



**EFFETS ENVIRONNEMENTAUX DES CHANGEMENTS D'AFFECTATION DES SOLS  
LIÉS À DES RÉORIENTATIONS AGRICOLES, FORESTIÈRES, OU D'ÉCHELLE TERRITORIALE**

UNE REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE SCIENTIFIQUE

RAPPORT DE L'ÉTUDE RÉALISÉE PAR L'INRA ET L'ADEME - DÉCEMBRE 2017





Délégation à l'Expertise, à la Prospective  
et aux Etudes (DEPE)

# **Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriale**

Une revue critique de la littérature scientifique

## **Rapport d'étude**

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (coordinateurs),  
Monia El Akkari, Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen,  
Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt,  
Mélanie Sandoval, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère

## **Partie III - Méta-analyse des émissions de gaz à effet de serre induites par la production de biomasse à vocation énergétique**

Monia El Akkari, Olivier Réchauchère, Benoît Gabrielle,  
Antonio Bispo, David Makowski

Décembre 2017

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (pilotes scientifiques de l'étude)

Monia El Akkari (chargée d'étude)

Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen, Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt (experts scientifiques principaux)

Martial Bernoux, François Chiron, Laure Cormier, Stéphane De Cara, Guillaume Decocq, Cécile Detang-Dessendre, Jean-François Dhôte, Nathalie Frascaria-Lacoste, Sophie Legras, Philippe Lescoat, Romain Melot, Claude Napoleone, Bertrand Schmitt (experts scientifiques contributeurs ponctuels)

Equipe projet DEPE : Olivier Réchauchère (chef de projet), Sophie Le Perchec (documentation), Mélanie Sandoval (traitement de données documentaires), Isabelle Savini (appui rédactionnel, édition), Anaïs Tibi (suivi méthodologique), Kim Girard (suivi logistique et administratif)

Contacts : [antonio.bispo@inra.fr](mailto:antonio.bispo@inra.fr), [david.makowski@inra.fr](mailto:david.makowski@inra.fr), [benoit.gabrielle@agroparistech.fr](mailto:benoit.gabrielle@agroparistech.fr), [olivier.rechauchere@inra.fr](mailto:olivier.rechauchere@inra.fr)

Le présent document constitue le rapport de l'étude sollicitée conjointement par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (Ademe) et le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF), convention n°12-60-C0004. Le contenu du rapport n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Il a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA.

Le rapport complet (Introduction, Partie I, Partie II et Partie III), ainsi que la synthèse (68 pages) et le résumé (8 pages) du rapport sont disponibles sur le site institutionnel de l'INRA ([www.inra.fr](http://www.inra.fr)).

Pour citer ce document :

Antonio Bispo, Benoît Gabrielle, David Makowski (coordinateurs), Monia El Akkari, Laure Bamière, Aude Barbottin, Valentin Bellassen, Cécile Bessou, Patrice Dumas, Sabrina Gaba, Julie Wohlfahrt, Mélanie Sandoval, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère, 2017. *Effets environnementaux des changements d'affectation des sols liés à des réorientations agricoles, forestières, ou d'échelle territoriale : une revue critique de la littérature scientifique*, Rapport d'étude, INRA (France), 238 p.

## Sommaire de la Partie III

1. Introduction .....	217
2. Matériel et méthodes.....	218
2.1. Origine et sélection des études.....	218
2.2. Taille d'effet .....	218
2.3. Analyse statistique descriptive.....	219
2.4. Estimation des tailles d'effet .....	219
3. Résultats .....	221
3.1. Résultats obtenus avec les valeurs de Ef extraites des articles sélectionnés .....	221
3.2. Résultats obtenus avec les valeurs de référence de Ef.....	225
4. Discussion.....	228
5. Conclusion .....	229
Références bibliographiques.....	229
Références citées dans le texte .....	229
Corpus des 51 articles sélectionnés pour la méta-analyse.....	230
Annexes .....	233



# Méta-analyse des émissions de gaz à effet de serre induites par la production de biomasse à vocation énergétique

Monia El Akkari, Olivier Rechauchère, Benoit Gabrielle, Antonio Bispo, David Makowski

## 1. Introduction

Ce document est la troisième partie du rapport de l'étude RevoLUC. Après avoir étudié la diversité des réorientations dans l'espace agricole conduisant à des impacts environnementaux liés à des changements d'affectation des sols (Partie I), puis effectué une revue systématique des connaissances sur les impacts des réorientations des systèmes vers la production de biomasse non alimentaire (Partie II), le présent volume vise à réaliser une estimation quantifiée, au moyen d'une méta-analyse, de l'impact sur le climat de la production de bioénergie tenant compte des changements d'affectation des sols.

Il est communément admis que l'augmentation des quantités de gaz à effet de serre dans l'atmosphère affecte le système climatique terrestre. L'utilisation de combustibles fossiles étant le principal facteur contribuant à l'augmentation de la concentration de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, des alternatives à l'utilisation de ce type d'énergie ont été proposées.

Les bioénergies constituent une alternative intéressante aux énergies fossiles. L'agriculture peut potentiellement fournir de la biomasse à partir de cultures énergétiques dédiées et à partir des résidus de la production à vocation alimentaire. L'Union Européenne, comme d'autres pays, a mis en œuvre des politiques relatives aux bioénergies, visant à la fois à promouvoir leur utilisation et à diminuer simultanément sa dépendance aux combustibles. Diverses exigences de durabilité ont été fixées à travers la Directive 2009/28 / EC, dont des seuils de réduction des émissions, par rapport à une référence fossile.

Bien que la biomasse représente une alternative intéressante aux carburants fossiles, cette source d'énergie peut avoir un impact environnemental important lié, notamment, à son incidence sur les changements de l'affectation des sols directs et indirects (Searchinger *et al.*, 2008 ; Havlik *et al.*, 2011). Les émissions liées aux changements d'affectation des sols sont dites directes lorsqu'elles résultent de conversions de terres 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. Plusieurs études ont calculé les émissions de gaz à effet de serre des filières bioénergies, surtout celles conduisant à la production de biocarburants. De Cara *et al.* (2012) a montré que les émissions induites par les changements d'affectation des sols étaient très variables entre études. Les émissions de gaz à effet de serre de la filière bioénergie peuvent varier en fonction du type de culture (Gabrielle *et al.*, 2014), du type de biomasses (première et deuxième génération) (Van Dam *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2011 ; Ilya *et al.*, 2013), du type de bioénergies (biodiesel, bioéthanol, bioélectricité et biogaz) (Delivand *et al.*, 2013), et du type de changement d'affectation des sols induit (ex : remplacement d'une forêt ou d'une prairie par des cultures énergétiques) (Wicke *et al.*, 2008 ; Lange *et al.*, 2011 ; Silalertruksa *et al.*, 2011).

L'objectif de la méta-analyse présentée dans ce rapport est de synthétiser les valeurs d'émissions de gaz à effet de serre publiées dans 51 études. Les données publiées sont utilisées pour calculer les différences relatives entre les émissions de gaz à effet de serre des filières bioénergies et celles des énergies fossiles. Les différences d'émissions obtenues pour différents groupes de scénarios sont analysées pour identifier les situations conduisant à de fortes émissions et celles conduisant à de faibles émissions.

## 2. Matériel et méthodes

### 2.1. Origine et sélection des études

La méta-analyse a été conduite dans le cadre d'une étude plus globale portant sur différents types d'impacts environnementaux induits par des changements d'affectation des sols pour la production de biomasse non alimentaire. L'objectif de cette étude globale est de recenser et d'analyser les articles étudiant, d'une part, les effets des réorientations des systèmes agricoles et forestiers et d'aménagement du territoire sur les changements d'affectation des sols directs et indirects (CASi et CASd) et, d'autre part, les impacts environnementaux engendrés par les CASd et CASi. La stratégie de recherche bibliographique systématique mise en œuvre dans cette étude globale est décrite dans l'Introduction du présent rapport. Nous n'en rappelons ici que les grandes lignes.

Une recherche par mots-clés dans le Web of Science a conduit à l'identification de 5 730 références (au 4 février 2015). Ces articles ont été analysés au moyen d'un outil d'analyse textuelle, CorTexT qui repose sur la fouille automatisée dans les titres, résumés et mots-clés des références sélectionnées. CorTexT élabore ses propres mots-clés et étudie statistiquement comment ces mots-clés sont associés les uns aux autres au sein des articles (co-occurrences). Dans notre cas, cette analyse textuelle a permis de distinguer huit clusters. Chaque cluster est caractérisé par des mots-clés décrivant un ou plusieurs types de réorientation d'usage des sols et les impacts environnementaux associés. Les articles pris en compte dans cette méta-analyse sont issus du cluster concernant la production de biomasse non alimentaire, qui inclut 1 785 articles. Les titres et les résumés de ces 1 785 articles ont été lus pour éliminer les articles non pertinents. A l'issue de cette phase de tri, 614 articles sur les 1 785 sélectionnés par CorTexT ont finalement été retenus. Un deuxième tri a ensuite été réalisé en analysant le contenu du corps des articles à l'aide d'une grille de lecture. Ce tri nous a conduit à identifier 127 articles traitant explicitement des impacts de la production de bioénergie sur le climat. Parmi ces articles, 51 contenaient des résultats quantitatifs sur les émissions de gaz à effet de serre.

Ce groupe de 51 articles a été retenu pour la méta-analyse. Chaque article comporte un ou plusieurs scénarios caractérisés par un type de CASd et CASi et un type de bioénergie. Le nombre total de scénarios est égal à 380 (dont 114 en Europe, 110 en Amérique du sud, 67 en Amérique du nord, 74 en Asie, 2 en Australie, 1 en Afrique du sud).

### 2.2. Taille d'effet

La taille d'effet considérée ici correspond à la différence relative entre les émissions de gaz à effet de serre résultant de la production de bioénergie et celles résultant du carburant fossile. Elle est définie par  $R = \frac{E_b - E_f}{E_f}$ , avec  $E_b$  l'émission résultant de la production de bioénergie,  $E_f$  l'émission associée au carburant fossile. Cette taille d'effet est sans unité, et permet de gérer l'hétérogénéité des unités utilisées dans les articles sélectionnés.

La taille d'effet  $R$  est calculée pour chaque scénario de chaque article selon deux stratégies : (i) en utilisant les valeurs de  $E_f$  extraites des articles sélectionnés, (ii) en utilisant des valeurs de  $E_f$  fixées à des valeurs de références proches de celles utilisées pour les biocarburants aux USA et dans l'Union Européenne (respectivement 94 et 84 gCO<sub>2</sub>.MJ<sup>-1</sup>). La seconde stratégie nous a permis d'augmenter le nombre de données disponibles car, dans 22 articles, les valeurs de  $E_f$  étaient manquantes. Dans ce cas, les tailles d'effet ont été calculées successivement avec deux valeurs de référence (84 et 94 gCO<sub>2</sub>.MJ<sup>-1</sup> pour les biocarburants, 200 et 500 kWh pour la bioélectricité).

Cette approche nous a ainsi permis de générer trois séries de tailles d'effet basées sur trois types de valeurs de  $E_f$ . Ces séries de valeurs de  $R$  ont été analysées séparément dans le but d'étudier la sensibilité de nos conclusions aux valeurs de  $E_f$ . Les nombres d'articles et de valeurs de  $R$  disponibles dans chaque cas sont présentés dans le Tableau III-1. Les nombres d'articles et de valeurs de  $R$  sont présentés pour différentes catégories de scénarios dans le Tableau III-2.

Origine de $E_f$	Nombre d'articles	Nombre de données ( $R$ )
Valeurs extraites des articles	29	209
Valeurs de référence	51	380

**Tableau III-1.** Nombres d'articles et de valeurs de  $R$  disponibles selon l'origine de  $E_f$  (émission associée au carburant fossile)

Catégorie de scénarios	Nombre d'articles	Nombre de données ( $R$ )
Bioéthanol	28	169
Bioélectricité	7	28
Biodiésel	19	149
Sans palmier à huile	42	316
Avec palmier à huile	13	64
Occupation initiale : pas de prairie	27	159
Occupation initiale : prairie	20	120
Occupation initiale : pas de forêt	34	222
Occupation initiale : forêt	11	59
Biocarburant 2G	24	111
Biocarburant 1G	36	258

**Tableau III-2.** Nombre d'articles et de valeurs de  $R$  disponibles selon le type de scénarios (cas où  $E_f$  est fixée aux valeurs de référence)

### 2.3. Analyse statistique descriptive

Chaque distribution des valeurs de  $R$  a été analysée graphiquement à l'aide de *boxplots* présentant les valeurs minimales et maximales, les 1<sup>er</sup> et 3<sup>ème</sup> quartiles, et la médiane. Des *boxplots* ont été réalisés pour différents groupes de scénarios correspondant à différents types d'usage initial des sols (prairie, forêt, ou autres), différentes régions géographiques (Europe, Asie, USA, Amérique du sud), différents types de bioénergie (1G, 2G, bioéthanol, biodiesel, bioélectricité). En plus des *boxplots*, la proportion de valeurs de  $R$  supérieures à zéro (indiquant des émissions supérieures à celles des carburants fossiles de référence) a été calculée et présentée graphiquement pour les différents groupes décrits ci-dessus. Les proportions de valeurs dépassant -0,5 (fréquences empiriques des scénarios ne réduisant pas les émissions d'au moins 50%) ont également été calculées. Les valeurs de  $R$  ont également été présentées graphiquement en fonction de l'année de publication des études.

Cette procédure a été appliquée successivement aux trois séries de valeurs de taille d'effet générées avec les trois séries de valeurs de  $E_f$ .

### 2.4. Estimation des tailles d'effet

Les valeurs moyennes des tailles d'effet  $R$  ont été estimées sur l'ensemble des données et pour chacun des groupes mentionnés ci-dessus à l'aide de modèles linéaires mixtes incluant un effet aléatoire « article » (Mengersen *et al.*, 2013). Par rapport à l'analyse descriptive décrite en 2.3, l'intérêt de cette analyse statistique est de nous permettre de calculer des intervalles de confiance décrivant l'incertitude dans les émissions moyennes estimées. Cette approche permet également de tenir compte des corrélations entre les données produites au sein d'une même étude. Lorsque les études sont déséquilibrées (c'est-à-dire lorsque certaines études incluent nettement plus de données que d'autres), les émissions moyennes estimées à l'aide de cette approche peuvent être différentes des moyennes empiriques. Les différences moyennes d'émission entre groupes ont été estimées à l'aide de modèles linéaires mixtes incluant des effets fixes « groupe » et un effet aléatoire « article ». Un modèle mixte incluant un effet aléatoire « article » et un effet fixe « année » a également été ajusté aux données pour tester

l'existence d'une éventuelle relation entre  $R$  et l'année de publication. Des intervalles de confiance à 95% ont été calculés pour chaque estimation de taille d'effet moyenne et pour les différences entre groupes.

Les modèles mixtes utilisés font des hypothèses de normalité dans la distribution des données. Une analyse des résidus ayant révélé quelques valeurs extrêmes peu compatibles avec une distribution normale, nous avons ré-estimé toutes les tailles d'effet moyennes et toutes les différences entre groupes à l'aide d'une méthode de type bootstrap non-paramétrique qui ne fait pas d'hypothèse de normalité. Cette approche a été mise en œuvre en ré-échantillonnant 500 fois avec remise les études incluses dans notre base de données. L'existence de différences significatives entre groupes (à 5%) a par ailleurs été confirmée en réalisant un test non-paramétrique de Wilcoxon sur les rangs des groupes (Bauer, 1972).

Une autre série d'analyse statistique a été réalisée pour estimer l'effet des groupes sur la proportion de taille d'effet positive ( $R>0$ ). Cette approche nous a permis d'étudier les effets de différents facteurs sur la proportion de scénarios où les niveaux d'émission induits par la biomasse sont supérieurs aux niveaux d'émission induits par les carburants fossiles. Les effets des groupes sur la proportion de taille d'effet positive ont été estimés et testés à l'aide de modèles mixtes linéaires généralisés (glmm) comportant des effets « groupes » fixes et un effet « article » aléatoire.

Les analyses ont été conduites avec le logiciel R (v. 3.2.3) (R Core team, 2015). Les modèles linéaires mixtes ont été ajustés aux données à l'aide de la fonction *lme* du package *nlme* (Laird et Ware 1982 ; Pinheiro et Bates 2000) en utilisant la méthode « restricted maximum likelihood » (REML) (Mengersen et Schmid, 2013). Les modèles linéaires mixtes généralisés ont été ajustés aux données à l'aide de la fonction *glmer* du package *lme4* en utilisant une fonction de lien *logit* et une loi de probabilité binomiale.

Cette procédure a été appliquée successivement aux trois séries de valeurs de taille d'effet générées avec les trois séries de valeurs de  $E_f$ .

## 3. Résultats

### 3.1. Résultats obtenus avec les valeurs de $E_f$ extraites des articles sélectionnés

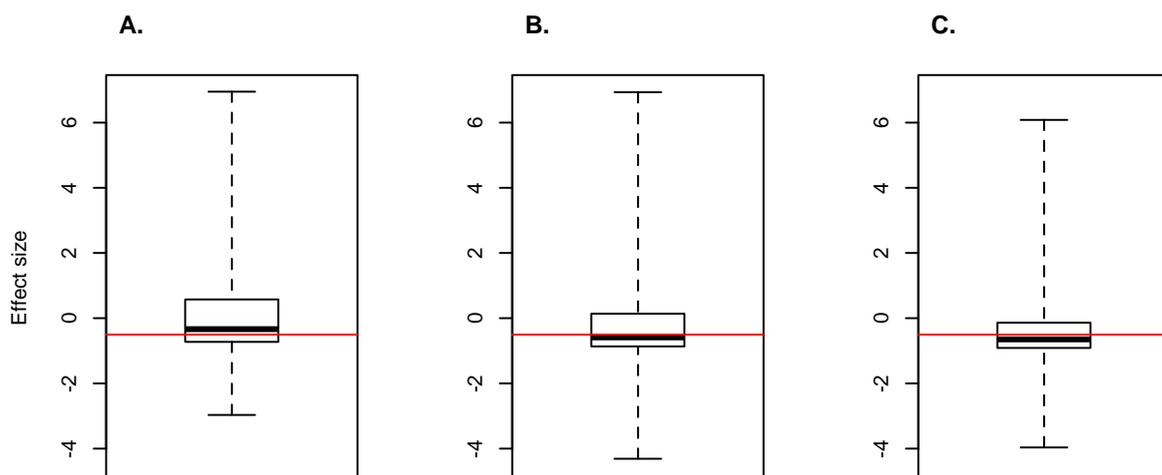
#### Analyse descriptive

Les valeurs des tailles d'effet  $R$  obtenues à partir des valeurs de  $E_f$  extraites des articles sont comprises entre -2,97 et 6,95 (Tableau III-3). Une valeur de  $R$  égale à 1 indique que la biomasse génère un niveau d'émission supérieure de 100% par rapport aux émissions du carburant fossile (c'est-à-dire  $E_b = 2E_f$ ). Une valeur nulle de  $R$  correspond à un niveau d'émission identique pour la biomasse et le carburant fossile. Une valeur négative de  $R$  indique que la biomasse conduit à une réduction des émissions par rapport au carburant fossile : une valeur de  $R$  égale à -1 correspond à  $E_b=0$ , et une valeur égale à -0,5 correspond à une situation où les émissions de la biomasse sont 50% inférieures à celles de la référence fossile. Une valeur de  $R$  strictement inférieure à -1 correspond à une situation où la biomasse induit une captation nette de gaz à effet de serre. Ainsi,  $R=-2$  signifie que la captation nette de gaz à effet de serre est égale à la quantité émise par le carburant fossile.

La gamme de variation de  $R$  est donc très large ; elle couvre à la fois des situations où les émissions sont très inférieures aux émissions obtenues avec les carburants fossiles et des situations où les émissions sont très supérieures. La médiane est égale à -0,34 ce qui indique que les émissions induites par la biomasse sont inférieures à celles du carburant fossile dans plus de 50% des situations (Tableau III-3).

Ce résultat est confirmé sur la Figure III-1 qui indique que seulement 37% des scénarios considérés ont des tailles d'effet positives. La moyenne des 209 valeurs de  $R$  est cependant positive (0,15) car les valeurs positives de  $R$  peuvent atteindre des niveaux élevés (max. = 6,95) (Tableau III-3).

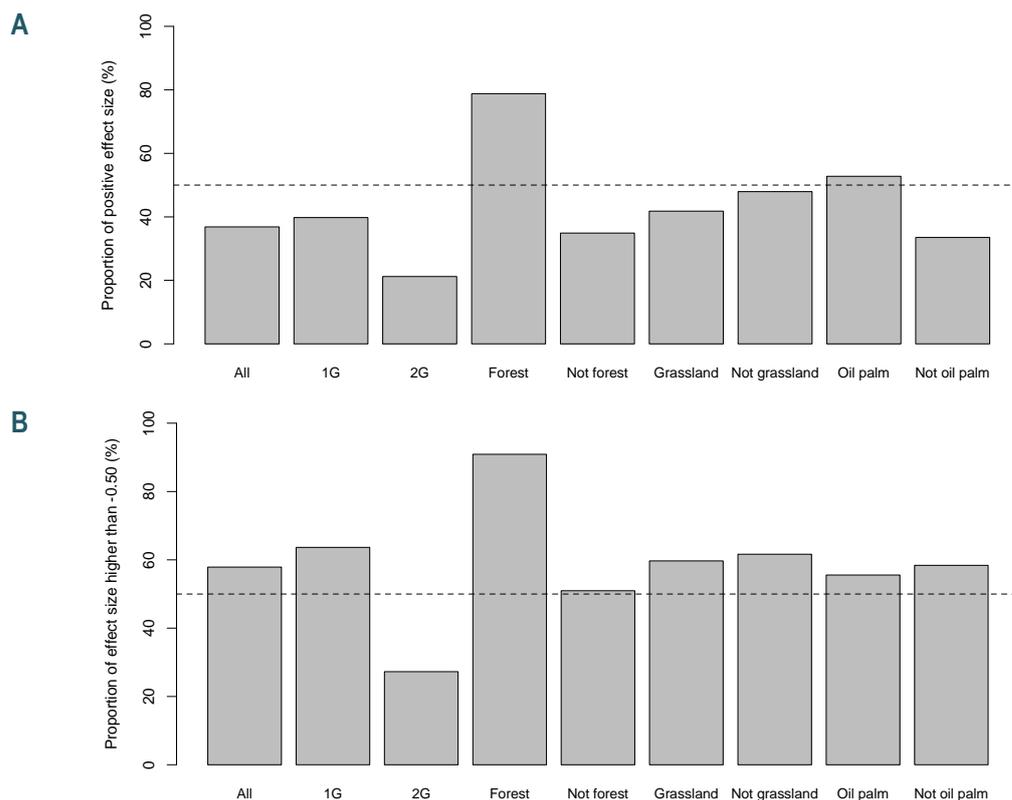
Origine de $E_f$	Valeurs de $R$					
	Min.	1 <sup>er</sup> quartile	Médiane	Moyenne	3 <sup>ème</sup> quartile	Max.
Valeurs extraites des articles	-2,97	-0,72	-0,34	0,15	0,58	6,95
Valeur minimale de référence (84)	-4,31	-0,86	-0,59	-0,22	0,14	6,93
Valeur maximale de référence (94)	-3,96	-0,91	-0,65	-0,34	-0,14	6,09



**Tableau III-3.** Gammes de variation des tailles d'effet  $R$  (différence relative d'émission par rapport au carburant fossile) en fonction de l'origine de  $E_f$  (émission associée au carburant fossile).

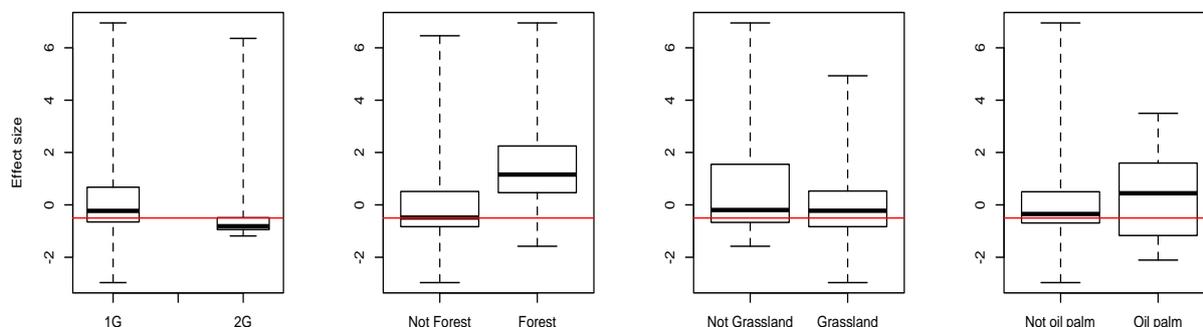
Les distributions des valeurs de  $R$  sont également présentées sous forme de *boxplots* pour les valeurs de  $E_f$  extraites des articles (A), et pour les valeurs de référence minimum (B) et maximum (C).

Chaque *boxplot* décrit (de bas en haut) : le minimum, le 1<sup>er</sup> quartile, la médiane, le 3<sup>ème</sup> quartile, le maximum de chaque distribution de  $R$ . La droite horizontale rouge correspond au seuil -0,5 (50% de réduction par rapport à l'énergie fossile).



**Figure III-1.** Proportions de scénarios où la taille d'effet est positive ( $R > 0$ ) (A), et proportions de scénarios où la taille d'effet est supérieure à  $-0,5$  (B) pour différents groupes. Ces proportions correspondent aux fréquences empiriques calculées, avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles. Les valeurs présentées dans B correspondent aux pourcentages de scénarios n'atteignant pas 50% de réduction des émissions par rapport aux énergies fossiles.

Définition des groupes de scénarios	
« All »	tous scénarios ensemble
« Forest » et « Not forest »	scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement
« Grassland » et « Not grassland »	scénarios avec un usage initial du sol de type prairie et d'un type différent d'une prairie (éventuellement prairie dégradée), respectivement
« Oil palm » et « Not oil palm »	scénarios avec une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement
« 1G » et « 2G »	scénarios avec une production de biocarburant 1G et 2G, respectivement
« Bioéthanol » et « Biodiesel »	scénarios avec une production de bioéthanol et de biodiesel, respectivement
« Bioelectricity »	scénarios avec une production de bioélectricité



**Figure III-2.** Comparaison des tailles d'effet pour les biocarburants 1G vs. 2G, pour un usage du sol initial de type « Forêt » vs. « autre », pour un usage initial du sol de type « Prairie » vs. « autre », et pour un type de biomasse « Huile de palme » vs. « autre ». Résultats obtenus avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles.

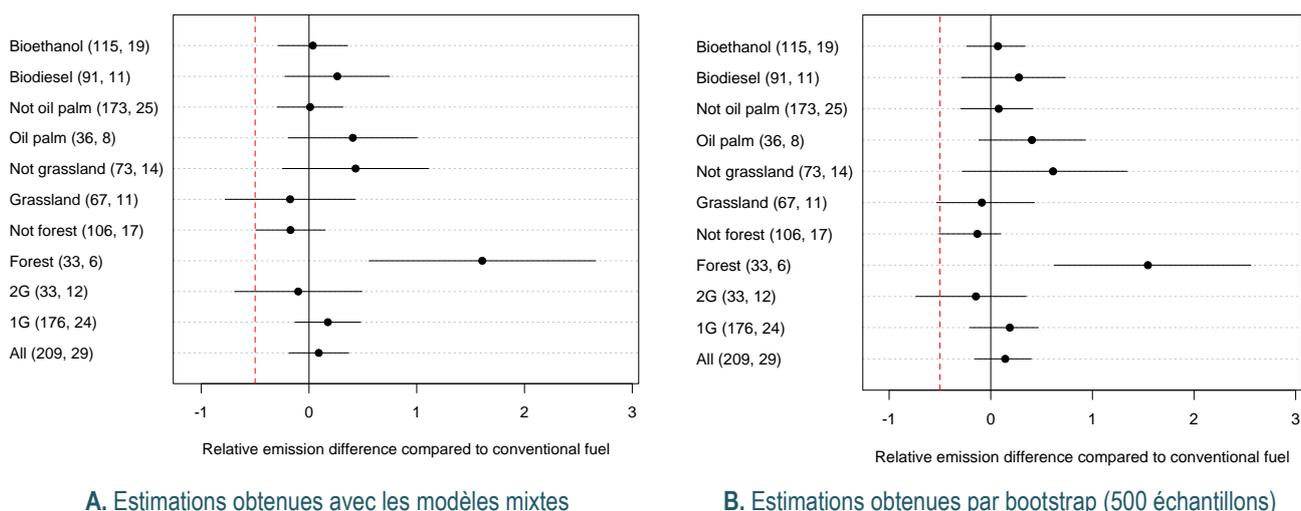
Chaque *boxplot* décrit (de bas en haut) le minimum, le 1<sup>er</sup> quartile, la médiane, le 3<sup>ème</sup> quartile, le maximum des valeurs de  $R$  de chaque groupe. A titre indicatif, la valeur de réduction de -50% des émissions est indiquée par les droites horizontales rouges.  
Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

Les gammes de variation de  $R$  obtenues pour différents groupes de scénarios sont présentées dans les Figures III-1 et III-2 ci-contre, ainsi que dans les Annexes A, B et C. La proportion de valeurs positives de  $R$  est inférieure à 50% dans la plupart des groupes, avec deux exceptions : le groupe incluant les scénarios où l'usage initial du sol correspond à une forêt (79% de valeurs de  $R$  positives) et, dans une moindre mesure, le groupe correspondant à l'huile de palme (53%) (Figure III-1A). La proportion de valeurs positives de  $R$  est particulièrement faible pour les biocarburants 2G (21%). La Figure III-1B montre que plus de la moitié des scénarios conduisent à des valeurs de  $R$  supérieures à -0,5, sauf pour les scénarios de type 2G. La réduction des émissions de 50% par rapport aux carburants fossiles n'est donc pas atteinte dans la majorité des scénarios, sauf pour le groupe des biocarburants 2G où cet objectif est satisfait dans 73% des scénarios.

Les distributions des valeurs de  $R$  présentées sur la Figure III-2 confirment les différences entre groupes ; les médianes des groupes « forêt » et « huile de palme » sont supérieures à un, et la médiane de  $R$  du groupe « biocarburant 2G » est plus faible que celles des autres groupes (médiane = -0,81). La médiane du groupe « sans forêt » est proche de ce seuil (Figure III-2). L'amplitude des *boxplots* de la Figure III-2 révèle une variabilité intra-groupe importante. Du fait de cette variabilité, il est difficile de conclure à l'existence d'une réelle différence entre groupes sans une analyse statistique formelle.

### Valeurs estimées des tailles d'effet

Les tailles d'effet moyennes estimées avec les deux méthodes (modèles mixtes et bootstrap) sont proches (Figure III-3A,B), et nous discutons essentiellement ci-dessous de celles obtenues avec les modèles mixtes (Figure III-3A).



**Figure III-3.** Valeurs estimées des tailles d'effet moyennes pour différents groupes de scénarios.

Résultats obtenus avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles.

Estimations réalisées avec les modèles mixtes (A) et par bootstrap (B).

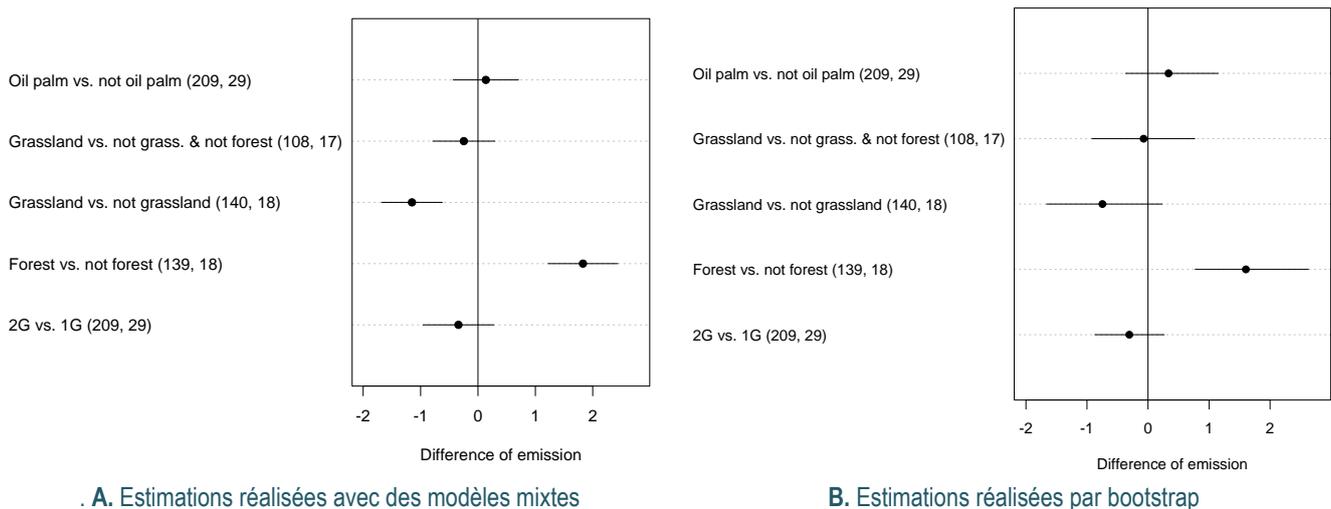
Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%. Les droites verticales rouges indiquent un niveau de réduction de 50%.

Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

L'estimation de la taille d'effet moyenne est égale à 0,09 et n'est pas significativement différente de zéro. La taille d'effet moyenne la plus élevée est obtenue pour le groupe de scénarios avec un usage initial du sol de type « forêt ». Dans ce groupe, la taille d'effet moyenne estimée est égale à 1,61 ; les émissions induites par la production de biomasse sont donc en moyenne supérieures à celles induites par les carburants fossiles de 161% avec ce type de scénario. L'intervalle de confiance associé à cette estimation est large du fait d'un nombre limité d'articles inclus dans ce groupe, mais la taille d'effet moyenne estimée est significativement différente de zéro ( $p < 0,05$ ). Les groupes « Oil palm » et « Not grassland » présentent également des estimations de tailles d'effet moyennes élevées (0,41 et 0,43, respectivement), mais elles ne sont pas significativement différentes de zéro. Les tailles d'effet moyennes les plus faibles sont celles estimées pour les groupes « Grassland » et « Not forest » (-

0,18 et -0,17), suivis de « 2G » (-0,1). Dans ces groupes, les émissions sont en moyenne plus faibles que celles induites par les carburants fossiles, mais ces valeurs moyennes ne sont pas significativement différentes de zéro. La Figure III-3 indique également que la taille d'effet moyenne n'est jamais significativement inférieure à -0,5. Cependant, pour les groupes « 2G », « Grassland », et « Not forest », les intervalles de confiance atteignent la valeur de -0,5. Pour ces trois types de scénarios, il est donc possible que le niveau de réduction atteigne 50%. Un tel niveau de réduction semble par contre exclu pour tous les autres groupes.

La Figure III-4 présente les différences entre les tailles d'effet moyennes estimées pour les groupes « 2G vs. 1G », « Forest vs. Not forest », « Grassland vs. Not grassland », « Oil palm vs. Not oil palm ». Ces différences et leurs intervalles de confiance ont été estimés avec des modèles mixtes. Une valeur positive indique que la taille d'effet moyenne est supérieure dans le premier groupe par rapport au second. Les intervalles de confiance permettent de juger de la précision de la différence estimée et de déterminer si la différence est significativement différente de zéro ou non. Avec les modèles mixtes (Figure III-4A), les résultats indiquent que les émissions sont significativement supérieures dans les scénarios correspondant à un usage initial de type « forêt » (+182% par rapport à un usage initial non forestier avec le modèle mixte), et significativement inférieures dans les scénarios correspondant à un usage initial de type « Grassland » (-115% par rapport à un usage initial qui ne correspond pas à une prairie). L'effet « prairie » est cependant nettement plus faible lorsque les émissions sont comparées à un groupe de scénarios excluant l'usage de type forêt. Les résultats obtenus par bootstrap sont proches (ex : +160% d'émission avec un usage initial forestier par rapport à un usage non forestier), mais l'effet « prairie » n'est pas significatif avec cette approche (Figure III-4B). Les différences entre biocarburants 2G et 1G, et entre les groupes « Oil palm » et « Not oil palm » sont plus faibles et ne sont pas significativement différentes de zéro (Figure III-4).



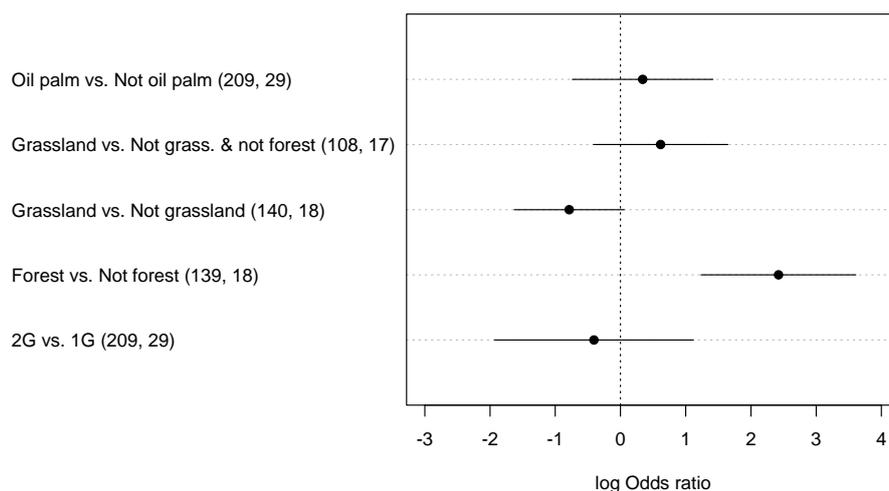
**Figure III-4.** Estimations des différences entre groupes de scénarios. Résultats obtenus avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles. Estimations réalisées avec des modèles mixtes (A) et par bootstrap (B).

Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%.

Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

Les résultats obtenus avec les modèles glmm (estimant les différences entre proportions de scénarios avec  $R > 0$ ) vont dans le même sens, mais la différence entre « Grassland » et « Not grassland » est à la limite de la significativité dans ce cas (Figure III-5).

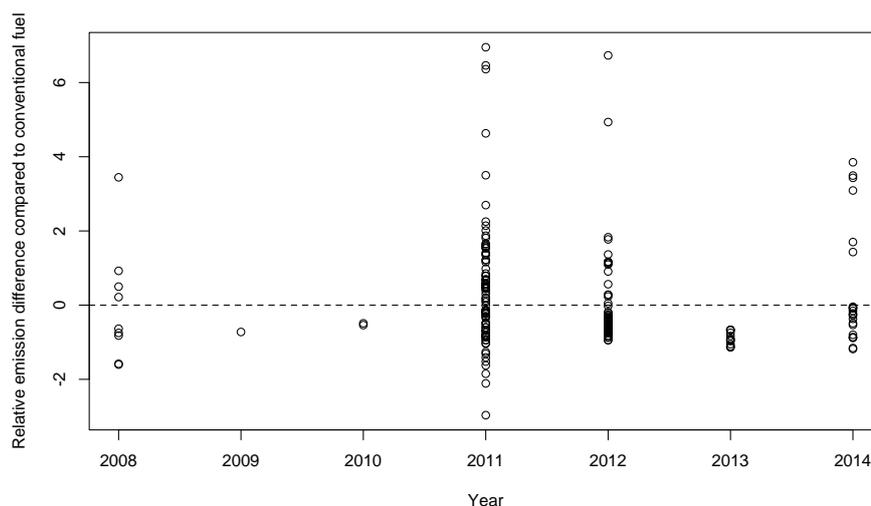
L'analyse statistique ne révèle pas d'effet significatif de l'année de publication sur la valeur de la taille d'effet (Figure III-6), ni d'effet significatif de la région sur les différences d'émissions par rapport aux carburants fossiles.



**Figure III-5.** Logarithmes des odds ratios estimés pour comparer les proportions de valeurs positives de  $R$  dans différents groupes de scénarios. Les estimations ont été réalisées avec des modèles glmm. Résultats obtenus avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles.

Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Un log odds ratio positif indique que la proportion de valeurs de  $R$  positives est supérieure dans le 1<sup>er</sup> groupe.

Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.



**Figure III-6.** Relation entre taille d'effet et année de publication. Résultats obtenus avec des valeurs de  $E_f$  extraites des articles. L'effet de l'année n'est pas significatif ( $p > 0.1$ ).

### 3.2. Résultats obtenus avec les valeurs de référence de $E_f$

#### Analyse descriptive

Les valeurs moyennes et médianes des tailles d'effet  $R$  obtenues à partir des valeurs de référence de  $E_f$  sont inférieures à celles obtenues avec les valeurs de  $E_f$  extraites des articles, surtout avec la valeur maximale (Tableau III-1 et Figure III-7). Avec les valeurs de référence de  $E_f$ , moins de 30% des scénarios considérés reportent des tailles d'effet positives (Annexe C). Les valeurs positives de  $R$  peuvent cependant atteindre des niveaux élevés (supérieures à 6) dans certains scénarios (Tableau III-1 et Annexe B).

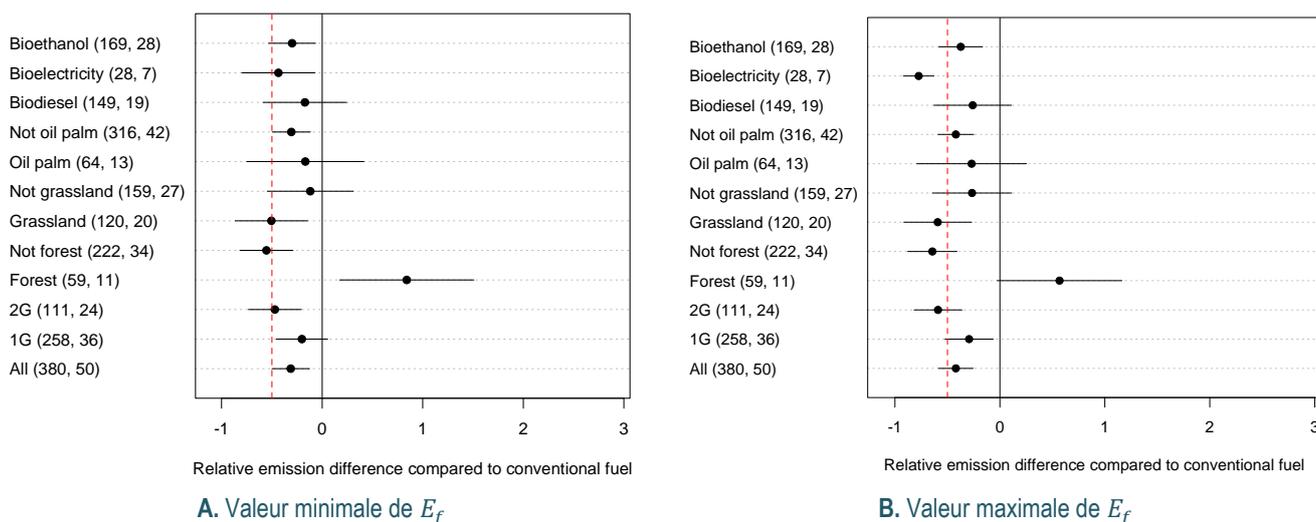
Avec les valeurs de référence de  $E_f$ , une réduction de 50% des émissions est atteinte dans plus de la moitié des scénarios pour presque tous les groupes. Il y a cependant deux exceptions notables : le groupe caractérisé par un usage initial de type forêt et le groupe 1G lorsque la valeur minimale de  $E_f$  est utilisée (Annexe D).

## Valeurs estimées des tailles d'effet

Comme cela a déjà été constaté avec les valeurs de  $E_f$  extraites des articles, la taille d'effet moyenne estimée la plus élevée est obtenue pour le groupe de scénarios avec un usage initial du sol de type « Forêt » (0,84 avec la valeur maximale de  $E_f$  et 0,57 avec la valeur minimale) (Figure III-7). Dans tous les autres groupes, les estimations de tailles d'effet moyennes sont inférieures à zéro, et la différence est statistiquement significative pour plusieurs groupes de scénario : les groupes « All », « 2G », « Not forest », « Grassland », « Not oil palm », « Bioelectricity » et « Bioethanol ». Les tailles d'effet moyennes les plus faibles sont celles estimées pour les groupes « Not forest », « Grassland », « Bioelectricity », suivi de « 2G » (Figure III-7).

Les valeurs estimées sont plus faibles avec la valeur maximale de  $E_f$  qu'avec la valeur minimale. Par exemple, la taille d'effet moyenne estimée pour le groupe « Forêt » est significativement supérieure à zéro avec la valeur minimale de  $E_f$  (Figure III-7A), mais cette estimation est un peu plus faible et ne diffère pas significativement de zéro avec la valeur de référence maximale de  $E_f$  (Figure III-7B). Les résultats obtenus par bootstrap sont proches (Annexe E) mais, avec cette méthode, la taille d'effet moyenne estimée pour le groupe « Forêt » est significativement supérieure à zéro avec les deux valeurs de  $E_f$ .

La taille d'effet moyenne estimée est inférieure à -0,5 dans deux groupes avec la valeur minimale de  $E_f$  (« Not forest » et « Grassland ») et dans quatre groupes avec la valeur maximale  $E_f$  (« 2G », « Bioelectricity », « Not forest » et « Grassland »). Cependant, cette différence n'est significative que dans un cas (« Bioelectricity » avec la valeur maximale de  $E_f$ ) (Figure III-7).



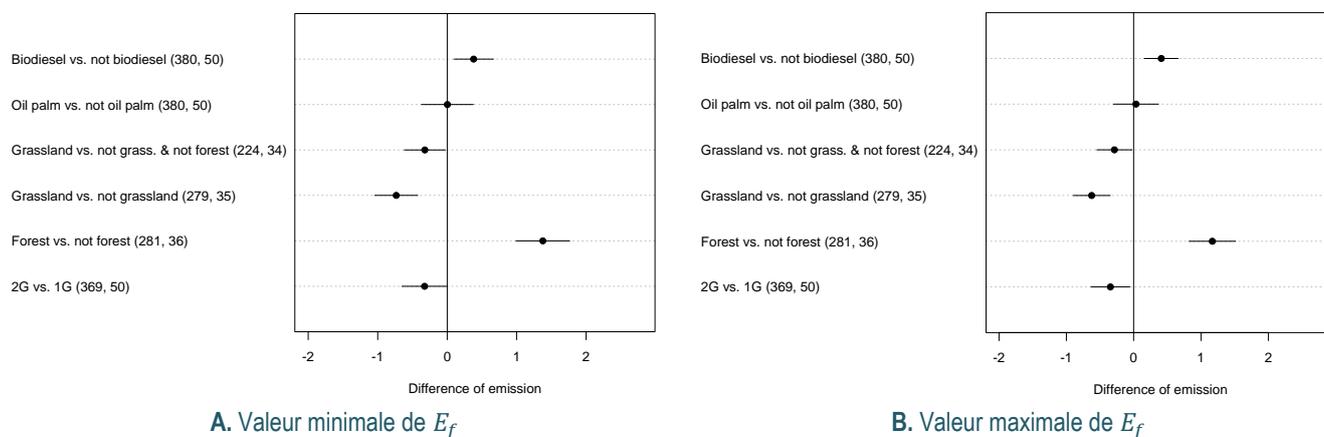
**Figure III-7.** Valeurs estimées des tailles d'effet moyennes pour différents groupes de scénarios. Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$  en utilisant les modèles mixtes (A. Valeur minimale. B. Valeur maximale).

Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%. Les droites rouges indiquent un niveau de réduction de 50%.

Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

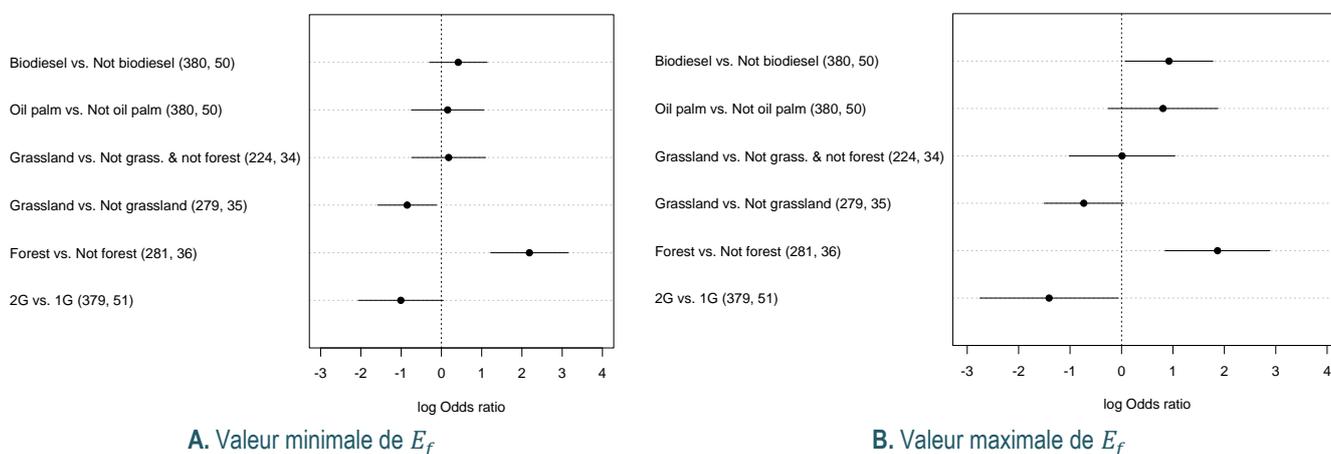
Les différences de taille d'effet estimées entre les groupes confirment que les émissions sont significativement supérieures dans les scénarios correspondant à un usage initial de type « Forêt » (+117% à +138%, selon le type de valeur de  $E_f$  et la méthode), et significativement plus faibles dans les scénarios correspondant à un usage initial de type « Grassland » (-50% à -73%, selon le type de valeur de  $E_f$  et la méthode) (Figure III-8 et Annexe F). Cependant, la réduction des émissions estimée pour le groupe « Grassland » est plus modeste lorsque les scénarios « Grassland » sont comparés à des scénarios excluant l'usage forêt (Figure III-8 et Annexe F). Les émissions induites par les biocarburants 2G sont en moyenne plus faibles que les celles des biocarburants 1G (Figure III-8 et Annexe F). Les différences entre les groupes « Oil palm » et « Not oil palm » ne sont pas significatives (Figure III-8 et Annexe F). Les émissions induites par la production de biodiésel sont en moyenne

plus élevées que celles obtenues avec les autres types de bioénergie (jusqu'à +42%), mais la différence n'est pas toujours significative selon la méthode utilisée (Figure III-8 et Annexe F).



**Figure III-8.** Estimations des différences entre groupes de scénarios. Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$  minimale (A) et maximale (B), en utilisant les modèles mixtes. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%.  
Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

Les résultats obtenus avec les modèles glmm (estimant les différences entre proportions de scénarios avec  $R > 0$ ) confirment que la valeur de  $R$  a tendance à être plus souvent positive (et donc les émissions de la biomasse supérieure à celles des carburants fossiles) dans le groupe « Forest », et moins souvent positive dans le groupe « Grassland » et dans le groupe « 2G ». L'effet « Oil palm » n'est pas significatif (Figure III-9).



**Figure III-9.** Logarithmes des odds ratios estimés pour comparer les proportions de valeurs positives de  $R$  dans différents groupes de scénarios. Résultats obtenus avec les valeurs de référence de  $E_f$  minimale (A) et maximale (B). Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Un log odds ratio positif indique que la proportion de valeurs de  $R$  positives est supérieure dans le 1<sup>er</sup> groupe. Définition des groupes de scénarios : voir Figure III-1.

## 4. Discussion

Les valeurs publiées dans la littérature décrivent des situations très contrastées. Nos analyses soulignent l'effet important des changements d'usage des sols dans les calculs d'émissions de gaz à effet de serre. Les résultats révèlent notamment des différences de niveaux d'émission entre des usages initiaux forestier et non forestier, mais aussi des émissions en moyennes plus faibles pour des usages initiaux de type prairie. Il est logique de trouver des émissions élevées après un usage initial de type forêt car la déforestation génère un déstockage de carbone important. *A contrario*, la faiblesse des émissions après prairie peut sembler contre-intuitive, les prairies des zones tempérées étant connues pour contenir des stocks de carbone élevés. Cela peut néanmoins s'expliquer de deux façons, soit que la culture de la bioénergie après prairie n'ait pas entraîné de déstockage important (ex : mise en culture de graminées sans destruction de la prairie précédente), soit que la prairie précédente ait été de type « pâturage dégradé » qui a déjà des teneurs en carbone très faibles et que la mise en culture des bioénergies peut même enrichir en carbone. Nos résultats sont cohérents avec plusieurs publications qui montrent des résultats très variables selon le type de prairie substituée et la nature des plantes installées pour la production d'énergie (Grogan et Matthews, 2001 ; Lange, 2011 ; Wicke *et al.* 2008 ; Harris *et al.*, 2015). Cependant, les quantités de biomasses produites par les forêts et les prairies peuvent être très différentes selon les types de forêt et de prairie considérés (Lange, 2011 ; Styles et Jones, 2008 ; Wicke *et al.* 2008). Cette hétérogénéité est une des sources d'incertitude de nos estimations. Nos résultats montrent aussi que les scénarios de type biocarburant 2G et bioélectricité conduisent à des estimations d'émission plus faibles.

A notre connaissance, cette méta-analyse est la seule qui porte spécifiquement sur la différence relative d'émission entre biomasse énergétique et carburant fossile. D'autres méta-analyses ont été réalisées sur les émissions induites spécifiquement par les changements d'affectation des sols, notamment celles De Cara *et al.* (2012) et de Valin *et al.* (2015). Les résultats de ces méta-analyses ne peuvent pas être utilisés directement pour estimer des différences d'émission relatives. Pour pouvoir le faire, il est nécessaire de prendre un forfait fixe pour les émissions liées au cycle de vie des biocarburants, comme dans De Cara *et al.* (2012).

Notre étude diffère de celle de De Cara *et al.* (2012) sur d'autres points. La recherche bibliographique de De Cara *et al.* (2012) couvre la période allant de 1996 au printemps 2011, et cible les travaux intégrant les changements d'affectation des sols directs et indirects liés au développement des biocarburants. Le facteur CAS (direct et indirect) est présenté en  $\text{gCO}_2\text{e.MJ}^{-1}$  et les données ont été harmonisées pour être ramenées à une valeur annualisée sur 20 ans, conformément à la directive européenne. Ce facteur est compris entre -326,5 et 2 293  $\text{gCO}_2\text{e.MJ}^{-1}$  avec une moyenne de 71,3 et une médiane de 48,5. La méta-analyse réalisée par De Cara *et al.* (2012) montre par ailleurs que :

- la présence de biocarburants de 2<sup>nd</sup>e génération diminue le facteur CAS de manière importante ;
- la prise en compte de terres marginales ou bien de prairies diminue également le facteur CAS ;
- la transformation de tourbières ou bien la prise en compte de zones en Amérique du Sud (forêt tropicale) augmente significativement le facteur CAS.

Pour pouvoir comparer directement aux émissions du carburant fossile de référence, De Cara *et al.* (2012) ont dû estimer les émissions liées à la production du biocarburant de manière forfaitaire. Dans leurs résultats, les valeurs médianes pour les émissions globales (intégrant production, transformation et CAS) s'échelonnent entre 34,9  $\text{gCO}_2\text{e.MJ}^{-1}$  pour les biocarburants ligno-cellulosiques et plus de 80  $\text{gCO}_2\text{e.MJ}^{-1}$  pour des cultures comme le soja, le colza, le tournesol ou le maïs. La prise en compte du CAS conduit dans plus de 80% des situations à une non-satisfaction du seuil de 50% d'abattement d'émissions par rapport aux carburants fossiles (la valeur du fossile étant de 83,8  $\text{gCO}_2\text{e.MJ}^{-1}$ ). Ici, nous obtenons des pourcentages de non-satisfaction plus faibles, compris entre 40 et 60% selon la référence fossile utilisée. Cette différence est due à plusieurs raisons. Comme nous l'avons déjà mentionné ci-dessus, les modalités de calculs utilisées entre les deux études sont très différentes. La période de temps couverte est par ailleurs plus large ici que dans De Cara *et al.* (2012). Nous couvrons également des productions énergétiques autres que des carburants liquides (ex : chaleur, électricité, biogaz). La présence plus importante d'articles prenant en compte des biocarburants de seconde génération (ou ligno-cellulosiques), moins représentés dans le corpus de De Cara *et al.* (2012), peut également contribuer à baisser les valeurs des émissions.

## 5. Conclusion

Dans notre étude, la valeur médiane des diminutions d'émission est comprise entre -34% et -65% par rapport au carburant fossile, selon les modalités de calcul. Certains changements d'usage des sols ont un effet important sur les calculs d'émissions de gaz à effet de serre. Ainsi, les émissions induites par la production de biomasse à vocation énergétique sont généralement plus élevées lorsque l'usage initial est une forêt, et plus faibles sinon. Les émissions varient également en fonction du type de biomasse et de bioénergie produit. Les émissions générées par les biocarburants 2G et par la bioélectricité ont tendance à être plus faibles, alors que les émissions induites par la production de biocarburant 1G et de biodiésel ont tendance à être plus élevées, mais les différences ne sont pas toujours significatives.

Notre analyse révèle également que les estimations et les intervalles de confiance associés sont sensibles aux valeurs d'émission utilisées pour caractériser les énergies fossiles. Les scénarios qui ont le plus de chance de respecter un objectif de réduction d'émission de 50% par rapport aux carburants fossiles sont les biocarburants 2G, les scénarios correspondant à un usage initial non forestier, et la bioélectricité. Cependant, même avec ces scénarios, il existe une forte incertitude sur la capacité de la biomasse énergétique à atteindre une réduction de 50% ou plus des émissions.

## Références bibliographiques

### Références citées dans le texte

- Bauer, D.F., 1972. Constructing confidence sets using rank statistics. *Journal of the American Statistical Association*, 67 (339): 687-690. <http://dx.doi.org/10.2307/2284469>
- De Cara, S.; Goussebaile, A.; Grateau, R.; Levert, F.; Quemener, J.; Vermont, B.; Bureau, J.-C.; Gabrielle, B.; Gohin, A.; Bispo, A., 2012. *Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants*. Angers: Ademe, (contrat n°10-60-C0039), 96 p. [http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=7AC5DFA02A2CE66DFDE000D7FA33AA56\\_tomcatlocal1333626720098.pdf](http://www2.ademe.fr/servlet/getBin?name=7AC5DFA02A2CE66DFDE000D7FA33AA56_tomcatlocal1333626720098.pdf)
- Delivand, M.K.; Gnansounou, E., 2013. Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Para State-Brazil. *Bioresource Technology*, 150: 438-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>
- European Parliament, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC. *Official Journal of the European Union*. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32009L0028:EN:NOT>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Gelfand, I.; Sahajpal, R.; Zhang, X.S.; Izaurralde, R.C.; Gross, K.L.; Robertson, G.P., 2013. Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature*, 493 (7433): 514-517. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Harris, Z.M.; Spake, R.; Taylor, G., 2015. Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. *Biomass & Bioenergy*, 82: 27-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.05.008>
- Havlik, P.; Schneider, U.A.; Schmid, E.; Bottcher, H.; Fritz, S.; Skalsky, R.; Aoki, K.; De Cara, S.; Kindermann, G.; Kraxner, F.; Leduc, S.; McCallum, I.; Mosnier, A.; Sauer, T.; Obersteiner, M., 2011. Global land-use implications of first and second generation biofuel targets. *Energy Policy*, 39 (10): 5690-5702. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2010.03.030>
- Laird, N.M.; Ware, J.H., 1982. Random-Effects Models for Longitudinal Data. *Biometrics*, 38 (4): 963-974. <http://dx.doi.org/10.2307/2529876>
- Lange, M., 2011. The GHG balance of biofuels taking into account land use change. *Energy Policy*, 39 (5): 2373-2385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.057>
- Matthews, R.B.; Grogan, P., 2001. Potential C-sequestration rates under short-rotation coppiced willow and Miscanthus biomass crops: a modelling study. In: Bullard, M.J.; Christian, D.G.; Knight, J.D.; Lainsbury, M.A.; Parker, S.R., eds. *Aspects of Applied Biology*. Wellesbourne: Association of Applied Biologists, 303-312.
- Mengersen, K.; Schmid, C.H., 2013. Maximum likelihood approaches to meta-analysis. In: Koricheva, J.; Gurevitch, J.; Mengersen, K., eds. *Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution*. Princeton University Press, 125-144.

- Mengersen, K.; Schmid, C.H.; Jennions, M.D.; Gurevitch, J., 2013. Statistical models and approaches to inference. In: Koricheva, J.; Gurevitch, J.; Mengersen, K., eds. *Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution*. Princeton University Press, 89-107.
- Pinheiro, J.C.; Bates, D.M., 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-plus*. Springer-Verlag New York (*Statistics and computing*), 528 p.
- R Development Core Team, 2015. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011. Long-Term Bioethanol System and Its Implications on GHG Emissions: A Case Study of Thailand. *Environmental Science & Technology*, 45 (11): 4920-4928. <http://dx.doi.org/10.1021/es1040915>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Miscanthus and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>
- Valin, H.; Peters, D.; van den Berg, M.; Frank, S.; Havlik, P.; Forsell, N.; Hamelinck, C.; Pirker, J.; Mosnier, A.; Balkovič, J., 2015. *The land use change impact of biofuels consumed in the EU: Quantification of area and greenhouse gas impacts*: IIASA, 214 p. [http://pure.iiasa.ac.at/12310/1/Final%20Report\\_GLOBIOM\\_publication.pdf](http://pure.iiasa.ac.at/12310/1/Final%20Report_GLOBIOM_publication.pdf)
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petrucci, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- Wang, M.; Han, J.; Dunn, J.B.; Cai, H.; Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>

## Corpus des 51 articles sélectionnés pour la méta-analyse

- Acquaye, A.A.; Sherwen, T.; Genovese, A.; Kuylenstierna, J.; Koh, S.C.L.; McQueen-Mason, S., 2012. Biofuels and their potential to aid the UK towards achieving emissions reduction policy targets. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 16 (7): 5414-5422. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2012.04.046>
- Cavalett, O.; Chagas, M.F.; Seabra, J.E.A.; Bonomi, A., 2013. Comparative LCA of ethanol versus gasoline in Brazil using different LCIA methods. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3): 647-658. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-012-0465-0>
- Cherubini, F.; Ulgiati, S., 2010. Crop residues as raw materials for biorefinery systems - A LCA case study. *Applied Energy*, 87 (1): 47-57. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>
- Cocco, D.; Deligios, P.A.; Ledda, L.; Sulas, L.; Viridis, A.; Carboni, G., 2014. LCA Study of Oleaginous Bioenergy Chains in a Mediterranean Environment. *Energies*, 7 (10): 6258-6281. <http://dx.doi.org/10.3390/en7106258>
- de Souza, S.P.; Pacca, S.; de Avila, M.T.; Borges, J.L.B., 2010. Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel. *Renewable Energy*, 35 (11): 2552-2561. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2010.03.028>
- Debolt, S.; Campbell, J.E.; Smith, R.; Montross, M.; Stork, J., 2009. Life cycle assessment of native plants and marginal lands for bioenergy agriculture in Kentucky as a model for south-eastern USA. *Global Change Biology Bioenergy*, 1 (4): 308-316. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2009.01023.x>
- Egeskog, A.; Freitas, F.; Bermdes, G.; Sparouek, G.; Wirsenius, S., 2014. Greenhouse gas balances and land use changes associated with the planned expansion (to 2020) of the sugarcane ethanol industry in Sao Paulo, Brazil. *Biomass & Bioenergy*, 63: 280-290. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.030>
- Ericsson, N.; Porso, C.; Ahlgren, S.; Nordberg, A.; Sundberg, C.; Hansson, P.A., 2013. Time-dependent climate impact of a bioenergy system - methodology development and application to Swedish conditions. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (5): 580-590. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12031>
- Falano, T.; Jeswani, H.K.; Azapagic, A., 2014. Assessing the environmental sustainability of ethanol from integrated biorefineries. *Biotechnology Journal*, 9 (6): 753-765. <http://dx.doi.org/10.1002/biot.201300246>
- Gabrielle, B.; Gagnaire, N.; Massad, R.S.; Dufosse, K.; Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresource Technology*, 152: 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.10.104>
- Garcia, C.A.; Fuentes, A.; Hennecke, A.; Riegelhaupt, E.; Manzini, F.; Masera, O., 2011. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy balances of sugarcane ethanol production in Mexico. *Applied Energy*, 88 (6): 2088-2097. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2010.12.072>
- Garcia, C.A.; Manzini, F., 2012. Environmental and economic feasibility of sugarcane ethanol for the Mexican transport sector. *Solar Energy*, 86 (4): 1063-1069. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2011.09.015>
- Gelfand, I., Sahajpal, R., Zhang, X., Izaurrealde, R. C., Gross, K. L., & Robertson, G.P. (2013). Sustainable bioenergy production from marginal lands in the US Midwest. *Nature* 493, 514-517. <http://dx.doi.org/10.1038/nature11811>
- Hamelin, L.; Naroznova, I.; Wenzel, H., 2014. Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas. *Applied Energy*, 114: 774-782. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.09.033>
- Hansen, A.; Meyer-Aurich, A.; Prochnow, A., 2013. Greenhouse gas mitigation potential of a second generation energy production system from short rotation poplar in Eastern Germany and its accompanied uncertainties. *Biomass & Bioenergy*, 56: 104-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.05.004>

- Hassan, M.N.A.; Jaramillo, P.; Griffin, W.M., 2011. Life cycle GHG emissions from Malaysian oil palm bioenergy development: The impact on transportation sector's energy security. *Energy Policy*, 39 (5): 2615-2625. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.02.030>
- Iriarte, A.; Rieradevall, J.; Gabarrell, X., 2012. Transition towards a more environmentally sustainable biodiesel in South America: The case of Chile. *Applied Energy*, 91 (1): 263-273. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.09.024>
- Iriarte, A.; Villalobos, P., 2013. Greenhouse gas emissions and energy balance of sunflower biodiesel: Identification of its key factors in the supply chain. *Resources Conservation and Recycling*, 73: 46-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.01.014>
- [Kami Delivand, M., & Gnansounou, E. \(2013\). Life cycle environmental impacts of a prospective palm-based biorefinery in Pará State-Brazil. \*Bioresource Technology\*, 150, 438–446. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.07.100>](#)
- Kauffman, N.; Dumortier, J.; Hayes, D.J.; Brown, R.C.; Laird, D.A., 2014. Producing energy while sequestering carbon? The relationship between biochar and agricultural productivity. *Biomass & Bioenergy*, 63: 167-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.01.049>
- Krohn, B.J.; Fripp, M., 2012. A life cycle assessment of biodiesel derived from the "niche filling" energy crop camelina in the USA. *Applied Energy*, 92: 92-98. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.10.025>
- Lange, M., 2011. The GHG balance of biofuels taking into account land use change. *Energy Policy*, 39 (5): 2373-2385. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2011.01.057>
- Malca, J.; Freire, F., 2012. Addressing land use change and uncertainty in the life-cycle assessment of wheat-based bioethanol. *Energy*, 45 (1): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.070>
- Meyer-Aurich, A.; Schattauer, A.; Hellebrand, H.J.; Klaus, H.; Plochl, M.; Berg, W., 2012. Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy*, 37 (1): 277-284. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2011.06.030>
- Mullins, K.A.; Griffin, W.M.; Matthews, H.S., 2011. Policy Implications of Uncertainty in Modeled Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 132-138. <http://dx.doi.org/10.1021/es1024993>
- Nasterlack, T.; von Blottnitz, H.; Wynberg, R., 2014. Are biofuel concerns globally relevant? Prospects for a proposed pioneer bioethanol project in South Africa. *Energy for Sustainable Development*, 23: 1-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2014.06.005>
- Njakou Djomo, S.N.; El Kasmioui, O.; De Groote, T.; Broeckx, L.S.; Verlinden, M.S.; Berhongaray, G.; Fichot, R.; Zona, D.; Dillen, S.Y.; King, J.S.; Janssens, I.A.; Ceulemans, R., 2013. Energy and climate benefits of bioelectricity from low-input short rotation woody crops on agricultural land over a two-year rotation. *Applied Energy*, 111: 862-870. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.05.017>
- Nguyen, T.L.T.; Hermansen, J.E., 2012. System expansion for handling co-products in LCA of sugar cane bio-energy systems: GHG consequences of using molasses for ethanol production. *Applied Energy*, 89 (1): 254-261. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.07.023>
- Pradhan, A.; Shrestha, D.S.; Van Gerpen, J.; McAloon, A.; Yee, W.; Haas, M.; Duffield, J.A., 2012. Reassessment of life cycle greenhouse gas emissions for soybean biodiesel. *Transactions of the ASABE*, 55 (6): 2257-2264. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.42483>
- Reinhard, J.; Zah, R., 2011. Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass & Bioenergy*, 35 (6): 2361-2373. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.12.011>
- Saikkonen, L.; Ikinen, M.; Lankoski, J., 2014. Imported palm oil for biofuels in the EU: Profitability, greenhouse gas emissions and social welfare effects. *Biomass & Bioenergy*, 68: 7-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.05.029>
- Searchinger, T.; Heimlich, R.; Houghton, R.A.; Dong, F.X.; Elobeid, A.; Fabiosa, J.; Tokgoz, S.; Hayes, D.; Yu, T.H., 2008. Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319 (5867): 1238-1240. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1151861>
- Siangjao, S.; Gheewala, S.H.; Unnanon, K.; Chidthaisong, A., 2011. Implications of land use change on the life cycle greenhouse gas emissions from palm biodiesel production in Thailand. *Energy for Sustainable Development*, 15 (1): 1-7. <http://dx.doi.org/10.1016/j.esd.2011.01.002>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2011a. Long-Term Bioethanol System and Its Implications on GHG Emissions: A Case Study of Thailand. *Environmental Science & Technology*, 45 (11): 4920-4928. <http://dx.doi.org/10.1021/es1040915>
- Silalertruksa, T., & Gheewala, S. H. 2011b. The environmental and socio-economic impacts of bio-ethanol production in Thailand. *Energy Procedia*, 9, 35–43. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.09.005>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012a. Environmental sustainability assessment of palm biodiesel production in Thailand. *Energy*, 43 (1): 306-314. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.025>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H., 2012b. Food, Fuel, and Climate Change Is Palm-Based Biodiesel a Sustainable Option for Thailand? *Journal of Industrial Ecology*, 16 (4): 541-551. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00521.x>
- Silalertruksa, T.; Gheewala, S.H.; Sagisaka, M., 2009. Impacts of Thai bio-ethanol policy target on land use and greenhouse gas emissions. *Applied Energy*, 86: S170-S177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.05.010>
- Smyth, B.M.; Murphy, J.D., 2011. The indirect effects of biofuels and what to do about them: the case of grass biomethane and its impact on livestock. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 5 (2): 165-184. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.276>
- Souza, S.P.; de Avila, M.T.; Pacca, S., 2012. Life cycle assessment of sugarcane ethanol and palm oil biodiesel joint production. *Biomass & Bioenergy*, 44: 70-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.04.018>
- Spatari, S.; MacLean, H.L., 2010. Characterizing Model Uncertainties in the Life Cycle of Lignocellulose-Based Ethanol Fuels. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8773-8780. <http://dx.doi.org/10.1021/es102091a>
- Styles, D.; Jones, M.B., 2008. Miscanthus and willow heat production - An effective land-use strategy for greenhouse gas emission avoidance in Ireland? *Energy Policy*, 36 (1): 97-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enpol.2007.08.030>

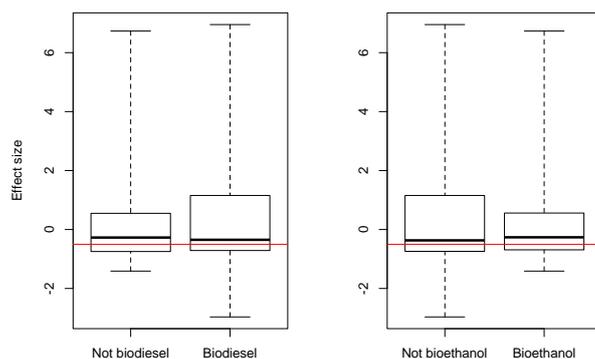
- Tonini, D.; Hamelin, L.; Wenzel, H.; Astrup, T., 2012. Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes. *Environmental Science & Technology*, 46 (24): 13521-13530. <http://dx.doi.org/10.1021/es3024435>
- Uusitalo, V.; Havukainen, J.; Kapustina, V.; Soukka, R.; Horttanainen, M., 2014. Greenhouse Gas Emissions of Biomethane for Transport: Uncertainties and Allocation Methods. *Energy & Fuels*, 28 (3): 1901-1910. <http://dx.doi.org/10.1021/ef4021685>
- Uusitalo, V.; Vaisanen, S.; Havukainen, J.; Havukainen, M.; Soukka, R.; Luoranen, M., 2014. Carbon footprint of renewable diesel from palm oil, jatropha oil and rapeseed oil. *Renewable Energy*, 69 (O International Organization for Standards, 2006, EN ISO 14040): 103-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.020>
- van Dam, J.; Faaij, A.P.C.; Hilbert, J.; Petruzzi, H.; Turkenburg, W.C., 2009. Large-scale bioenergy production from soybeans and switchgrass in Argentina Part B. Environmental and socio-economic impacts on a regional level. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 13 (8): 1679-1709. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.03.012>
- van der Hilst, F.; Versteegen, J.A.; Zheliezna, T.; Drozdova, O.; Faaij, A.P.C., 2014. Integrated spatiotemporal modelling of bioenergy production potentials, agricultural land use, and related GHG balances; demonstrated for Ukraine. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8 (3): 391-411. <http://dx.doi.org/10.1002/bbb.1471>
- Wang, M.; Han, J.; Dunn, J.B.; Cai, H.; Elgowainy, A., 2012. Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/045905>
- Wang, M. Q et al. 2011. Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes. *Biomass and Bioenergy* 35, 1885–1896. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.01.028>
- Wicke, B.; Dornburg, V.; Junginger, M.; Faaij, A., 2008. Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications. *Biomass & Bioenergy*, 32 (12): 1322-1337. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2008.04.001>
- Yu, Y.; Wu, H.W., 2010. Bioslurry as a Fuel. 2. Life-Cycle Energy and Carbon Footprints of Bioslurry Fuels from Mallee Biomass in Western Australia. *Energy & Fuels*, 24: 5660-5668. <http://dx.doi.org/10.1021/ef100957a>

# Annexes

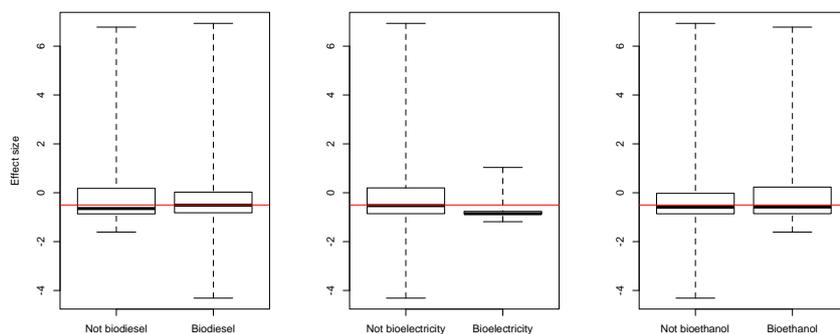
## Annexe A.

Comparaison des tailles d'effet pour différents types de bioénergie. Chaque *boxplot* décrit (de bas en haut) le minimum, le 1<sup>er</sup> quartile, la médiane, le 3<sup>ème</sup> quartile, le maximum des valeurs de  $R$  d'un groupe de scénarios. Les droites horizontales rouges correspondent au seuil de réduction de 50% par rapport au carburant fossile.

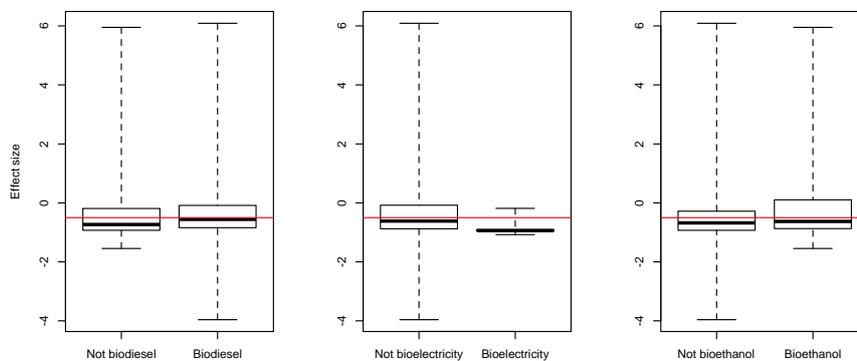
### A. Résultats obtenus avec des valeurs de $E_f$ extraites des articles



### B. Résultats obtenus avec la valeur de référence minimale de $E_f$



### C. Résultats obtenus avec la valeur de référence maximale de $E_f$

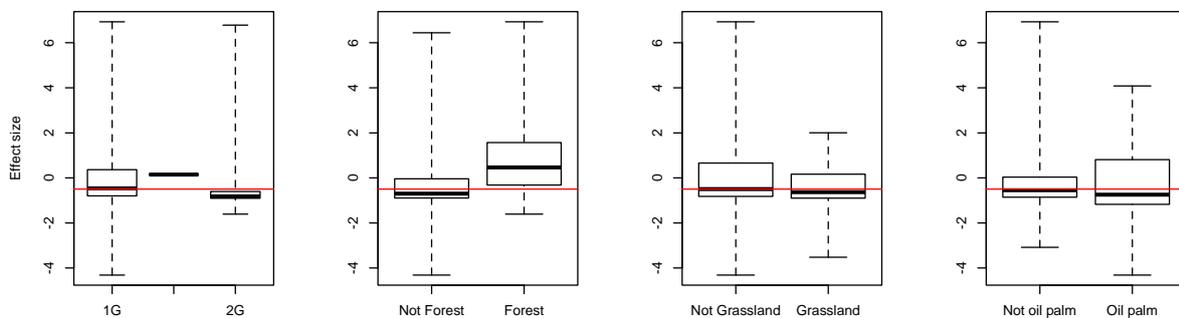


## Annexe B.

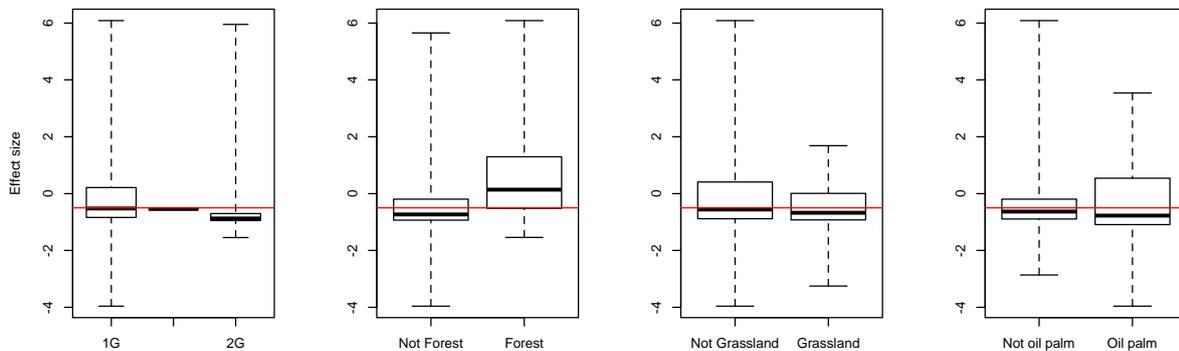
Comparaison des tailles d'effet pour les biocarburants 1G vs. 2G, pour un usage du sol initial de type « Forêt » vs. « autre », pour un usage initial du sol de type « Prairie » vs. « autre », et pour un type de biomasse « Huile de palme » vs. « autre ». Chaque boxplot décrit (de bas en haut) le minimum, le 1er quartile, la médiane, le 3ème quartile, le maximum des valeurs de  $R$ . Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$ . Les droites horizontales rouges correspondent au seuil de réduction de 50% par rapport au carburant fossile

Le groupe « All » inclut toutes les données. « 1G » et « 2G » correspondent aux scénarios biocarburants 1G et 2G, respectivement. « Forest » et « Not forest » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement. « Grassland » et « Not grassland » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol de type prairie (éventuellement prairie dégradée) et d'un type différent d'une prairie, respectivement. « Oil palm » et « Not oil palm » correspondent aux scénarios décrivant une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement.

### A. Valeur minimale de $E_f$



### B. Valeur maximale de $E_f$

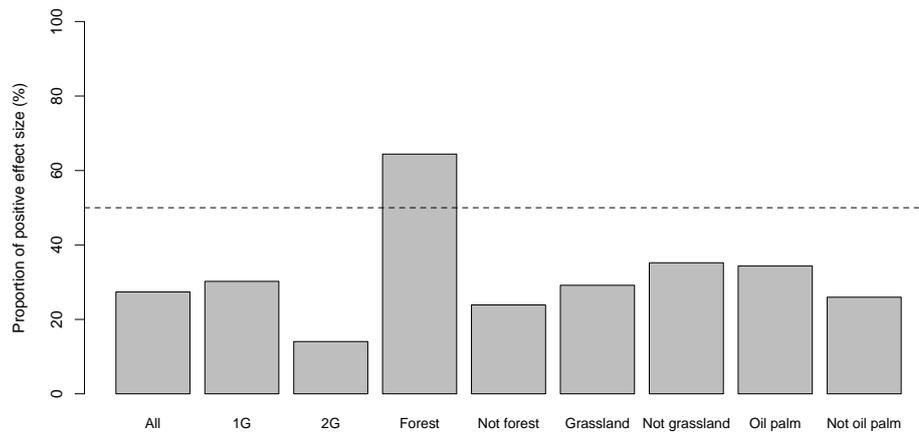


## Annexe C.

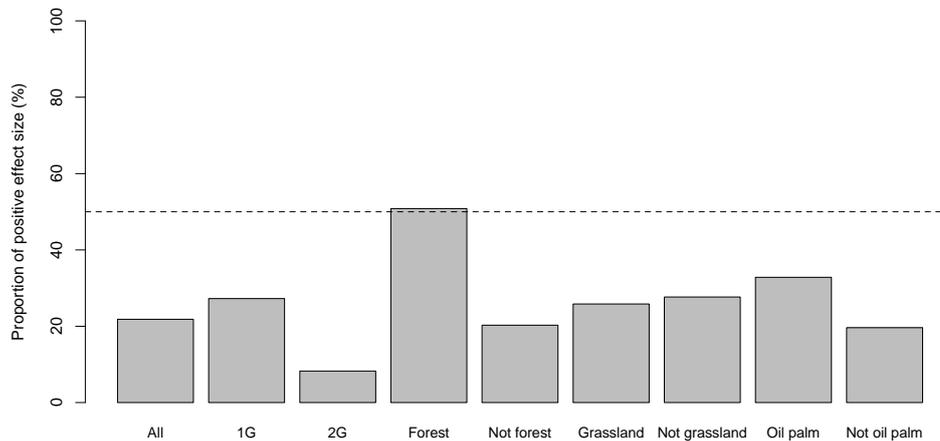
Proportion de scénarios où la taille d'effet est positive ( $R>0$ ) pour différents groupes. Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$ .

Le groupe « All » inclut toutes les données. « 1G » et « 2G » correspondent aux scénarios biocarburants 1G et 2G, respectivement. « Forest » et « Not forest » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement. « Grassland » et « Not grassland » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol de type prairie (éventuellement prairie dégradée) et d'un type différent d'une prairie, respectivement. « Oil palm » et « Not oil palm » correspondent aux scénarios décrivant une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement.

### A. Valeur minimale de $E_f$



### B. Valeur maximale de $E_f$

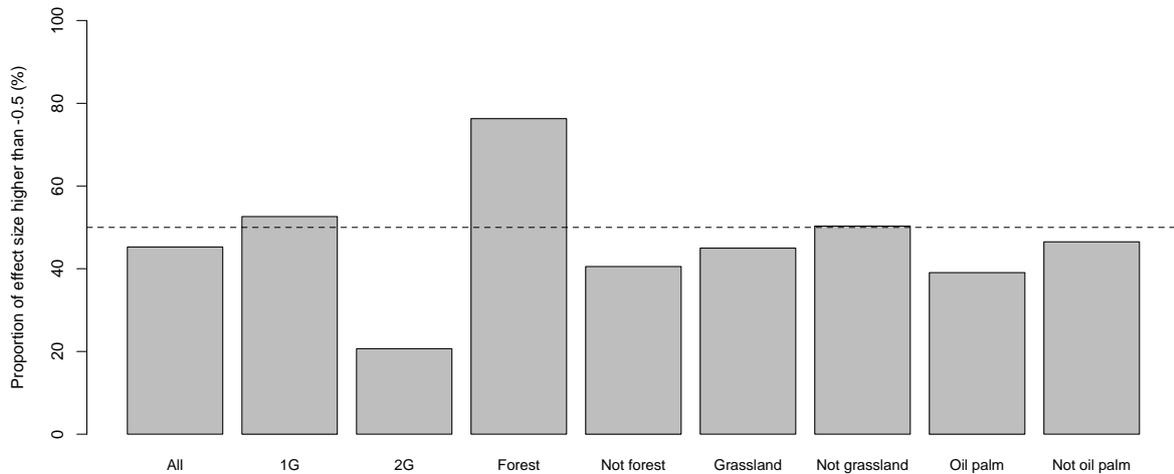


## Annexe D.

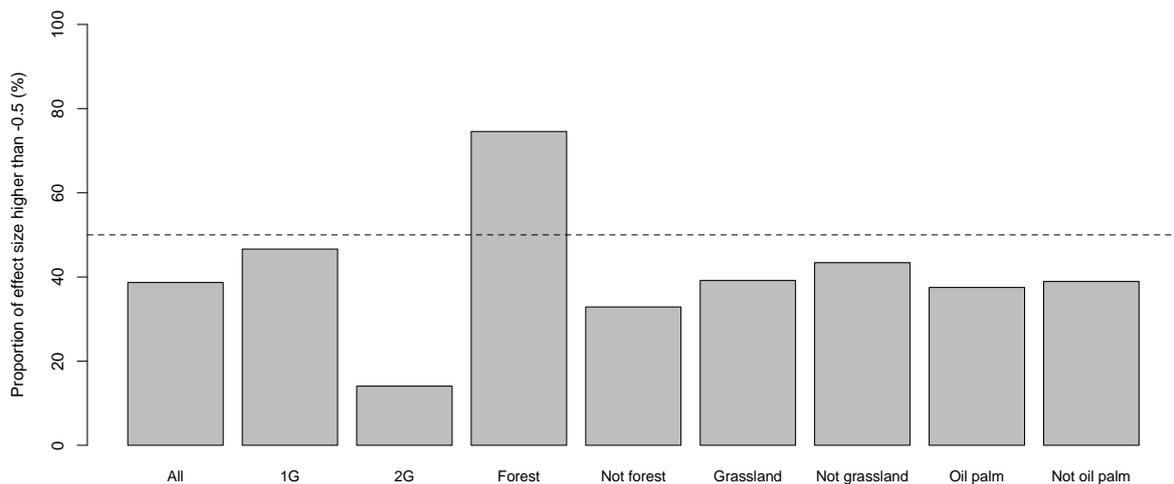
Proportion de scénarios où la taille d'effet est supérieure à -0,5 pour différents groupes. Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$ .

Le groupe « All » inclut toutes les données. « 1G » et « 2G » correspondent aux scénarios biocarburant 1G et 2G, respectivement. « Forest » et « Not forest » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement. « Grassland » et « Not grassland » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol de type prairie (éventuellement de type prairie dégradée) et d'un type différent d'une prairie, respectivement. « Oil palm » et « Not oil palm » correspondent aux scénarios décrivant une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement.

### A. Valeur minimale de $E_f$



### B. Valeur maximale de $E_f$

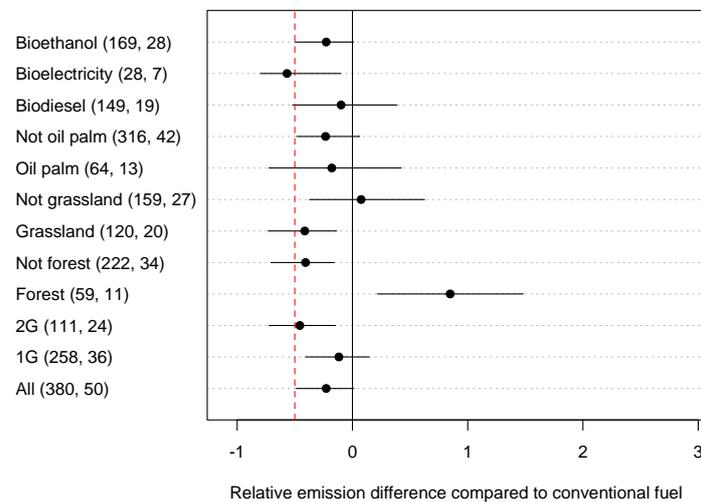


## Annexe E.

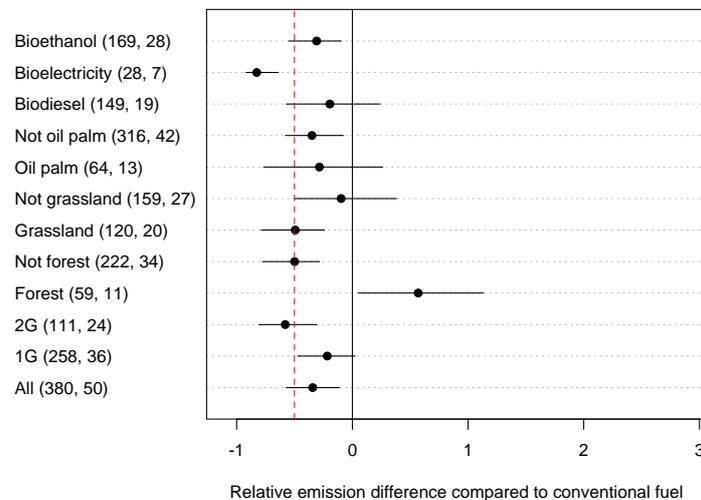
Valeurs estimées par bootstrap des tailles d'effet moyennes pour différents groupes de scénarios. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Résultats obtenus avec des valeurs de référence de  $E_f$  (A. Valeur minimale. B. Valeur maximale). Les droites verticales rouges correspondent au seuil de réduction de 50% par rapport au carburant fossile.

Le groupe « All » inclut toutes les données. « 1G » et « 2G » correspondent aux scénarios biocarburants 1G et 2G, respectivement. « Forest » et « Not forest » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement. « Grassland » et « Not grassland » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol de type prairie (éventuellement de type prairie dégradée) et d'un type différent d'une prairie, respectivement. « Oil palm » et « Not oil palm » correspondent aux scénarios décrivant une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement. « Biodiesel » et « Bioethanol » correspondent aux scénarios décrivant une production de biodiésel et de bioéthanol, respectivement.

### A. Valeur minimale de $E_f$



### B. Valeur maximale de $E_f$

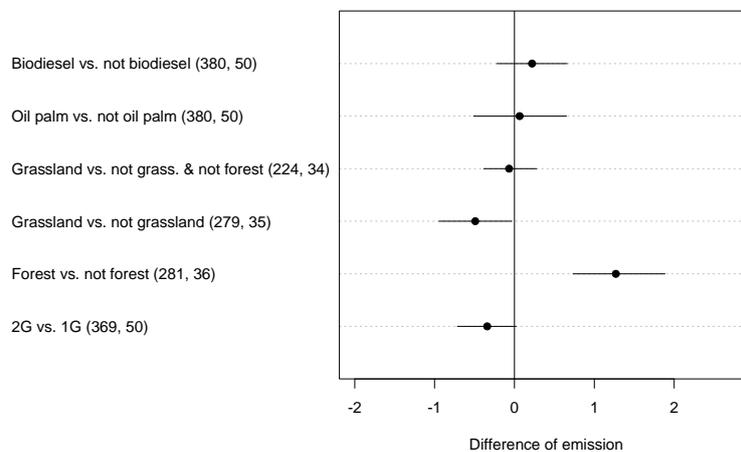


## Annexe F.

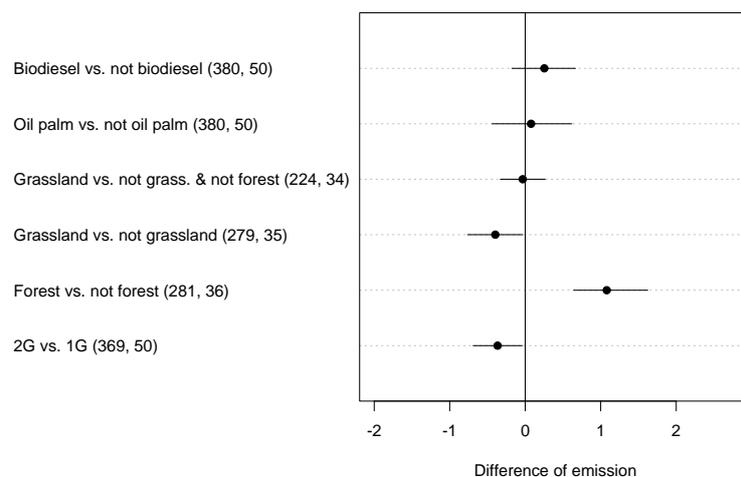
Estimations des différences entre groupes de scénarios. Les barres horizontales présentent les intervalles de confiance à 95%. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de scénarios et le nombre d'articles utilisés dans chaque groupe. Résultats obtenus par bootstrap avec des valeurs de référence  $E_f$  (A. Valeur minimale. B. Valeur maximale). Les droites verticales rouges correspondent au seuil de réduction de 50% par rapport au carburant fossile.

« 1G » et « 2G » correspondent aux scénarios biocarburants 1G et 2G, respectivement. « Forest » et « Not forest » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol forestier et non forestier, respectivement. « Grassland » et « Not grassland » correspondent aux scénarios avec un usage initial du sol de type prairie (éventuellement prairie dégradée) et d'un type différent d'une prairie, respectivement. « Oil palm » et « Not oil palm » correspondent aux scénarios décrivant une production d'huile de palme et une production différente de l'huile de palme, respectivement. « Biodiesel » et « Not biodiesel » correspondent aux scénarios décrivant une production de biodiésel et une production différente, respectivement.

### A. Valeur minimale de $E_f$



### B. Valeur maximale de $E_f$





**INRA**

SCIENCE & IMPACT

Délégation à l'Expertise scientifique,  
à la Prospective et aux Etudes

147, rue de l'Université  
75338 Paris Cedex 07  
France

Tél. : + 33 1 42 75 94 90  
Fax : + 33 1 42 75 91 72  
[www.inra.fr](http://www.inra.fr)

