanol (en termes d'énergie) dans le *mix* total examiné.

Couverture régionale (offre et demande)

Les régions représentées dans les différentes études jouent un rôle particulier. Selon les régions, les stocks de carbone existants peuvent être très différents (du fait notamment des usages des sols existants). Les études collectées n'ont pas la même couverture géographique. Certaines sont centrées sur le cas de la production de biocarburants dans une région donnée (c'est le cas notamment dans les études qui ne s'intéressent qu'au CASd), d'autres au contraire adoptent une approche globale. Deux niveaux sont importants pour la couverture géographique : (i) les régions où il est possible de produire les biocarburants (du côté de l'offre); (ii) les régions à l'origine de la demande supplémentaire de biocarburants.

Du côté de l'offre, la couverture géographique a été codée à partir de variables à plusieurs modalités reprenant l'ensemble des combinaisons possibles identifiées dans l'analyse des références collectées. Les grandes régions d'offre ont ensuite été regroupées à l'aide d'une série de variables indicatrices : Europe (*EuropeS*), Amérique du Nord (*AmNordS*), Amérique Latine (*AmLatS*), Afrique (*AfriqueS*), Asie du Sud-Est (qui regroupe Thaïlande, Malaisie et Indonésie, *SEAsieS*), Reste de l'Asie (*OAsieS*). Chacune de ces variables vaut 1 si l'étude permet de produire des biocarburants dans toute ou partie de cette région, 0 sinon. Pour les études qui ont une couverture globale, toutes ces variables valent 1 simultanément.

Du côté de la demande, quatre variables indicatrices ont été construites : *EuropeD*, *AsieD*, *AmNordD*, *AmLatD* dont la définition est similaire à celle décrite pour les région d'offre. Ainsi, la variable *EuropeD* prend la valeur 1 si le scénario examine l'effet d'un mandat européen, et 0 sinon.

3. Variables décrivant les hypothèses de modélisation retenues

Hypothèses concernant les changements d'usages des sols

Un ensemble de variables indicatrices a été construit afin de traduire les changements d'usages des sols considérés/autorisés dans les différentes études.

La variable indicatrice *C.P.C* prend la valeur 1 si le modèle ou le scénario permet la conversion de cultures à prairies (ou inversement). Tous les modèles économiques permettent théoriquement ces conversions. Pour les approches conséquentielles cette variable peut être égale à 0 lorsque le type de terres remplacées est différent (par exemple, savane). Lorsque les données de conversion de terres ne sont pas renseignées (comme dans le papier de Witzke et al. (2010)), les conversions de terres permises sont reprises d'autres papiers qui utilisent les mêmes modèles.

La variable indicatrice *C.F.C* prend la valeur 1 si le modèle ou le scénario permet la conversion de cultures à forêt. Pour pratiquement tous les scénarios reposant sur un modèle économique, cette variable vaut 1, à l'exception de cinq scénarios de Dumortier et al. (2009) où la déforestation est « bloquée » et d'un scénario (switchgrass) de CARB (2009). La conversion de forêt est supposée être permise dans tous les scénarios d'Overmars et al. (2011) (le coefficient d'émission moyen minimal utilisé est de 264 tCO₂eq/ha – au-dessus du facteur de conversion d'une prairie selon les données de GTAP le facteur d'émission moyen d'une prairie varie de 43 à 196 tCO₂eq/ha). Dans Lywood et al. (2008) (Annexe 5 page 49), les stocks de carbone forestiers ne sont pas indiqués pour quatre cultures européennes (blé, maïs, colza, betterave) alors que ceux-ci sont donnés pour le soja, la palme et la canne à sucre. Nous avons supposé que la conversion de forêts est uniquement autorisée pour ces trois dernières cultures. Dans le papier de Tipper & Hutchison & Brander (2009), l'impact environnemental des biocarburants est déduit du taux de déforestation passé en Amérique du Sud, l'impact sur les prairies n'est donc pas considéré (1 à la variable *C.F.C* et 0 à la variable *C.P.C*). De même, dans Havlik et al. (2010), la version utilisée du modèle GLOBIOM ne prend en compte que les CAS vers les forêts (le modèle a été amélioré depuis pour prendre en compte les CAS vers les pâturages).

La variable indicatrice *C.MLO.C* prend la valeur 1 si le modèle ou le scénario permet la conversion de terres marginales (dans un sens large incluant les savanes ou les zones de montagne), 0 sinon. Cette variable prend la valeur 1 dans les scénarios suivants :

- Les références utilisant le modèle GreenAgSim (Dumortier et al. (2009), (2011)) et Edwards et al. (2010)
- Les scénarios « *set aside lands* » pour les cultures européennes dans Overmars et al. (2011), Reinhard & Zah 2009, Reinhard & Zah 2011 et Rettenmaier et al. 2010.
- Les scénarios de Fritsche et al. (2009, 2010) et Fehrenback et al. (2009)) où il est expliqué que le déplacement net de terres est inférieur à 1 car il y a une hausse des rendements liées à la hausse de la demande et qu'il reste des terres marginales à utiliser.
- Les scénarios « *Marginal lands* » de Havlik et al. (2010)

La variable indicatrice *Peat* prend la valeur 1 si le scénario étudié autorise la conversion de terres de type tourbière (*peatland*) ou de zones humides (*wetland*). Cet effet est particulièrement mis en avant en ce qui concerne la production de biodiesel à partir de palme sur les tourbières en Asie du Sud-Est. Il peut être direct ou indirect. Afin de ne pas « diluer » cet effet avec des scénarios qui autorisent en théorie la prise en compte de cet effet mais examinent des situations où ces conversions ne sont pas opérantes en pratique (par ex. cas des scénarios éthanol dans MIRAGE), cette indicatrice est croisée avec les indicatrices *Biod* et *Eth*. La variable *PeatxBiod* (respectivement *PeatxEth*) prend la valeur 1 si l'effet tourbière est autorisé et le scénario considéré intègre la production de biodiesel (respectivement bioéthanol). Il est à noter également que dans le supplément de son étude sur l'éthanol de maïs américain, Searchinger *et al* mentionnent des émissions plus élevées en Asie du Sud-Est pour tenir compte d'un effet *wetland*. Nous supposons que cet effet est également pris en compte dans Searchinger & Heimlich (2008). Cette variable vaut également 1 pour les scénarios d'Edwards et al. (2010) où une part des CASi a lieu en Asie du Sud Est et où les auteurs du rapport estiment nécessaire d'ajouter un facteur d'émissions pour tenir compte de l'effet *peatland* (Figure 22 p95 du rapport). Dans le cas de l'article de Plevin et al. (2010), la part des tourbières remplacées est de 0% et de 2% dans les scénarios minimal et maximal respectivement. En faisant l'hypothèse que cette valeur est de 1% pour le scénario moyen, nous avons donc retenu l'hypothèse *PeatEffect=1* pour les scénarios moyens et maximal et *PeatEffect=0* pour le scénario minimal.

Hypothèses relatives à l'intensification, à la substitution et au commerce

La variable *Rdt* prend la valeur 1 si les rendements des cultures sont susceptibles de varier du fait de l'augmentation de demande liée aux biocarburants, 0 sinon. Dans les modèles économiques, l'offre, souvent en partie à travers les rendements, réagit positivement aux variations de prix des cultures. Consécutivement à l'augmentation de prix, les scénarios qui sont caractérisés par *Rdt=1* tiennent compte de manière endogène du fait que l'augmentation de la productivité permet de modérer la hausse de la demande de terre, et donc les CAS. Pour les approches consécutives comme dans Bauen et al. (2010), la hausse des rendements peut provenir d'une hausse des investissements en R&D (publics ou privés). A noter que si cette hausse des rendements est souvent prise en compte dans les modèles économiques, cela est moins

vrai pour les approches conséquentielles. Parmi les scénarios de modèles économiques, ceux caractérisés par $Rdt=0$ sont

- La moitié des scénarios de Searchinger & Heimlich (2008).
- Trois scénarios de Searchinger et al. (2008) (l'explication donnée est que la hausse des rendements à cause de l'intensification devrait être compensée par la baisse des rendements sur les terres marginales). Le quatrième scénario, qui est une analyse de sensibilité, voit les rendements augmenter de 20% par rapport à la *baseline* par hypothèse.
- Deux scénarios de Laborde & Valin (2011) et un de Hertel et al. (2010) (analyses de sensibilité).

La variable *Dde* vise à capturer l'effet sur la demande de la hausse de prix consécutive à la demande supplémentaire de biocarburants. Elle vaut 1 si la modélisation tient compte de la réaction de la demande aux variations de prix. Cette *variable* prend la valeur 1 dans les études économiques avec une élasticité de la demande non nulle. La plupart des études conséquentielles ne prennent pas en compte cet effet (par ex. Overmars et al. (2010)).

La variable *Comm* prend la valeur 1 si le commerce (de biocarburants et de commodités agricoles) est possible dans le scénario. En première approche, l'absence de commerce pourrait être considérée comme un moyen de limiter les fuites et donc les CASi, en limitant les effets de la hausse de prix à la région de demande. Néanmoins, dans cette situation, l'allocation des terres entre les différentes cultures est sous-optimale au niveau mondial, entraînant ainsi une demande en terres plus importante que nécessaire pour un même niveau de production. Par ailleurs, l'absence de prise en compte du commerce dans un scénario donné peut également résulter d'une couverture géographique partielle, entraînant une évaluation tronquée de l'effet des CAS.¹¹

Enfin, la variable *Copdt* prend la valeur 1 lorsque les coproduits sont pris en compte dans le scénario et donnent lieu à un crédit CAS. Notons que le coproduit de la canne à sucre, lorsqu'il est (rarement) pris en compte, permet de produire de l'électricité, ce qui entraîne un crédit d'émission pour l'ACV mais pas de crédit CAS.

4. Comparaison des scénarios aboutissant à un facteur CASd+i négatif et de ceux aboutissant à un facteur CASd+i grand

Au vu de la grande diversité de résultats dans notre échantillon, nous nous intéressons tout d'abord aux points situés dans les « queues » de la distribution présentée à la Figure 27.

Nous décrivons ici les hypothèses qui sous-tendent les évaluations qui aboutissent à un facteur CASd+i négatif (sous-échantillon S1) et celles qui aboutissent aux facteurs CASd+i les plus élevés (supérieurs à 125,7 gCO₂eq/MJ, en excluant l'ACV, soit 50% au-dessus de l'ACV du carburant fossile de référence, sous-échantillon S2).

Le Tableau 6 compare la moyenne de chaque variable dans chaque sous-échantillon à la moyenne de l'échantillon complet à l'aide du test non paramétrique de Wilcoxon. Pour toutes les variables à l'exception de *DatePubli*, la moyenne s'interprète directement comme la proportion de scénarios pour lesquels la variable correspondante vaut 1 dans chaque sous-échantillon.

Seulement 2% des points incluant la palme aboutissent à des facteurs CAS négatifs (18% dans l'ensemble des points collectés, différence significative au seuil de 5%). Le soja est également sous-représenté dans S1, alors qu'il est surreprésenté dans S2. Le blé est au contraire surreprésenté dans S1 (33% des points de S1 contre 20% dans l'échantillon complet) et sous-représenté dans S2 (seulement 8%). Dans ce dernier, on trouve également plus rarement des évaluations incluant la betterave ou la canne à sucre. Ces éléments

¹¹ Certains scénarios examinent l'effet d'une libéralisation plus poussée des échanges. Nous avons tenté de capturer ces différences avec la variable *TradeLib* (3 modalités : 0 pas de commerce, 1 status quo, 2 libéralisation accrue). Néanmoins, cette variable ne capture que très imparfaitement les différentes modalités de libéralisation qui ont pu être adoptées dans les modélisations et n'a pas été retenue dans les estimations.

sont cohérents avec le fait que les évaluations conduisant à des facteurs CAS très élevés sont en général caractérisées par une proportion plus faible d'éthanol.

Tableau 6 : Comparaison des hypothèses dans les scénarios aboutissant à un facteur CASd+i négatif et dans ceux aboutissant à un facteur CASd+i grand

	Echantillon complet	Scénarios conduisant à un facteur CASd+i < 0 gCO ₂ eq/MJ		Scénarios conduisant à un facteur CASd+i>125,7gCO ₂ eq/MJ	
	(S0, n=561)	(S1, n=42)		(S2, n=76)	
	Moy.	Moy.	Diff.	Moy.	Diff.
Facteur CASd+i	71,28	-79,76	-151,04 ***	294,77	223,49 ***
Culture					
Palme	0,18	0,02	-0,15 **	0,18	0,01
Soja	0,20	0,05	-0,15 **	0,30	0,10 **
Colza	0,22	0,24	0,01	0,18	-0,04
Tournesol	0,10	0,00	-0,10 **	0,03	-0,07 **
Maïs	0,24	0,05	-0,20 ***	0,16	-0,09 *
Betterave	0,17	0,21	0,04	0,05	-0,12 ***
Canne	0,21	0,02	-0,19 ***	0,03	-0,19 ***
Blé	0,20	0,33	0,13 **	0,08	-0,12 ***
Ligno	0,03	0,07	0,04	0,04	0,01
Jatropha	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02 **
Manioc	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Type de biocarburant					
G1	0,97	0,93	-0,04	0,96	-0,01
G2	0,03	0,07	0,04	0,04	0,01
PartEthanol	0,57	0,69	0,12	0,36	-0,22 ***
Région d'offre					
EuropeS	0,60	0,86	0,25 ***	0,30	-0,30 ***
AmNordS	0,50	0,12	-0,39 ***	0,39	-0,11 *
AfriqueS	0,31	0,07	-0,24 ***	0,04	-0,27 ***
SEAsieS	0,36	0,07	-0,29 ***	0,18	-0,18 ***
OAsieS	0,32	0,05	-0,27 ***	0,01	-0,31 ***
AmLatS	0,48	0,14	-0,33 ***	0,38	-0,10
Région d'origine de la demande					
EuropeD	0,78	0,98	0,19 ***	0,62	-0,17 ***
AsieD	0,27	0,50	0,23 ***	0,26	-0,01
AmNordD	0,43	0,50	0,07	0,46	0,03
AmLatD	0,29	0,50	0,21 ***	0,37	0,08
Statut et année de publication					
PR	0,35	0,19	-0,16 **	0,54	0,19 ***
DatePubli	3,19	3,24	0,05	2,84	-0,34 ***
Approche					
PE	0,13	0,05	-0,08	0,28	0,14 ***
GE	0,37	0,02	-0,34 ***	0,17	-0,19 ***
Conseq	0,50	0,93	0,43 ***	0,55	0,05
Hypothèses concernant les CAS					
PeatxBiod	0,19	0,00	-0,19 ***	0,22	0,04
C.P.C	0,83	0,78	-0,05	0,70	-0,13 ***
C.F.C	0,94	0,78	-0,15 ***	0,97	0,04
C.MLO.C	0,55	0,49	-0,06	0,18	-0,37 ***
Hypothèses relatives à l'intensification, la substitution et le commerce					
Rdt	0,74	0,34	-0,40 ***	0,62	-0,13 **
Copdt	0,87	0,93	0,06	0,86	-0,01
Dde	0,56	0,33	-0,22 ***	0,42	-0,13 **
Comm	0,83	0,83	0,01	0,67	-0,15 ***

Seuils de significativité : ***1% ; **5% ; *10%

Les points examinant la production de biocarburants en Europe sont plus fréquents dans l'échantillon S1 (86% des points associés à un facteur CAS négatif contre 60% dans l'échantillon total) et sous-représentés dans l'échantillon S2. Les points qui incluent les autres régions d'études correspondent moins à des situations extrêmes.

98% des scénarios qui aboutissent à un facteur CASd+i négatifs considèrent que la demande de biocarburants provient au moins partiellement d'Europe (contre 78% dans l'échantillon complet). Ces points sont sous-représentés dans l'échantillon S2. On ne note en revanche pas de différence significative entre les échantillons en ce concerne la prise en compte d'un mandat nord-américain.

Les évaluations conduisant à des facteurs CAS négatifs sont moins souvent publiées (19% contre 35% dans l'échantillon complet, significatif au seuil de 5%), alors que celles aboutissant à des facteurs élevées le sont plus (54%). Il est toutefois intéressant de noter que, dans le sous-échantillon S2, les évaluations sont légèrement plus « anciennes » que dans l'ensemble des données collectées.

Les approches utilisant des modèles d'équilibre partiel sont surreprésentées dans le sous-échantillon S2 (28% contre 13% dans l'échantillon complet), alors que les approches conséquentielles le sont dans l'échantillon S1 (93% des points de S1 contre 50%). Les évaluations reposant sur des modèles d'équilibre général sont sous-représentées dans les deux sous-échantillons, suggérant qu'elles aboutissent plus souvent à des résultats intermédiaires.

Les évaluations conduisant à un facteur CAS négatif ne tiennent jamais compte d'un effet tourbière, alors qu'un cinquième environ des points collectés le font. Les évaluations qui autorisent les conversions cultures-prairies sont moins fréquentes dans l'échantillon S2, de même que celles qui tiennent compte de la disponibilité de terres marginales. Il est également intéressant de noter que les points considérant explicitement les effets sur les flux de commerce international sont sous-représentés dans l'échantillon S2 (67% contre 83% dans l'échantillon complet).

Ces quelques éléments sont essentiellement descriptifs. S'ils permettent de repérer des différences, ils ne tiennent pas compte des éventuelles interactions entre les différentes variables. C'est l'objet de l'analyse statistique menée au chapitre suivant.

Chapitre VI. Méta-analyse du facteur CAS total

Les chapitres précédents ont souligné l'importance de la variabilité du facteur CASd+i dans les évaluations disponibles. Cette variabilité traduit en partie la diversité d'approches, de définitions et d'hypothèses (concernant les usages des sols, l'ajustement des marchés, les filières, etc.) qui ont été adoptées dans la littérature. Interpréter cette variabilité comme le seul reflet de l'incertitude qui entoure le facteur CAS serait erroné.

L'objectif de ce chapitre est triple :

- Séparer ce qui, dans la variabilité observée, relève de l'effet des différences d'hypothèses et d'approche, de ce qui relève de l'incertitude.
- Quantifier l'effet de l'adoption des différentes hypothèses sur l'évaluation du facteur CASd+i.
- Utiliser l'ensemble des informations collectées pour prédire le facteur CASd+i associé à un jeu d'hypothèses et de caractéristiques des études donné.

Il s'agit donc d'aller plus loin que les analyses purement descriptives menées jusqu'ici. En effet, il est vraisemblable que les conséquences des CAS sur les émissions de GES ne puissent être correctement résumées à l'aide d'une seule variable, plusieurs facteurs ayant simultanément des effets parfois contradictoires. Certaines hypothèses ou caractéristiques des études tendent en effet à diminuer l'évaluation du facteur CASd+i, d'autres à l'augmenter. En outre, ces différents facteurs peuvent être liés les uns aux autres. A titre d'illustration, nous avons vu plus haut que les évaluations qui considèrent que les matières premières destinées à la production de biocarburant sont cultivées uniquement en Europe aboutissent globalement à des évaluations plus faibles du facteur CASd+i. Cet effet est-il dû réellement à une spécificité européenne ou bien reflète-t-il le fait que les études en question adoptent également des hypothèses particulières concernant les CAS, les mécanismes de marché ou les filières qu'elles intègrent ?

Afin de clarifier la comparaison entre les évaluations disponibles, nous estimons statistiquement un modèle où le facteur CASd+i dépend simultanément de plusieurs variables explicatives reflétant les caractéristiques des études et les hypothèses retenues dans les différents scénarios. Ce modèle est qualifié de « méta-modèle » dans la mesure où la variable d'intérêt (en l'occurrence le facteur CASd+i) n'est pas issue d'observations, mais résulte elle-même de simulations de différents modèles. L'estimation du méta-modèle nous permet ainsi de quantifier et d'isoler (lorsque les données le permettent) l'effet de chaque variable sur le facteur CASd+i. On peut alors interpréter l'influence de chacune des variables retenues « toutes choses égales par ailleurs ». En outre, la relation statistique obtenue nous permet de prédire le facteur CASd+i associée à une combinaison donnée de variables.

Les techniques de la méta-analyse que nous mobilisons ici ont été particulièrement développées dans le domaine de la recherche médicale, où elles permettent de tirer parti d'un grand nombre d'expériences indépendantes afin d'améliorer la robustesse des résultats statistiques. Elles ont également donné lieu à de nombreux travaux en économie, et notamment en économie de l'environnement. A notre connaissance, aucune méta-analyse n'a, à ce jour, été conduite sur le problème des CAS liés au développement des biocarburants.

La section 1 de ce chapitre décrit succinctement le méta-modèle estimé, la stratégie d'estimation utilisée, les variables explicatives retenues ainsi que les traitements effectués sur l'échantillon. La section 2 présente et discute les résultats des estimations. La section 3 illustre l'utilisation du méta-modèle estimé pour prédire le facteur CASd+i à partir du scénario examiné par Laborde (2011).

1. Estimation du méta-modèle

Modèle estimé

Le modèle à estimer est de la forme suivante :

$$y_{i,j} = \sum_{k=1}^K \beta_k x_{k,i,j} + \varepsilon_{i,j}$$

où $y_{i,j}$ représente la variable dépendante (en l'occurrence le facteur CASd+i à 20 ans) pour le scénario i de l'étude j , $x_{k,i,j}$ représente la $k^{\text{ème}}$ variable explicative ($k = 1, \dots, K$, hypothèse ou caractéristique du scénario et de l'étude considérés), $\varepsilon_{i,j}$ représente un terme d'erreur¹² supposé aléatoire, et β le vecteur des coefficients à estimer. Les variables explicatives peuvent dépendre du scénario et de l'étude (i et j) ou seulement de l'étude j (l'année de publication par exemple).

La variable à expliquer est le facteur CASd+i, exprimée en gCO2eq/MJ. La plupart des variables explicatives étant des variables indicatrices sans unité (0 ou 1) et le modèle étant linéaire, les coefficients β_k associés s'expriment également en gCO2eq/MJ.

Encadré 5: Stratégies d'estimation

Les moindres carrés ordinaires (OLS) reposent sur l'hypothèse que les erreurs ε_{ij} sont indépendantes et identiquement distribuées (i.i.d.). Dans le cas qui nous intéresse, cette stratégie ne permet donc pas de tenir compte de l'éventuelle non-indépendance des évaluations issues d'une même étude/d'un même modèle.

Pour tenir compte de cette structure, deux stratégies peuvent être adoptées

- Modèle à effets fixes (FE) qui tient compte d'un effet étude et/ou modèle par le biais d'une constante spécifique à chaque étude/modèle comme variable explicative ;
- Modèle à effets aléatoires (RE) qui suppose une structure du terme d'erreur de la forme

$$\varepsilon_{i,j} = u_j + v_{i,j},$$

où u_j est un terme aléatoire qui dépend uniquement de j (étude et/ou modèle). L'effet spécifique est donc intégré au terme d'erreur.

Le modèle à effet fixe est plus « coûteux » en termes de degrés de liberté puisqu'il nécessite autant de variables explicatives que de modalités de l'effet fixe. La comparaison entre les modèles FE et RE dépend de la corrélation entre le terme u_j et les régresseurs x_k . Cette corrélation est testée grâce au test d'Hausman. Le modèle à effet aléatoire est estimé par maximum de vraisemblance restreinte (REML) comme discuté dans Baltagi *et al* (2001). L'ensemble des estimations a été fait sous R 2.13 en utilisant les paquets lme et lme4.

Une même étude ou un même modèle peut fournir plusieurs évaluations basées sur des scénarios différents. Il est raisonnable de penser que les points issus d'une même étude et/ou d'un même modèle ne sont pas indépendants entre eux. Cette structure particulière des données peut s'apparenter à une structure de panel, où l'équivalent de « l'individu » serait l'étude ou le modèle. La dimension individuelle est captée par la variable *ModBibKey*. Elle prend comme modalité soit le modèle utilisé par l'étude considérée dans le

¹² L'interprétation du terme d'erreur appelle quelques commentaires. Contrairement à ce qui prévaut pour une méta-analyse « classique » (par exemple dans le domaine médical), le terme d'erreur ne correspond pas à une « erreur de mesure » associée par exemple à une expérimentation. Lorsqu'une expérience est répétée, les résultats diffèrent du fait de variations exogènes dans les conditions de l'expérience. Ici, nous travaillons avec des résultats de modèles déterministes. Autrement dit, si un même jeu de données et d'hypothèses est utilisé pour faire alimenter un modèle donné, les résultats de ce modèle sont rigoureusement identiques. Le terme d'erreur doit donc s'interpréter comme la combinaison des effets de variables omises (inconnues ou impossibles à coder) qui conditionnent les résultats.

cas des approches économiques, soit la clé bibliographique unique de l'étude dans le cas des approches « conséquentielles ». Cette variable compte ainsi 29 modalités au total¹³.

Afin de tenir compte de la présence éventuelle d'une telle structure dans les données, nous avons testé plusieurs stratégies d'estimation (voir Encadré 5). Les résultats présentés correspondent à l'estimation d'un modèle à effets aléatoires.

Variables explicatives

Un problème classique auquel on est confronté dans une méta-analyse, notamment lorsque les variables explicatives sont essentiellement des variables indicatrices, tient à la multi-colinéarité entre les variables explicatives. Plusieurs variables explicatives peuvent en effet porter une information identique ou quasi-identique. C'est le cas notamment lorsque les mêmes combinaisons d'hypothèses sont utilisées systématiquement et simultanément par les mêmes études. En cas de colinéarité stricte, le modèle n'est pas identifié. Il s'agit alors de supprimer les variables explicatives redondantes en étant attentif à l'interprétation de l'information portée par les variables choisies. La quasi-colinéarité entre différentes (combinaisons linéaires de) variables n'empêche pas l'estimation, mais affecte la robustesse des coefficients estimés. Le risque de colinéarité augmente avec le nombre de variables explicatives.

Afin d'éviter que les estimations soient perturbées par la colinéarité, nous avons dû en particulier écarter de l'estimation les variables indicatrices des régions de demande (origine du mandat, *RegionD*) trop fortement liées au type de biocarburants et, dans une moindre mesure, aux régions d'offre dans les scénarios examinés. Nous avons également dû écarter les variables *Trade*, certaines modalités des régions d'offre (*AfriqueS*, *OAsieS*), ainsi que les variables reflétant le type d'approches (*IsPE*, *IsGE*, *IsConseq*). Sur ce dernier point, néanmoins, les différences entre les résultats des études économiques et conséquentielles peuvent être discutées en menant nos estimations sur des sous-échantillons séparés par approche (voir section suivante).

Dans la suite, nous privilégions deux ensembles de variables explicatives :

- Le premier (modèle 1) privilégie les hypothèses concernant les matières premières représentées dans les études. Il intègre les variables indicatrices des cultures représentées, des régions d'offre, des types de biocarburants.
- Le second (modèle 2) privilégie les hypothèses de modélisation concernant les conversions d'usages envisagées et les mécanismes à l'œuvre (prise en compte des co-produits ou d'un effet prix sur les rendements ou sur la demande). Comme le précédent, ce modèle inclut les variables indicatrices des régions d'offre et des types de biocarburants considérés.

En outre, ces deux ensembles de variables explicatives incluent tous deux les variables reflétant les caractéristiques de l'étude (*PR*, *DatePubli*).

Echantillons examinés

Trois ensembles de données ont été utilisés systématiquement dans les estimations :

- L'ensemble des données collectées qu'elles soient issues d'études économiques ou conséquentielles ;
- Le sous-ensemble des données correspondant aux résultats des études économiques, qu'elles soient basées sur des modèles d'équilibre partiel ou général ;
- Le sous-ensemble des données issues des études conséquentielles ou causales-descriptives.

En outre, un sous-échantillon a également été construit sur la base des cultures représentées. Afin d'éviter d'intégrer des points reflétant des résultats associés à des cultures très marginalement représentées et susceptibles de biaiser les estimations, nous nous limitons dans ce sous-échantillon aux seules études qui

¹³ Le nombre de scénarios étudiés varient d'une étude ou d'un modèle à l'autre. Les données collectées constituent donc un panel « non-cylindré » caractérisé par un nombre de points par modèle/étude relativement grand par rapport au nombre de modèle ou d'étude.

représentent au moins l'une des sept cultures suivantes : Palme, Soja, Colza, Maïs, Betterave, Canne à sucre, Blé. Cette restriction conduit à écarter une trentaine de points de l'échantillon total.

Par ailleurs, certaines études comportent des points qui sont très proches voire identiques. C'est le cas notamment des scénarios étudiés par Overmars et al. (2010) concernant la production de palme en Malaisie et en Indonésie. Ces points ayant des résultats identiques (tant en termes de variable expliquée que de variables explicatives), un sous-échantillon a été construit en écartant les doublons concernés (8 points).

Le résultat des estimations peut être significativement influencé par l'existence de points très atypiques. Pour traiter ces points, nous avons effectué un premier jeu d'estimation à partir de l'échantillon complet, puis avons écarté itérativement les points qui avaient les effets les plus significatifs sur l'ensemble de l'estimation (i.e. les points que le méta-modèle reproduit le moins fidèlement). Cette procédure est répétée jusqu'à ce que l'influence d'un point particulier sur l'ensemble de l'estimation soit raisonnablement faible compte tenu de la variance des estimations. Cette procédure conduit à écarter les points caractérisés par les résidus les plus élevés (cf. Encadré 6). Cette procédure conduit à écarter 39 points dans le modèle 1 (7 cultures, échantillon total), 38 dans le modèle 2 (7 cultures, échantillon total). Il convient de noter que les points identifiés comme atypiques par cette procédure ne sont nécessairement « faux ». Ils correspondent en revanche à des évaluations qui sont, compte tenu des hypothèses prises dans l'étude correspondante, difficilement comparables avec les autres évaluations.

Une fois appliqués les différents traitements décrits plus haut (restriction aux sept cultures principales, suppression des doublons, traitement des points atypiques), la taille de l'échantillon utilisable est réduite à 484 points. Les statistiques descriptives des variables retenues dans les estimations pour l'ensemble des approches (« Toutes ») et pour les sous-échantillons « modèles économiques » et « Approches conséquentielles », lorsque sont appliqués les différents traitements mentionnés ci-dessus sont donnés dans le Tableau 7. Les différents traitements effectués sont assez conservateurs en termes de valeur du facteur CAS : ils conduisent à réduire très fortement sa moyenne (de 71 à 52 gCO₂eq/MJ pour l'ensemble des approches) ainsi que son écart-type. En revanche, les moyennes et les écarts-types des variables explicatives sont assez peu affectés par ces traitements.

Encadré 6: Points identifiés comme « atypiques »

Les points suivants ont été identifiés comme atypiques et écartés dans au moins une des régressions (modèle 1 ou 2):

- Les scénarios de Lapola et al. (2010) ayant obtenu des CASi positifs des pâturages plus le scénario de soja sans CASi des pâturages. Il a été difficile de capter ces résultats pour les raisons explicitées dans l'Encadré 3 du Chapitre IV ;
- Searchinger & Heim (2008): Les trois scénarios de demande de soja où l'effet sur la demande et sur les rendements est supposé nul et le scénario où la hausse de la demande de biodiesel de soja entraîne une baisse des exportations d'huile de soja, ce qui entraîne une hausse de la production d'huiles (soja, tournesol, palme principalement) dans d'autres pays, ce scénario tient compte de l'effet rendement et demande ;
- Edwards et al. (2010): Trois scénarios de LEITAP (palme avec effet tourbière, colza sans et avec effet tourbière) et un scénario de FAPRI (colza, avec les émissions de GreenAgSim, pas d'effet tourbière). Le modèle LEITAP, qui était encore en cours d'évolution lors de son utilisation dans l'étude d'Edwards donne en moyenne des résultats trop élevés par rapport aux autres modèles. En ce qui concerne le scénario de FAPRI c'est peut-être l'absence de la prise en compte des tourbières ;
- Lywood, Pinkney & Cockerill, (2008): scénario de production de soja, hypothèse forte sur le coproduit: celui-ci n'est pas crédité du tout dans les CAS qui donne un facteur CAS sur 20 ans de 455 gCO₂eq/MJ (plus de 50% des CAS ont lieu sur des forêts dans ce scénario). Les scénarios de production de colza, blé et maïs ont également été écartés. Ils n'entraînent aucun CAS (toute la demande supplémentaire serait comblée par la hausse des rendements) et leur co-produit permet de remplacer le tourteau de soja ce qui entraîne un crédit de CAS très élevé. On peut juger ces deux hypothèses assez peu réalistes dans leurs proportions. ;
- Fritsche, Hennenberg & Hünecke, (2010) : scénario de production de palme sur des terres dégradées. C'est un scénario très optimiste où les CASd ont lieu uniquement sur des terres marginales (donc le CASd est négatif car la production de palme va entraîner une captation de carbone) et où les CASi ne compensent pas cet effet (à noter qu'une partie des CASi a lieu également sur des terres marginales), le facteur CAS sur 20 ans est de -98gCO₂eq/MJ. L'effet tourbière n'est pas pris en compte ;
- Overmars et al. (2011): Deux scénarios de production de palme en Malaisie ou en Indonésie avec une hypothèse de CAS régional et où il y a une hypothèse très élevée sur les émissions par hectare (tous les CAS ont lieu en Asie du Sud Est où les émissions sont très élevées en moyenne) ;
- Reinhard & Zah, (2009): Un scénario de production de soja sur des terres marginales ;
- Reinhard & Zah, (2011): Deux scénarios de production de colza : la différence vient principalement du niveau de substitution du coproduit dans l'alimentation animale, les hypothèses étant particulièrement extrêmes dans deux des trois scénarios : un crédit dû au coproduit de 3 et 262% respectivement, loin d'une valeur généralement estimée entre 20 et 50%) ;
- Kim H., Kim S. & Dale (2009): un scénario de production de maïs américain, c'est le résultat le plus élevé du papier (sur 19 résultats au total) ;
- Les deux scénarios les plus pessimistes pour le soja dans l'étude de l'ADEME (2010) : scénarios maximaux où le coproduit est pris en compte ou non.
- Rettenmaier et al. (2010): un scénario très pessimiste où la production de betterave sur des pâturages entraîne la conversion de forêts pour du soja. Le facteur CAS de la betterave sur 20 ans est environ égal à trois fois l'ACV du carburant fossile. La réduction de l'alimentation animale du fait de la réduction des parcours herbagers va entraîner une demande accrue pour le tourteau de soja et entraîner indirectement la conversion de forêts au Brésil.
- Brandao (2011): Tous les scénarios de production de biocarburant sur des pâturages, ce qui conduit selon cette étude à des facteurs CAS négatifs (alors que selon notre classification ces terres ne sont pas des terres marginales) à part un scénario de production de blé avec intensification et les scénarios de production de betterave avec intensification ou avec des rendements moyens. A cela il faut ajouter les scénarios où la production se fait sur des terres déjà cultivées avec des rendements faibles (blé, betterave, colza) et moyens (colza).

Tableau 7 : Statistiques descriptives des variables retenues dans les estimations : Points retenus

	Toutes			Modèles économiques			Etudes conséquentielles		
	N	Moy.	Ecart-type	N	Moy.	Ecart-type	N	Moy.	Ecart-type
Facteur CASd+i	484	52,36	48,44	241	56,39	44,36	255	45,75	67,59
Palme	484	0,18	0,38	241	0,22	0,41	255	0,14	0,34
Soja	484	0,21	0,41	241	0,28	0,45	255	0,15	0,35
Colza	484	0,23	0,42	241	0,24	0,43	255	0,22	0,42
Mais	484	0,28	0,45	241	0,43	0,50	255	0,12	0,33
Betterave	484	0,19	0,40	241	0,23	0,42	255	0,16	0,36
Canne	484	0,24	0,43	241	0,31	0,46	255	0,17	0,38
Blé	484	0,23	0,42	241	0,29	0,45	255	0,17	0,38
G1	484	1,00	0,00	241	1,00	0,00	255	1,00	0,00
G2	484	0,01	0,08	241	0,01	0,11	255	0,00	0,00
PartEthanol	484	0,61	0,47	241	0,64	0,46	255	0,57	0,49
EuropeS	484	0,62	0,49	241	0,71	0,46	255	0,55	0,50
AmNordS	484	0,52	0,50	241	0,83	0,37	255	0,21	0,41
SEAsieS	484	0,36	0,48	241	0,58	0,50	255	0,15	0,36
AmLatS	484	0,48	0,50	241	0,74	0,44	255	0,23	0,42
PeatxBiod	484	0,17	0,38	241	0,26	0,44	255	0,09	0,29
C.P.C	481	0,83	0,37	241	0,98	0,16	252	0,69	0,46
C.F.C	481	0,94	0,25	241	0,98	0,14	252	0,89	0,31
C.MLO.C	481	0,58	0,49	241	0,63	0,48	252	0,51	0,50
Rdt	481	0,75	0,43	241	0,97	0,17	252	0,50	0,50
Copdt	480	0,89	0,32	241	0,88	0,33	251	0,90	0,30
Dde	479	0,57	0,49	241	0,94	0,24	250	0,19	0,39
PR	484	0,33	0,47	241	0,12	0,33	255	0,53	0,50
Datepubli	484	3,22	0,75	241	3,09	0,73	255	3,31	0,81

2. Résultats des estimations

Nous nous concentrons dans cette section sur les résultats des estimations des méta-modèles 1 et 2 avec effets aléatoires une fois appliqués les différents traitements décrits ci-dessus (Tableau 8).

Dans l'ensemble, le modèle 2 (qui inclut plus de variables explicatives) permet une meilleure qualité prédictive. Celle-ci est indiquée par la valeur du R^2_{corr} (R^2 de la régression linéaire de la variable dépendante sur la variable dépendante prédite par le modèle). Cet indicateur varie de 40% (études conséquentielles) à 65% (études économiques). Sa valeur est multipliée par presque 2 entre le modèle 1 et le modèle 2 pour les études conséquentielles. Cela suggère que les jeux d'hypothèses concernant les usages des sols, les effets rendements ou demande et la prise en compte des co-produits sont plus discriminantes dans ces études que les hypothèses liées aux matières premières utilisées pour la production de biocarburant. L'augmentation de cet indicateur pour les modèles économiques est beaucoup plus faible (de 52 à 65%).

Tableau 8 : Estimations. Variable dépendante: facteur CASd+i sur 20 ans ($LUCFactor_{20}$, gCO_{2eq}/MJ)

	Toutes		Etudes économiques		Etudes conséquentielles	
	(1)	(2)	(1)	(2)	(1)	(2)
Constante	99,6***	134,3***	101,0***	254,3***	32,2	67,3*
Palme	2,5		-0,6		-18,6	
Soja	22,8***		26,8***		16,3	
Colza	11,6**		5,9		57,1**	
Maïs	-0,6		-5,7		31,7*	
Betterave	-9,3*		-13,4**		31,0*	
Canne	-18,3***		-15,2***		-25,3*	
Blé	0,7		4,6		22,4	
G2	-22,8	-51,8**	-28,0*	-49,3**		
PartEthanol		-21,8***		-22,3***		-27,2***
EuropeS	-23,4***	-12,7***	2,1	5,1	-64,0**	-8,2
AmNordS	-15,8**	2,0	-8,0	1,0	-12,3	3,1
SEAsieS	13,0*	6,9	-8,4	-13,1**	50,3*	20,0*
AmLatS	13,7**	13,5***	5,5	13,1**	25,5*	23,5**
PeatxBiod		20,7***		15,7***		45,0***
C.P.C		-36,3***		-41,3**		-36,4***
C.F.C		23,3**		-16,0		49,6***
C.MLO.C		-22,3***		-9,7		-18,7**
Rdt		-10,9		-78,1***		-15,3
Copdt		-4,9		1,2		-34,3**
Dde		-12,2*		-16,9**		-42,9*
PR	9,5	-3,9	14,2**	-6,9	14,4	21,5
Datepubli	-11,1***	-8,5**	-11,5***	-8,8***	3,0	4,3
R2corr	0,345	0,479	0,518	0,654	0,226	0,400
N.obs	484	474	239	241	255	246
N.group (1)	29	28	10	10	19	18
AICOLS (2)	5051	4907	2314	2355	2847	2721
AICRE (2)	4934	4736	2211	2226	2753	2614

Seuils de significativité : ***1% ; ** 5% ; *10%

(1) Nombre de modalités retenues pour l'effet « modèle » ou « étude » ; (2) Critères AIC obtenus avec les moindres carrés ordinaires (AICOLS) et le modèle à effets aléatoires (AICRE). Une valeur plus faible de cet indicateur indique une meilleure qualité d'estimation.

Modèle 1

On note dans le modèle 1 des différences importantes dans les signes et les valeurs des différents coefficients selon l'échantillon considéré.

Les coefficients associés aux cultures sont significatifs pour le soja (ensemble des études et modèles économiques) et pour la canne à sucre. Toutes choses égales par ailleurs, les études qui incluent le soja conduisent à des facteurs CAS plus élevés (jusqu'à 27 gCO₂eq/MJ dans les modèles économiques). La présence de colza joue un rôle similaire quoiqu'avec des coefficients qui varient beaucoup d'un sous-échantillon à l'autre. À l'inverse, celles qui intègrent la canne à sucre aboutissent à des facteurs CAS plus faibles. Si l'on se restreint aux modèles économiques, la présence de canne à sucre tend à réduire toutes choses égales par ailleurs le facteur CAS de 15 gCO₂eq/MJ par rapport à la moyenne. Les signes et la significativité pour les autres cultures sont moins nets.

La prise en compte de la production de biocarburants en Amérique du Nord ou en Europe conduit à des coefficients négatifs ou non significativement différents de 0. Les coefficients associés à la production en Amérique Latine sont positifs et significatifs au seuil de 5% dans les trois sous-échantillons. La prise en compte de filières de 2^{ème} génération tend à réduire, toutes choses égales par ailleurs, le facteur CAS de 23 à 28 gCO₂eq/MJ dans les échantillons complets et économiques (respectivement non significatif et significatif au seuil de 10%).

Le statut de publication ne joue qu'un rôle faiblement positif dans ce modèle. Il est intéressant de noter que la date de publication semble avoir une influence différente entre les sous-échantillons 'modèles économiques' (négatif, indiquant une tendance à la baisse dans le temps) et 'études conséquentielles' (non significatif, indiquant une tendance plutôt stable).

Modèle 2

Dans le modèle 2, on note une plus grande concordance des signes des coefficients obtenus (lorsqu'ils sont significatifs) entre les trois échantillons étudiés. Les coefficients peuvent être néanmoins très différents. La qualité globale de l'estimation sur le sous-échantillon des études conséquentielles est bien meilleure que dans le modèle 1.

Les études qui tiennent compte de biocarburants de 2^{ème} génération (à partir de cultures ligno-cellulosiques ou de résidus forestiers) conduisent toutes choses égales par ailleurs à des facteurs CAS plus faibles (de l'ordre de 50 gCO₂eq/MJ). Il faut cependant nuancer l'interprétation de ce coefficient au vu du faible nombre de points dans l'échantillon qui tiennent compte de cette possibilité.

Le rôle de la proportion d'éthanol (*PartEthanol*) apparaît plus nettement dans les trois échantillons examinés. Toutes choses égales par ailleurs, un scénario qui considère une production de biocarburant uniquement basée sur l'éthanol aboutit à des facteurs CAS plus faibles de 22 à 27 gCO₂eq/MJ qu'une étude qui considère une production entièrement basée sur du biodiesel.¹⁴

L'effet à la hausse de la prise en compte de la production de biocarburants en Amérique Latine sur le facteur CAS est confirmé (supplément de 13 et 24 gCO₂eq/MJ toutes choses égales par ailleurs dans les modèles économiques et conséquentielles respectivement, significatifs au seuil de 5%). Il est moins clair pour la prise en compte de la production en Asie du Sud-Est (positif et significatif au seuil de 10% dans les études conséquentielles, négatif dans les études économiques).

Ceci peut s'expliquer par la prise en compte dans le même modèle de la variable *PeatxBiod* qui joue un rôle important pour cette région. L'effet de la prise en compte d'un effet « remplacement des tourbières » dans les études simulant un choc de biodiesel varie de 16 à 45 gCO₂eq/MJ entre les échantillons et est significatif au seuil de 1%.

¹⁴ Rappelons ici que la part d'éthanol est en partie liée à la structure du parc dans la région de demande et donc que cet effet peut capturer en partie un effet « région d'origine du mandat ».

A part la prise en compte de la possibilité des conversions cultures-prairies, les hypothèses concernant les changements d'usages des sols autorisés ne sont pas significatives dans l'échantillon « modèles économiques ». A l'inverse, elles le sont toutes au seuil d'au moins 5% dans l'échantillon « études conséquentielles ». Ces variables discriminent donc plus les scénarios conséquentiels qu'économiques. Le fait que le scénario permette la conversion de forêts semble également accroître le facteur CAS dans les échantillons complet et conséquentiel. La possibilité de convertir des pâturages en cultures ou de disposer de terres marginales tend au contraire à diminuer significativement le facteur CAS (au seuil d'au moins 5%) dans ces deux échantillons.

La prise en compte d'une réponse positive des rendements suite au choc de demande a le signe attendu (négatif) dans l'échantillon « modèles économiques », confirmant ainsi que la réponse de la productivité aux augmentations de prix permet de demander moins de terres, et donc de limiter les émissions dues aux CAS. Il n'est néanmoins pas significativement différent de 0 dans l'échantillon « études conséquentielles ». L'effet de la demande joue un rôle similaire, et est significativement négatif (au seuil de 5 et 10% respectivement) dans les deux sous-échantillons. Enfin, la prise en compte ou non d'un crédit lié à la substitution de nourriture animale par les coproduits joue, comme attendu, à la baisse sur les évaluations du facteur CAS issues des études conséquentielles, mais n'apparaît pas significativement dans les études économiques.

Une fois que l'on contrôle pour les variables ci-dessus, le fait que l'étude soit publiée dans une revue académique ne semble pas jouer de rôle significatif sur l'évaluation du facteur CASd+i. On retrouve en revanche la divergence dans l'effet de la variable *DatePubli* notée pour le modèle 1. Le coefficient associé à cette variable (négatif et significatif au seuil de 1% dans les études économiques, positive mais non significativement différente de 0 dans les études conséquentielles). Même si l'interprétation de la variable *DatePubli* est délicate, on note ainsi une certaine convergence entre les évaluations des deux grands types d'approche.

Effets « modèle » ou « étude »

La Figure 36 présente l'estimation de l'effet spécifique imputable à chaque modèle ou étude pour chacun des sous-échantillons examinés dans le modèle (2), une fois que l'on contrôle pour l'effet des différentes variables prises en compte.

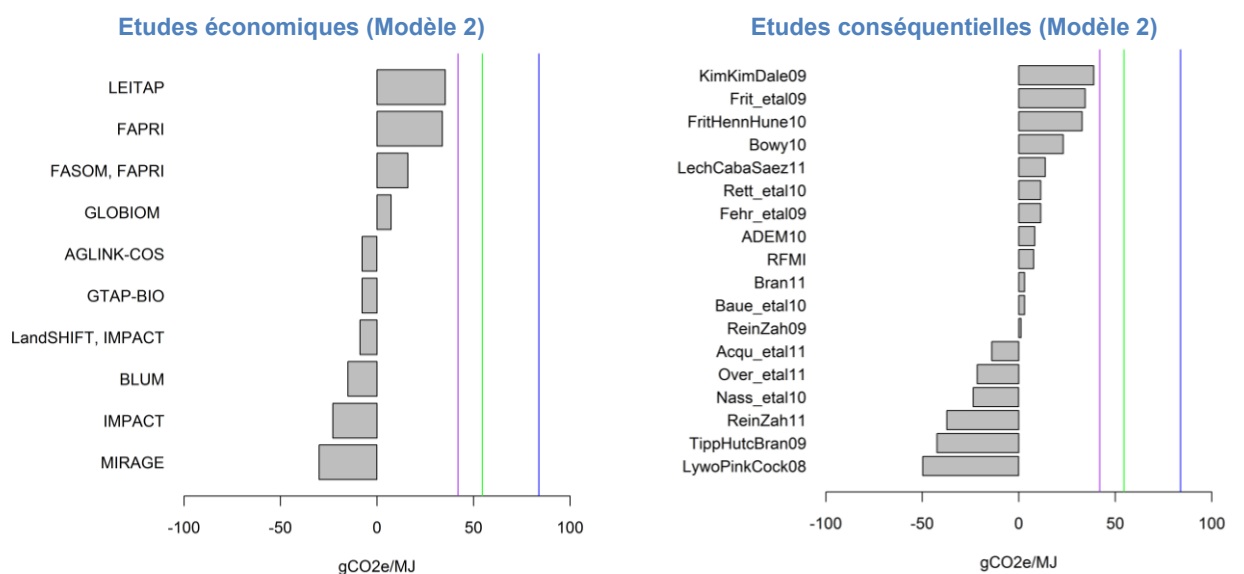


Figure 36 : Mode conditionnel des effets individuels aléatoires issus du modèle 2 pour les études économiques (gauche, effet "modèle") et pour les études conséquentielles (droite, effet « étude »)

La plage de variation de cet effet individuel est, par construction, plus réduite que celle de l'ensemble des données utilisées dans l'échantillon (voir par exemple Figure 37). Dans nos estimations, elle est réduite d'un facteur d'environ 5. Toutes choses égales par ailleurs, l'effet de l'utilisation de tel ou tel modèle économique (à gauche) ou de telle ou telle étude conséquentielles (à droite) peut néanmoins être plus élevé que celui de la plupart des variables examinées dans la méta-analyse. Il apparaît ainsi, que toutes choses égales par ailleurs, le modèle MIRAGE conduit aux évaluations du facteur CASd+i les plus faibles parmi les modèles

économiques, alors que le modèle LEITAP conduit aux évaluations les plus élevées. L'écart, pour un même jeu d'hypothèses, entre ces deux modèles est de l'ordre de 65 gCO₂eq/MJ. Cet écart est encore plus grand pour les études conséquentielles (88 gCO₂eq/MJ).

3. Prédictions à partir du méta modèle

Les graphiques ci-dessous illustrent la qualité prédictive du modèle (2) sur l'échantillon complet (gauche) et les sous-échantillons « modèles économiques » (droite, bleu) et « études conséquentielles » (rouge). Chaque point met en regard la valeur prédite (axe des abscisses) et la valeur collectée (axe des ordonnées) pour la combinaison d'hypothèses retenue dans l'évaluation correspondante.

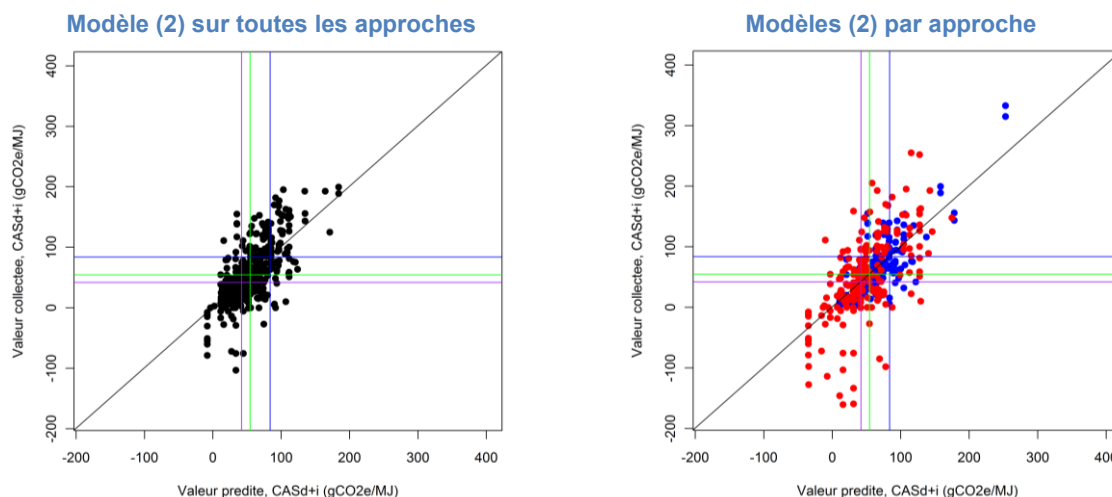


Figure 37 : Valeurs collectées du facteur CASd+i (en gCO₂eq/MJ, en ordonnées) et valeurs prédites (en abscisses) toutes approches confondues (gauche) ou par type d'approche (droite, rouge : études conséquentielles, bleu : études économiques)

L'estimation du méta-modèle (2) peut également permettre de prédire le facteur CASd+i associé à une combinaison d'hypothèses particulière. Nous illustrons cette application possible de la méta-analyse à partir d'un scénario issu du récent rapport de l'IFPRI (Laborde, 2011).

Ce scénario examine un mandat européen composé à 35% d'éthanol et 65% de biodiesel (composition marginale à comparer avec une référence de 28% et 72% respectivement) uniquement fondé sur des procédés de 1^{ère} génération. Les hypothèses retenues impliquent que les biocarburants peuvent être produits dans toutes les régions du monde, que l'effet tourbière est pris en compte, que les conversions de terres en prairies, forêts, ou terres marginales sont autorisées et que les effets rendements, demande et co-produits sont modélisés de manière endogène. L'évaluation correspondante donnée par l'auteur est de 38,4 gCO₂eq/MJ (point bleu sur le graphe de gauche).

Compte tenu des hypothèses ci-dessus, de l'année de publication (2011), du statut de publication (rapport) et du modèle utilisé (MIRAGE), le méta-modèle estimé aboutit à une prédiction très proche (42 gCO₂eq/MJ) de la valeur donnée dans Laborde (2011).

A partir du même jeu d'hypothèses et de caractéristiques, le méta-modèle 2 conduit à une prédiction globale de 72 gCO₂eq/MJ pour les modèles économiques et de 60 gCO₂eq/MJ pour les études conséquentielles. Si de plus l'on tient compte de l'effet « modèle » ou « étude » estimé (cf. Figure 38), les prédictions du facteur CASd+i (barres horizontales grises) vont de 42 à 107 gCO₂eq/MJ pour les modèles économiques, et de 11 à 99 gCO₂eq/MJ pour les études conséquentielles. Pour 8 modèles économiques sur 10 et 12 études conséquentielles sur 18, la prédiction obtenue pour ce jeu d'hypothèses correspond à des émissions liées aux CAS supérieures à 65% de celles du carburant fossile de référence.

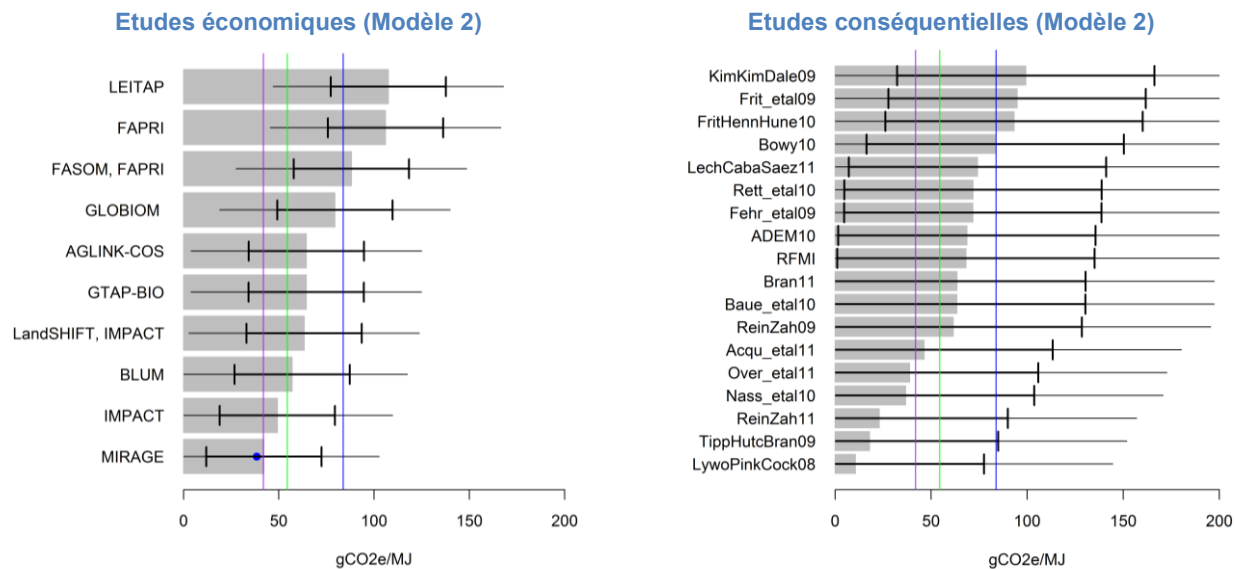


Figure 38 : Prédictions du méta-modèle (2) à partir d'un même jeu d'hypothèses (utilisées dans Laborde (2011), en bleu cf. texte) appliqué aux différents modèles économiques (à gauche) et études conséquentielles (à droite)

Conclusions et perspectives

Synthèse

En première approche, la question de l'effet du développement des biocarburants sur les changements d'allocations des sols (CAS) et les émissions de gaz à effet de serre (GES) peut être abordée à partir d'un raisonnement économique relativement simple : le développement des biocarburants induit un surcroît de demande pour les matières premières agricoles qui cause une tension sur l'équilibre entre offre et demande, entraînant elle-même une hausse des prix agricoles, une incitation à produire, et donc potentiellement des conversions de terres initialement non destinées à des usages agricoles qui peuvent se traduire par la libération de carbone stocké dans les sols ou la biomasse aérienne. On a là une manifestation particulière du phénomène des « fuites de carbone », dont les mécanismes sont bien connus en économie de l'environnement. Ce terme prend toutefois ici une acception légèrement différente de celle usuellement utilisée dans le contexte du marché européen du carbone par exemple, dans la mesure où c'est moins la délocalisation d'industries polluantes qui est en jeu que les modifications dans l'utilisation du facteur « terre ».

La complexité provient donc moins du mécanisme lui-même, que de la multiplicité des effets de substitution possibles (entre différentes matières premières, différents biocarburants, différents usages agricoles et non agricoles, etc...), de l'hétérogénéité spatiale des stocks de carbone existants et de la difficulté d'appréhender les différentes composantes qui interviennent sur les ajustements des marchés (transmission sur les marchés mondiaux, réponse en termes de rendements, etc...). Cette complexité rend difficile l'appréciation *ex ante* de la combinaison d'expansion, d'intensification et de substitution satisfaisant le surcroît de demande lié aux biocarburants. S'ajoute en outre la difficulté qu'il est pratiquement impossible d'isoler l'effet du développement des biocarburants sur les CAS et les émissions de GES à partir des seules observations historiques. Afin de le distinguer des autres facteurs intervenant dans les ajustements des marchés, il est donc nécessaire de recourir à des modèles permettant de comparer toutes choses égales par ailleurs des jeux de simulations « avec » et « sans » développement des biocarburants.

La littérature a mobilisé des approches très différentes pour s'attaquer à cette question. Si cette diversité d'éclairages constitue une richesse, elle nécessite toutefois de mesurer les limites et les avantages de chaque approche. Deux grands champs de littérature ont été identifiés dans ce travail (i) les études reposant sur des analyses économiques appliquées utilisant des modèles d'équilibre (partiel ou général) et (ii) celles mobilisant des approches plus heuristiques de type causales-descriptives ou ACV conséquentielles. Les secondes bénéficient d'un cadre normalisé, aisément rattachable aux résultats des ACV classiques, et d'un formalisme relativement simple et transparent facilitant la communication des hypothèses et des résultats aux décideurs publics et privés. Ne raisonnant que sur des quantités et non sur des prix, elles sont en revanche mises en défaut dès qu'il s'agit de décrire la formation des équilibres économiques et donc les effets indirects sur les CAS qui en dépendent. Les premières ont, au contraire, l'avantage de décrire explicitement la formation de l'équilibre et les variations de prix associées. A priori, elles sont ainsi mieux armées pour rendre compte des effets indirects sur les CAS. Néanmoins, leur structure, leur complexité et le nombre d'hypothèses qu'elles requièrent rendent souvent plus difficile la communication des résultats aux décideurs publics et privés.

Malgré le caractère assez récent du débat entourant les liens entre développement des biocarburants, CAS et émissions de GES, le travail exposé dans ce rapport a permis d'identifier, de rassembler et d'harmoniser un nombre d'évaluations assez conséquent. Au-delà de l'analyse statistique présentée au chapitre précédent, la base de données bibliographique et la grille d'analyse établies à l'occasion de cette étude constituent ainsi des « co-produits » de ce travail qui peuvent s'avérer utiles à la fois pour la décision publique et des recherches ultérieures.

Afin de comparer les résultats des différentes études identifiées, nous avons collecté pour chacune d'entre elles des indicateurs mesurant les émissions de GES qui peuvent être attribuée aux CAS directs, indirects ou totaux (facteurs CASd, CASi et CASd+i respectivement) dus au développement des biocarburants. Ces

indicateurs reflètent les émissions annualisées liées au CAS ramenées à la quantité d'énergie offerte par les biocarburants.

A l'aune des données collectées, il apparaît clairement que la prise en compte des CAS dus au développement des biocarburants est susceptible d'alourdir le bilan net en émissions de GES des biocarburants. Ainsi, près de 90% des évaluations collectées concluent que le développement des biocarburants tend à augmenter les émissions de GES liées aux CAS (facteur CASd+i positif). Les évaluations qui concluent à une *économie* d'émissions liées aux CAS (facteur CASd+i négatif) sont presque exclusivement issues d'analyses conséquentielles et nécessitent des combinaisons d'hypothèses particulières concernant les filières, les conversions d'usages considérées et la représentation des mécanismes de marché sous-jacents.

Compte tenu de ces considérations sur le *signe* de l'effet du développement des biocarburants sur les émissions de GES liées aux CAS, la question centrale est alors: l'ampleur de cet effet est-elle de nature à remettre en cause l'effet bénéfique des biocarburants permis par le recours à du carbone en « cycle court » en substitution à du carbone fossile ?

La distribution des facteurs CASd+i collectés dans la littérature fournit quelques éléments de réponse à cet égard. Pour plus d'un quart des évaluations collectées, le seul effet des CAS entraîne des émissions supérieures à celles du carburant fossile de référence. Si sont ajoutées les émissions (ACV) liées à la production, la transformation et la distribution des biocarburants, les émissions totales associées aux biocarburants sont supérieures à celles du carburant fossile de référence dans plus de la moitié des évaluations, suggérant un bilan environnemental net négatif. En outre, 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 celui du carburant fossile de référence.

La distribution de ces évaluations est caractérisée par une très grande variabilité se traduisant par la présence d'extrema (à la fois positifs et négatifs) très grands en valeur absolue au regard des émissions du carburant de fossile de référence et un coefficient de variation important. Est-ce à dire que ces incertitudes seraient trop grandes pour conclure sur l'effet environnemental net des biocarburants ? Certes, de nombreuses sources d'incertitude affectent les évaluations collectées. Néanmoins, interpréter cette variabilité comme le seul reflet de l'incertitude qui entoure l'effet du développement des biocarburants sur les émissions de GES serait erroné. La variabilité dans les données recueillies traduit en effet en partie la diversité d'approches, de définitions et d'hypothèses (concernant les usages des sols, l'ajustement des marchés, les filières, etc.) adoptées dans les différentes études.

Un des objectifs de la méta-analyse menée dans le cadre de cette étude était justement de distinguer dans cette variabilité la part qui peut être attribuée à l'adoption de différentes hypothèses, de l'approche ou du modèle utilisé, des caractéristiques de l'étude, etc.

Les résultats de la méta-analyse montrent qu'une part importante de la variabilité des évaluations recueillies peut être expliquée lorsque l'on contrôle pour différentes caractéristiques relativement simples issues des références retenues. Parmi les variables utilisées dans l'analyse, le type de filière (éthanol ou biodiesel), la prise en compte d'un effet tourbière et des mécanismes économiques (réponses des rendements et de la demande aux variations de prix) jouent un rôle important. En outre, nos estimations indiquent des différences importantes entre les études de type conséquentielles et les études économiques, les dernières concluant en général à un facteur CASd+i plus élevé. Une fois pris en compte l'effet de ces différentes variables, la variabilité résiduelle est beaucoup plus faible que ce que pourrait suggérer un examen (trop) rapide de la distribution brute des évaluations collectées.

En outre, l'approche statistique retenue permet de distinguer dans la variabilité résiduelle ce qui peut être attribué à un effet « modèle » ou « étude ». Nos résultats montrent que ce dernier effet reste important relativement aux émissions du carburant fossile de référence. A titre d'illustration, nous avons simulé un jeu d'hypothèses correspondant à l'effet d'un mandat européen tiré de l'étude récente de l'IFPRI pour la Commission Européenne. Les prédictions du méta-modèle estimé vont de 42 à 107 gCO₂eq/MJ selon le modèle économique considéré (de 11 à 99 gCO₂eq/MJ pour les études conséquentielles).

Limites

Dans la méta-analyse menée pour cette étude, nous nous sommes concentrés sur les effets totaux (directs et indirects) du CAS sur les émissions de GES. Deux raisons principales ont guidé ce choix. Tout d'abord, pour apprécier l'effet net des biocarburants sur un problème environnemental global comme l'effet de serre, il est important de tenir compte de l'ensemble des effets induits sur les choix d'allocation des sols et donc les émissions. On ne peut se limiter aux effets directs des conversions de terre pour produire les biocarburants. La seconde raison est d'ordre plus pratique. Si les études conséquentielles permettent, par construction, de séparer CASd et CASi, la résolution spatiale des modèles économiques ne permet pas en général de faire une telle distinction. En comparant deux allocations d'équilibre correspondant à des simulations « avec » et « sans » développement des biocarburants, ils ne fournissent en général qu'une évaluation de l'effet total. Le choix du facteur CASd+i s'est donc imposé comme « le plus petit dénominateur commun » permettant une comparaison entre études conséquentielles et économiques.

Les effets directs du CAS sur les émissions peuvent, même pris isolément, être de nature à annuler le bénéfice environnemental que l'on peut attendre des biocarburants en termes d'émissions de GES. La distribution des points collectés sur le facteur CASd est, comme celle du facteur CASd+i, caractérisée par une variabilité importante. Cependant, les incertitudes qui entourent les effets directs et indirects sont de nature très différente. Il est clair que les premiers sont plus aisément contrôlables, si tant est que l'on soit en mesure de suivre les terres nécessaires à la production de la matière première, de connaître leur usage précédent et que l'on puisse contrôler et éventuellement interdire les conversions les plus émettrices. Il n'a pas été possible dans le cadre de cette étude d'établir un lien complet entre les évaluations qui ne fournissent que les effets directs (souvent issues d'ACV classiques), celles qui distinguent effets directs et indirects au prix d'une représentation parfois tronquée des seconds (études conséquentielles) et celles qui ne fournissent que les effets agrégés (études économiques). Des recherches ultérieures sont nécessaires pour utiliser l'ensemble des informations collectées afin de séparer les composantes directes et indirectes de l'effet des CAS dus au développement des biocarburants sur les émissions de GES.

Les techniques de la méta-analyse mobilisées dans cette étude permettent de clarifier la comparaison entre résultats provenant d'études différentes. En cela, elles offrent des outils utiles pour analyser des résultats disponibles dont la variabilité apparente rend l'interprétation difficile voire erronée. Pour autant, la méta-analyse proposée n'est pas un substitut à la modélisation. Elle ne décrit pas les différents mécanismes menant aux CAS et leurs liens avec les émissions mais permet uniquement de comparer les résultats obtenus par ailleurs à l'aide d'un ensemble de caractéristiques somme toute assez frustrées. Il est clair qu'il serait illusoire de penser qu'il soit possible de résumer parfaitement à l'aide d'une quinzaine de variables indicatrices les résultats de modèles qui mobilisent des quantités importantes données et ont parfois nécessité des années de développement pour intégrer des mécanismes sophistiqués.

Les estimations obtenues sont nécessairement dépendantes des données disponibles dans la littérature. Même si un nombre important d'évaluations a pu être collecté, la littérature empirique sur le sujet reste relativement récente. A titre d'illustration, nous avons dû écarter dans cette analyse certains points extrêmes qui étaient difficilement comparables avec le reste des évaluations disponibles. Cela ne signifie pas que les évaluations correspondantes soient fausses ou de moins bonne qualité que les points retenus dans les estimations, mais plutôt que la « profondeur de champ » de l'état de l'art sur la question n'était pas suffisante pour les intégrer à l'analyse. Notons par ailleurs que les points écartés de l'analyse correspondant majoritairement à des évaluations du facteur CASd+i très élevées, nos résultats sont vraisemblablement conservateurs du point de vue de l'effet sur les émissions de GES. En outre, il n'a pas été possible de distinguer l'effet de certaines variables (comme par exemple la région d'origine du mandat), trop systématiquement liées à d'autres variables retenues dans l'analyse (par exemple le type de biocarburant) pour permettre une identification claire.

Enfin, il est clair que les effets environnementaux liés aux CAS ne se limitent pas au seul problème de l'effet de serre. Les conséquences en termes de biodiversité, de ressources en eau, de qualité des sols, etc. de changements dans l'allocation des sols, si elles sont plus difficiles à mesurer, sont également des éléments déterminants du bilan environnemental des biocarburants. Le nombre de points comparables proposant des indicateurs autres que ceux portant sur les émissions de GES est bien trop faible à l'heure actuelle pour appliquer la même démarche à d'autres préoccupations environnementales.

Recommandations

Implications pour la décision publique

1. Intégrer les effets directs et indirects des CAS dans l'évaluation environnementale du développement des biocarburants

La revue bibliographique menée dans le cadre de cette étude indique que les changements d'affectation des sols ont des conséquences potentiellement importantes sur le bilan net en émissions de GES des biocarburants. Si des incertitudes subsistent, elles ne peuvent à elles seules justifier d'ignorer cet effet dans l'appréciation de l'effet environnemental net des biocarburants dans la mesure où le risque d'émissions directes et indirectes supérieures à celles associées aux carburants fossiles ne peut être exclu.

Les effets directs des CAS sont plus facilement observables et contrôlables. Les mesures de contrôle et de suivi des terres sur lesquelles sont cultivées les matières premières destinées à la production de biocarburants doivent donc être utilisées afin de limiter les conversions les plus émettrices (par exemple sur les tourbières). Il reste que, la prise en compte des seuls effets directs, si elle est nécessaire, n'est pas suffisante.

La justification environnementale du soutien au développement des biocarburants nécessite donc d'intégrer une évaluation des effets des CAS qui tienne compte de l'ensemble des effets directs et indirects. Cet examen doit tenir compte de la diversité des caractéristiques des filières considérées et des mécanismes de marché sous-tendant les effets indirects.

2. Promouvoir les filières et les actions qui permettent de réduire la concurrence sur les usages des terres sans augmenter les émissions de GES

Les mesures permettant d'accroître la productivité, à la fois dans les secteurs agricole et de la transformation, peuvent limiter l'expansion nécessaire pour satisfaire le surcroît de demande liée aux biocarburants et ainsi les effets indirects des CAS. Ainsi, l'amélioration des rendements agricoles (notamment dans les zones où les CAS peuvent avoir des conséquences fortes sur les émissions comme l'Amérique Latine ou l'Asie du Sud Est) et de l'efficacité énergétique des biocarburants peuvent limiter la pression sur le foncier, et donc les effets indirects liés aux CAS. Il convient alors d'être attentif à l'examen des conséquences sur les autres sources d'émissions de GES (notamment de N₂O).

Favoriser le développement des filières dites de deuxième génération est également souvent mis en avant comme un moyen d'atténuer les effets indirects liés aux CAS du fait d'une plus grande efficacité énergétique et d'une moindre concurrence avec les terres destinées aux autres usages. Peu de travaux sont néanmoins disponibles dans la littérature sur les conséquences du développement de ces filières sur les CAS et les émissions de GES. Les connaissances dans ce domaine doivent être encore être approfondies.

3. Promouvoir une comptabilité complète des émissions de GES et son intégration dans les négociations internationales sur le climat

En dernière analyse, les effets liés aux CAS sont dus au fait que les agents ne tiennent pas compte des conséquences de leurs décisions de production sur leurs émissions de GES. Le développement d'une comptabilité complète des émissions de gaz à effet de serre, harmonisée au niveau international et incluant les émissions liées aux CAS, constitue un premier pas vers la mise en place d'un système d'incitations permettant d'orienter les décisions des agents dans le sens d'une meilleure efficacité économique et environnementale.

Compte tenu de l'état des négociations internationales sur le climat, il est clair qu'un tel objectif ne peut se situer que dans une perspective de long terme.

4. Soutenir le développement des modélisations spatialement explicites des usages des sols

La méta-analyse proposée dans cette étude n'est qu'un moyen d'analyser l'état de l'art sur la question des changements d'allocation des sols et de leurs conséquences environnementales. En ce sens, elle ne fournit pas une description structurelle des mécanismes à l'œuvre et de leur articulation. Elle ne peut donc se substituer à des modélisations explicites de ces mécanismes.

A l'aune des références analysées, il apparaît qu'une prise en compte correcte des effets directs et indirects des effets des CAS sur les émissions nécessite au minimum :

- Une couverture globale pour prendre en compte les effets indirects qui passent par des marchés agricoles internationaux de plus en plus intégrés,
- Une description explicite et transparente des mécanismes d'ajustements des marchés en termes de réponse de l'offre (distinguant expansion, substitution et intensification) et de la demande (incluant demande pour l'alimentation humaine et animale et non alimentaire) aux variations de prix,
- Une description détaillée des usages existants prenant en compte leurs caractéristiques environnementales (stocks de carbone) et agronomiques (rendements).

Les modèles intégrant ces caractéristiques nécessitent des investissements lourds en termes de données et de développement. Il n'est donc pas étonnant que le nombre de modèles identifiés capables de traiter cette question reste limité.

Un certain nombre de points doivent être mieux pris en compte dans les modèles existants :

- La description du secteur de l'élevage, notamment dans les pays en développement où les conséquences pour les stocks de carbone sont potentiellement importantes, et du lien entre élevage et usages des sols. Si la prise en compte du lien entre co-produits et alimentation animale est maintenant largement partagée, la représentation des prairies et du partage intensification/expansion dans le secteur animal reste souvent très frustré.
- La prise en compte spatialement explicite des changements d'usages des sols, permettant notamment de mieux représenter les effets sur les stocks de carbone et mieux distinguer effets directs et indirects
- Une plus large prise en compte des possibilités offertes par les procédés dits de « 2^{ème} génération ».
- L'intégration d'autres enjeux environnementaux associés aux CAS (biodiversité, ressource en eau, qualité des sols, etc.)
- Une caractérisation plus transparente des paramètres clés (notamment les élasticités) et une quantification systématique de l'incertitude entourant ces paramètres et de son influence sur les résultats.

Deux voies sont possibles à ce niveau : (i) la collaboration avec les équipes développant les modèles existants ; (ii) la construction de nouvelles modélisations. La deuxième voie n'est possible qu'au prix d'un investissement lourd et s'inscrivant sur le long terme.

5. Mieux articuler analyses économiques et analyses de cycle de vie

Les modèles économiques apparaissent mieux à même de prendre en compte l'ensemble des effets indirects sur les CAS que les études conséquentielles. Les études conséquentielles nécessitent en effet des hypothèses ad hoc pour représenter les CASi et supposent implicitement une représentation linéaire critiquable des effets du développement des biocarburants. En revanche, le cadre normalisé qu'elles offrent est un atout majeur en ce qu'il permet de relier facilement les résultats aux analyses de cycle de vie qui jouent un rôle structurant dans le débat public. Les modèles économiques peuvent bénéficier de ce cadre notamment pour l'évaluation des effets directs et l'intégration des émissions liées à la production de la matière première, la transformation et la distribution. Une meilleure articulation entre ces deux approches est notamment nécessaire pour les émissions de N₂O liées à l'intensification.

6. Capitaliser, valoriser et maintenir la base de données constituée dans le cadre de cette étude

Au-delà des méthodes statistiques mises en œuvre, la base de données constituée dans le cadre de l'étude constitue un « co-produit » (plutôt qu'un « sous-produit ») intéressant en soi sur lequel il serait dommage de ne pas capitaliser étant donné le caractère récent de la littérature sur la question des CAS et les incertitudes qui subsistent. Les données bibliographiques recueillies offrent ainsi une base précieuse pour la communauté scientifique travaillant sur le sujet, mais également pour développer une veille documentaire active sur la question.

En outre, la grille d'analyse des références collectées peut certainement être enrichie et affinée au-delà de ce qui a pu être fait dans le temps imparti à l'étude. Cela concerne évidemment le nombre d'études intégrées à l'analyse au fur et à mesure qu'elles sont publiées, mais également les variables retenues pour les décrire. A titre d'illustration, une des pistes évoquées par les experts sollicités pour évaluer notre travail a été d'intégrer les sources de financement des recherches menées sur le sujet pour examiner l'influence éventuelle sur les résultats et/ou les hypothèses retenues. Cette piste n'a pas pu être poursuivie mais offre des perspectives intéressantes qui méritent d'être creusées.

Références

- ADEME. (2010). *Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France - Rapport final*.
- Air Improvement Resource. (2010). A Comparison of Corn Lifecycle Analyses: California Low Carbon Fuels Standard (LCFS) Versus Renewable Fuels Standard (RFS2).
- Al-Riffai, P., Dimaranan, B., & Laborde, D. (2010). *Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate*. Final Report Rapport, IFPRI.
- Babcock, B., Curgel, A., & Stowers, M. (2011). Final Recommendation from The Elasticity Values Subgroup. *ARB LCFS Expert workgroup, California Environmental Protection Agency*.
- Babcock, B., Curgel, A., & Stowers, M. (2011). *Final Recommendation From The Elasticity Values Subgroup*. ARB LCFS Expert Workgroup, California Environmental Protection Agency.
- Baltagi, B. H., Song, S. H., & Jung, B. C. (2001). The unbalanced nested error component regression model. *Journal of Econometrics*, 101, pp. 357-381.
- Banse, M., Meijl, H. v., Tabeau, A., & Woltjer, G. (2008). Will EU biofuel policies affect global agricultural markets? *European Review of Agricultural Economics*, 35(2), 117–141.
- bauen, A., Chudziak, C., Vad, K., & Watson, p. (2010). *A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impacts of biofuels: Final report*. E4Tech, UK Department for transport.
- Bauen, A., Chudziak, C., Vad, K., & Watson, P. (2010). *A causal descriptive approach to modelling the GHG emissions associated with the indirect land use impacts of biofuels: Final Report*. Rapport, E4Tech UK Department for Transport.
- Birur, D. K., Beach, R. H., Hertel, T. W., & McCarl, B. (2010, July 25-27). Global Implication of U.S. Biofuels Policies in an integrated Partial end General Equilibrium Framework. *AAEA, CAES, & WAEA Joint Annual Meeting*. Denver, Colorado.
- Börjesson, P., & Tufvesson, L. M. (2011). Agricultural crop-based biofuels : resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production*, 19(2-3), 108-120.
- Brandao, M. (2011). *Food, Feed, Fuel, Timber or Carbon Sink? Towards sustainable land-use systems - a consequential life cycle approach*. Centre for Environmental Strategy; Division of Civil, Chemical and Environmental Engineering; Faculty of Engineering and Physical Sciences; University of Surrey.
- Britz, W., & Hertel, T. W. (2009). Impact of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: An integrated Pe, global CGE analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 1-8.
- Brunelle, T. (2009). *Etat des lieux des connaissances et outils existants pour évaluer les changements indirects d'affectation des terres liés au développement des bioénergies*. Rapport, CIRED.
- CARB. (2009). *Staff report: Initial statement of reasons proposed regulation to implement the Low Carbon Fuel Standard - Volume 1*.
- CARB. (2009a). Proposed regulation to implement the Low Carbon Fuel Standard - Staff report: Initial statement of reasons. Sacramento, California.

- CARB. (2010). *Attachement 2 : Land Use Change Effects for Soy Biodiesel and Renewable Diesel*.
- Dumortier, J. a. (2011). Sensitivity of Carbon Emission Estimates from Indirect Land-Use Change. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 1-21.
- Dumortier, J., Hayes, D. J., Carriquiry, M., Dong, F., Du, X., Elobeid, A., et al. (2009). *Sensitivity of Carbon Emission Estimates from Indirect Land-Use Change*. Working Paper Document de travail, Center for Agricultural and Rural Development Iowa State University.
- Edwards, R. a. (2010). *Indirect Land Use Change from increased biofuels demand: Comparison of models and results for marginal biofuels production from different feedstocks*.
- EPA. (2009). Regulation of Fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program - Notice of proposed rulemaking.
- EPA. (2010). Regulation of Fuels and Fuel Additives: Changes to Renewable Fuel Standard Program; Final Rule. Federal Register / Vol.75, No. 58.
- European Commission. (2010). *The Impacts of Land Use Change on Greenhouse Gas Emissions from Biofuels and Bioliquids: Literature review*. Literature review, European Commission DG Climat.
- F.O-Licht. (2011). World Ethanol and Biofuels report. Vol.9, No 17 / 11.05.2011. pp. 312-316.
- FAO. (2010). *Evaluation des ressources forestières mondiales 2010*.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(5867), 1235-1237.
- Fehrenbach, H., Giegrich, J., Reinhardt, G., & Rettenmaier, N. (2009). *Synopsis of current models and methods applicable to indirect land use change (ILUC)*. IFEU.
- Fristche, U. R., Hennenberg, K., & Hünecke, K. (2010). *The "iLUC Factor" as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change*. Darmstadt: Oeko-Institut.
- Fritsche, U. R., Hennenberg, K. J., Hermann, A., Hünecke, K., Schutze, F., & Wiegmann, K. (2009). *Development of strategies and sustainability standards for the certification of biomass for international trade. Sustainable Bioenergy: Current Status and outlook*. Oeko-Institut.
- Fritsche, U. R., Hennenberg, K. J., Wiegmann, K., Herrera, R., Franck, B., Köppen, S., et al. (2010). *Bioenergy Environmental Impact Analysis (BIAS): Analytical Framework*. Rome: FAO.
- Fritsche, U. R., & Wiegmann, F. (2011). *Indirect Land use Change and Biofuels*. Brussels: Study for the European Parliament's Committee on Environment, Public Health and Food Safety; IP/A/ENVI/SY/2010-15.
- Gnansounou, E., Dauriat, A., Panichelli, L., & Villegas, J. (2008). Energy and greenhouse gas balances of biofuels: biases induced by LCA modelling choices. *Journal of Scientific and Industrial Research*, 67, 885-897.
- Gurgel, A., Reilly, J. M., & Paltsev, S. (2007). Potential Land Use Implications of a Global Biofuels Industry. *Journal of Agricultural and Food Industrial Organization* (5-2).
- Havlik, P., Schneider, U. A., Schmid, E., Böttcher, H., Fritz, S., Skalský, R., et al. (2010). Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, *In press*, 1-13.
- Hertel, T. W., & Tsigas, M. E. (1988). Tax policy and U.S. agriculture: A general equilibrium analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, 289-302.

- Hertel, T. W., Golub, A. A., Jones, A. D., O'Hare, M., Plevin, J. R., & Kammen, D. M. (2010). Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 223-231.
- Hertel, T. W., Golub, A. A., Jones, A. D., O'Hare, M., Plevin, R. J., & Kammen, D. M. (2010). Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 60(3), 223-231.
- Hertel, T. W., Hummels, D., Ivanic, M., & Keeney, R. (2004). How Confident Can We Be in CGE-Based Assessments of Free Trade Agreements? *GTAP Working Paper No. 26*. West Lafayette, Indiana: Center for Global Trade Analysis.
- Hoefnagels, R., Smeets, E., & Faaij, A. (2010). Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14(7), 1661-1694.
- IPCC. (2011). *Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*.
- Keeney, R., & Hertel, T. W. (2009). The Indirect Land Use Impacts of United States Biofuel Policies: The Importance of Acreage, Yield, and Bilateral Trade Responses. *American Journal of Agricultural Economics*, 91(4), 895-909.
- Kim, H., Kim, S., & Dale, B. E. (2009). Biofuels, Land Use Change, and Greenhouse Gas Emissions: Some Unexplored Variables. *Environmental Science & Technology*, 43(3), 961-967.
- Kretschmer, B., & Peterson, S. (2010). Integrating bioenergy into computable general equilibrium models - A survey. *Energy Economics*, 32, 673-686.
- Laborde, D. (2011). *Assessing the Land Use Change Consequences of European Biofuel Policies*. Washington, DC, USA: IFPRI.
- Laborde, D., & Valin, H. (2011). Modelling Land Use Changes in a Global CGE: Assessing the EU biofuel mandates with the MIRAGE-BioF model. IFPRI.
- Lange, M. (2011). The GHG balance of biofuels taking into account land use change. *Energy Policy*, 39, 2373-2385.
- Lapola, D. M., Schaldach, R., Alcamo, J., Bondeau, A., Koch, J., Koelking, C., et al. (2010). Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(8), 3388-3393.
- Lim, S., & Lee, K. T. (2011). Parallel production of biodiesel and bioethanol in palm-oil-based biorefineries: life cycle assessment on the energy and greenhouse gases emissions. *BIOFUELS BIOPRODUCTS & BIOREFINING-BIOFPR*, 5(2), 132-150.
- Lywood, W. a. (2008). *Evidence provided by Ensus Ltd to the RFA study on the indirect effects of biofuels*.
- Melillo, J. M., Reilly, J. M., Kicklighter, D. W., Gurgel, A. C., Cronin, T. W., Paltsev, S., et al. (2009). Indirect Emissions from Biofuels: How Important? *Science*, Vol 326, 1397-1399.
- Narayanan G., B., & Walmsey, T. L. (2008). *Global Trade, Assistance, and Production: The GTAP 7 Data Base*. Center for Global Trade Analysis, Purdue University.
- 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*.
- Overmars, K. P., Stehfest, E., Ros, 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*.

- Plevin, R. J., O'Hare, M., Jones, A. D., Torn, M. S., & Gibbs, H. K. (2010). Greenhouse Gas Emissions from Biofuels' Indirect Land Use Change Are Uncertain but May Be Much Greater than Previously Estimated. *Environ. Sci. Technol.*, Vol 44, 8015–8021.
- Prins, A., Stehfest, E., Overmars, K., & Ros, J. (2010). *Are models suitable for determining ILUC factors?* Rapport, Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Reinhard, J., & Zah, R. (2009). Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 17(S1), S46 - S56.
- Reinhard, J., & Zah, R. (2011). Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy*, *In Press*, *Corrected Proof*.
- Rettenmaier, N., Köppen, S., Gärtner, S. O., & Reinhardt, G. A. (2010). Life cycle assessment of selected future energy crops for Europe. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*, 4, 620–636.
- Searchinger, T., & Heimlich, R. (2008). Estimating Greenhouse Gas Emissions from Soy-based US Biodiesel when Factoring in Emissions from Land Use Change. *Farm Foundation*.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). {Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change}. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). Use of U.S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land-Use Change. *Science*, 319(5867), 1238-1240.
- Tipper, R., Hutchinson, C., & Brander, M. (2009). *A Practical Approach for Policies to Address GHG Emissions from Indirect Land Use Change Associated with Biofuels*.
- Tyner, W. E., Taheripour, U., & Baldos, U. (2009). *Land use changes carbon emissions due to US Ethanol production*. Department of Agricultural Economics, Purdue University.
- Tyner, W. E., Taheripour, U., Zhuang, Q., Birur, D., & Baldos, U. (2010). *Land use changes and consequent CO2 emissions due to US corn ethanol production: a comprehensive analysis*. Department of Agricultural Economics, Purdue University.
- UNICA. (2009). *Proposed Low Carbon Fuel Standard: UNICA comments on California's Low Fuel Standard*.

- Union Européenne. (2009a). Directive 2009/29/CE du parlement européen et du conseil du 23 avril 2009 modifiant la directive 2003/87/CE afin d'améliorer et d'étendre le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre.
- Union Européenne. (2009b). Directive 2009/30/CE du parlement européen et du conseil du 23 avril 2009 modifiant la directive 98/70/CE en ce qui concerne les spécifications relatives à l'essence, au carburant diesel et aux gazoles ainsi que l'introduction d'un mécanisme permettant de.
- USDA-FAS. (2010a). Gain Report Number BR10006, Brazil Annual 2010.
- USDA-FAS. (2010b). Gain Report Number CH10037, China - People Republic of - Biofuels Annual 2010.
- USDA-FAS. (2010c). Gain Report Number IN1058, India - Biofuels Annual 2010.
- Valin, H. (2011). *Biofuel policies and land use change modelling: Representation, findings, uncertainty*. Présentation en séminaire interne UMR INRA-AgroParisTech Economie Publique.
- van der Werf, E., & Peterson, S. (2009). Modeling linkages between climate policy and land use: an overview. *Agricultural Economics*, 40(5), 507-517.
- Witzke, P. a. (2010). A decomposition approach to assess ILUC results from global modeling efforts. *IATRC Symposium*.