

L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE : SPECIFICITES DE L'APPLICATION DE CETTE METHODE D'EVALUATION ENVIRONNEMENTALE AUX MATERIAUX AGRO-SOURCES

BOISSY Joachim^a* GODARD Caroline^a, GABRIELLE Benoît^b

a : Agro-Transfert Ressources et Territoires, 2 Chaussée Brunehaut F-80200 Estrées Mons

b : INRA-AgroParisTech, UMR 1091 Environnement et Grandes Cultures, F-78850 Thiverval-Grignon

** : Auteur correspondant : j.boissy@agro-transfert-rt.org*

Résumé

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est une méthode robuste et éprouvée permettant d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit, de l'extraction des matières premières à la fin de vie, en passant par l'utilisation. Dans le secteur du bâtiment et de la construction, cette méthode permet en particulier de fournir des indicateurs quantitatifs des impacts environnementaux des Fiches de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES) des produits. L'utilisation de ressources végétales dans les matériaux peut contribuer à améliorer leur bilan environnemental. Cependant, la phase de production agricole de ces matières requiert une adaptation des ACV et de leur utilisation pour évaluer des matériaux agro-sourcés. En effet, les caractéristiques pédo-climatiques de la zone de production agricoles conjuguées aux conduites des cultures influencent directement les consommations et les émissions liées à cette étape. Cette étude propose une approche permettant d'intégrer les spécificités des matières premières agricoles dans une ACV et l'illustre en évaluant deux exemples : les pailles de céréales et les fibres de lin. L'originalité de l'approche proposée réside dans l'intégration des caractéristiques des territoires de production (sols, météo, pratiques culturales) pour l'évaluation des flux au champ par des modèles ou bilans. En effet, des données moyennes et considérant peu les spécificités du territoire sont fréquemment utilisées dans les ACV agricoles. Le principe de l'approche et les adaptations nécessaires à chaque biomasse étudiée sont exposés. Ainsi, les émissions azotées, les émissions de pesticides et le stockage ou déstockage du carbone dans les sols agricoles des matières premières végétales utilisées dans les matériaux agro-sourcés sont estimées de manière adaptée. A titre illustratif, une comparaison des résultats obtenus par l'approche proposée et par l'approche plus classique des facteurs d'émissions est présentée.

Mots clés : *ACV agricole, territoire, modèles, matière première végétale, matériaux agro-sourcés*

Introduction

Pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit de construction, l'ACV constitue aujourd'hui une méthode globale et normée qui permet d'effectuer un bilan depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie. Ainsi, les éléments quantitatifs des FDES proviennent d'une ACV détaillée. Les agromatériaux, constitués au moins partiellement de ressources végétales constituent aujourd'hui des alternatives intéressantes aux matériaux de construction traditionnels (ADEME 2004). Cependant, les impacts environnementaux des matières premières d'origine agricole,

contrairement aux matières premières industrielles, sont fortement dépendants des conditions physiques, i.e. pédoclimatiques, de production, qui interagissent avec les conduites des cultures. Ainsi, pour prendre en compte au mieux ces interactions dans les ACV, une approche intégrant les caractéristiques physiques et techniques des territoires de production est proposée. En effet, les approches habituelles dans les ACV agricoles n'intègrent pas ou très peu ces caractéristiques et prennent en compte des données moyennes à une échelle englobante comme la région ou le pays (Williams, Audsley et al. 2010). En se basant sur l'exemple de deux matières premières pouvant être utilisées dans les agromatériaux, la paille de céréales et la fibre de lin, l'approche proposée est mise en œuvre et la sensibilité des résultats d'ACV est étudiée.

Matériels et Méthodes

Définition des objectifs et cadre de l'étude

L'objectif de ce travail est de développer des méthodes d'évaluation des impacts environnementaux de matières premières végétales prenant en compte les caractéristiques de leur bassin de production, en l'occurrence, celui de l'approvisionnement d'une coopérative. Deux matières premières végétales potentiellement utilisées dans les agro-matériaux : la paille de céréales et la fibre longue de lin sont étudiées comme exemples. L'unité fonctionnelle considérée est une tonne de matière utilisable (paille de céréales en balle ou fibre longue teillée) rendue à la coopérative. Ainsi, le système considéré (cf. Figure 1) comprend la production au champ, la récolte, la mobilisation (conditionnement, transports et stockages) et la transformation (teillage) pour la paille de lin.

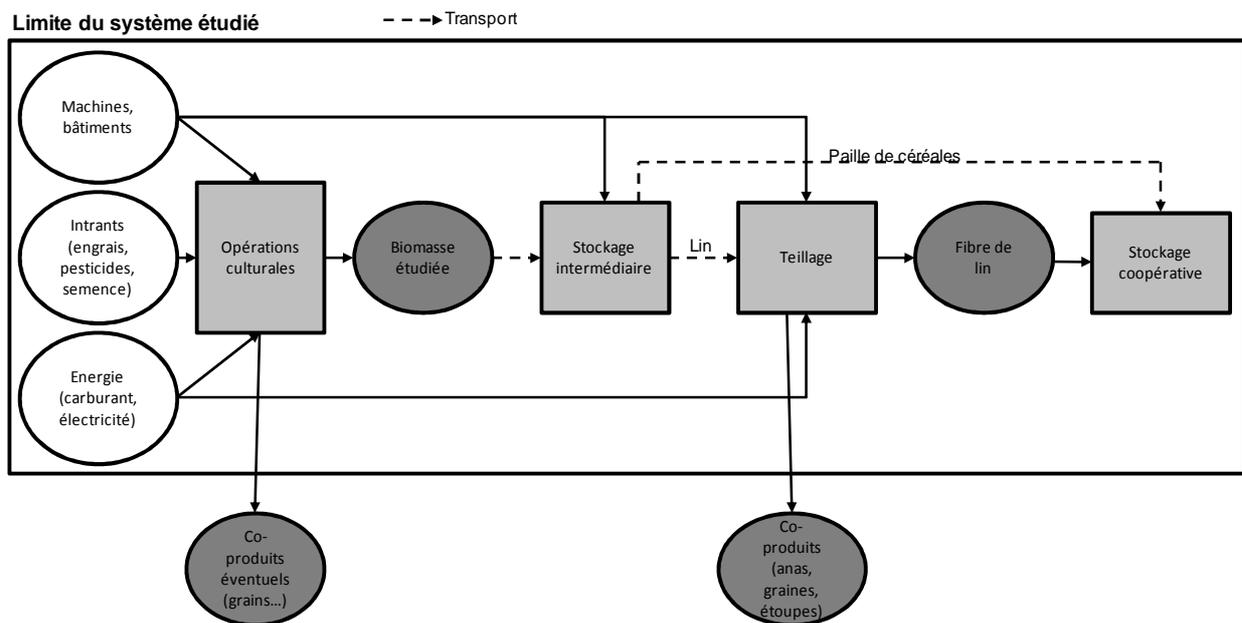


Figure 1 : Schéma du système considéré pour cette étude

Hypothèses pour l'évaluation des impacts environnementaux

Les cultures de céréales et de lin fibre étant à l'origine de plusieurs produits et coproduits, une hypothèse d'allocation a été nécessaire. Compte tenu de la forte différence des valeurs marchandes entre le produit principal (fibre de lin teillée et grain de céréales) et les coproduits (paille pour les céréales et étoupes, anas et graines pour le lin), nous avons privilégié une allocation économique,

comme plusieurs études de la littérature sur le lin (*van der Werf et Turunen 2008; González-García, Luo et al. 2009*). Ainsi, le produit principal de forte valeur ajoutée, et donc de premier intérêt, se voit attribuer la part majeure des impacts environnementaux des opérations qui permettent de l'obtenir. Les indicateurs sélectionnés pour l'étude sont à la fois parmi les plus significatifs pour une étude agricole et ceux qui comptent parmi leurs contributeurs majeurs les flux évalués par notre approche (pesticides, stockage de carbone du sol et flux azotés au champ) et donc sont sensibles à leurs variations. Nous avons donc retenu les catégories suivantes : le changement climatique (impact exprimé en kg eq CO₂), la consommation en énergie (renouvelable et non renouvelable en MJ), l'eutrophisation (exprimé en kg eq PO₄⁻) et l'écotoxicité des eaux continentales (en Comparative Toxic Unit ou CTU). Ces impacts sont évalués par la méthode CML (*PRéConsultants 2008*), complétée par Usetox (*Rosenbaum, Bachmann et al. 2008*) pour l'écotoxicité.

Inventaire et méthodes d'évaluation des flux au champ

Les données des itinéraires techniques des cultures et des consommations énergétiques de la transformation du lin nous ont été fournies par la coopérative Lin 2000. Les données de sol et climat sur les exploitations agricoles du bassin de production, ainsi que les scénarios de mobilisation des matières premières sont issues du projet OPTABIOM (*Savouré 2011*). La disponibilité de ces données sur l'ensemble du bassin d'approvisionnement nous a permis d'utiliser plusieurs méthodes originales d'inventaire des flux au champ pour les cultures (cf. Figure 1). Concernant le stockage de carbone dans les sols agricoles sous les cultures, la référence utilisée en France propose des valeurs moyennes nationales par culture (*Arrouays, Balesdent et al. 2002*). Nous avons utilisé le modèle AMG (*Saffih-Hdadi et Mary 2008*) qui simule l'évolution de la teneur en carbone dans le sol en intégrant le type de rotation, des caractéristiques du sol et de climatologie. Pour les émissions au champ suite à l'application des produits phytosanitaires, plusieurs études utilisent à la fois les facteurs d'émissions dans l'air de la méthode CORINAIR (*Webb, Hutchings et al. 2009*), et les facteurs d'émissions dans l'eau et le sol du rapport « Harmonization of Environmental Life Cycle Assessment For Agriculture » (*Audsley, Alber et al. 2003*). Dans notre étude nous avons estimé les flux dans l'eau, l'air et le sol des produits phytosanitaires avec le modèle PestLCI (*Birkved et Hauschild 2006*). Celui-ci modélise le devenir des matières actives dans les compartiments du champ cultivé en intégrant ses caractéristiques physico-chimiques mais aussi le type de sol, le climat et le développement de la culture. Pour évaluer les flux azotés au champ, nitrates, ammoniac, oxydes d'azote et protoxyde d'azote, nous avons utilisé des facteurs d'émissions (*ADEME 2010; Institut de l'élevage, IFIP et al. 2010*), complétés par des bilans azotés pour chaque type de rotation de culture identifié sur le bassin de production. Ainsi, nous avons pu prendre en compte l'effet de l'interculture et du précédent cultural dans notre évaluation des flux azotés et en particulier des flux nitriques. Les émissions de phosphore au champ tiennent également compte des caractéristiques pédo-climatiques de la zone d'étude. Elles sont issues de la méthode décrite par *Nemecek et Kägi (Nemecek et Kägi 2007)* complétée par le modèle d'érosion Universal Soil Loss Equation (USLE) (*Weischmeier et Smith 1965*).

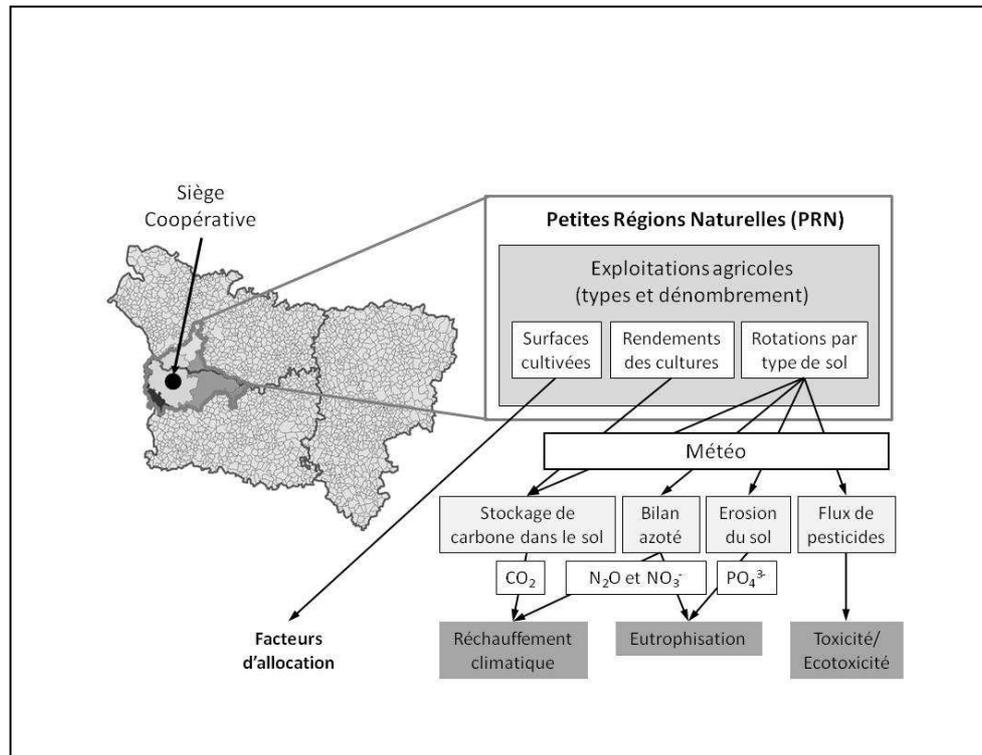


Figure 2: Prise en compte des caractéristiques des territoires dans l'inventaire et les impacts environnementaux concernés.

Afin de rendre de compte de l'intégration dans les ACV agricoles des modèles d'émission prenant plus en compte les caractéristiques du bassin de production, nous avons fait plusieurs analyses de sensibilité en privilégiant les effets du stockage de carbone dans les sols, et les flux de pesticides. Tout d'abord, nous avons comparé pour les deux types de biomasses l'effet de la prise en compte du stockage du carbone sur l'impact réchauffement climatique. Puis nous avons évalué la sensibilité de cet impact au choix de la méthode d'estimation utilisée (AMG vs *Arrouays et al.*). Cette analyse de sensibilité n'a pas été effectuée pour le lin du fait d'un manque de référence. Une analyse de sensibilité a également été menée sur les émissions de produits phytosanitaires. Pour les deux matières premières agricoles, nous avons comparé l'impact écotoxicité évalué à partir de flux estimé par le modèle PestLCI d'une part et par les méthodes CORINAIR et Audsley d'autre part.

Résultats et discussion

Analyse des contributions

La Figure 3 montre la contribution de chaque élément ou étape aux impacts eutrophisation, réchauffement climatique, écotoxicité des eaux continentales et consommation d'énergie. Ainsi, pour la paille de céréales comme pour la fibre de lin, nous constatons une forte contribution de la production des engrais et des émissions liées à leur application sur l'eutrophisation (de 89% à 95%) et le réchauffement climatique (de 33% à 55%). La prise en compte du stockage du carbone dans les sols agricoles n'est pas négligeable. En effet, sous une culture de lin, le carbone du sol décroît avec le temps, et ce déstockage représente 36% de l'impact réchauffement climatique. A l'inverse, pour la paille de céréales, le stock de carbone du sol augmente, ce qui entraîne une diminution de 15% de ce même impact. Pour l'impact écotoxicité, la production des produits phytosanitaires et les émissions

engendrées par leur application représentent entre 63% (paille de céréales) et 91% (fibre de lin) des émissions. Ces émissions proviennent essentiellement de l'utilisation des insecticides. En effet, les émissions de matières actives composant ces insecticides représentent entre 56% (paille de céréales) et 81% (fibre de lin) de l'impact écotoxicité. Enfin, le transport représente près de 67% de la consommation d'énergie nécessaire à la production et le stockage à la coopérative d'une tonne de la paille de céréales, tandis que pour la fibre de lin l'étape de teillage y contribue à 47%.

La part importante des engrais dans les impacts environnementaux a deux origines. La première est le fait que la production d'engrais consomme beaucoup d'énergie, de minerais (pour les engrais phosphatés et potassiques) et d'hydrocarbures comme le gaz naturel, indispensable à la synthèse de l'ammoniac, précurseur des engrais azotés. La seconde origine de ces émissions est liée à l'application des engrais au champ. Le protoxyde d'azote (N_2O) issu de l'application des engrais azotés au champ (par l'intermédiaire de l'activité des bactéries du sol) est la principale substance contributrice à l'impact réchauffement climatique. Pour l'eutrophisation, ce sont les émissions phosphorées et azotées (nitrates) liées à l'application des engrais qui expliquent la forte participation de l'engrais à cet impact. De plus, pour l'eutrophisation, la proportion entre les émissions de NO_3^- et de phosphore varie beaucoup selon le type de biomasse. En effet, les émissions de NO_3^- dépendent surtout de la quantité d'azote apporté à la culture, tandis que les émissions de phosphore sont à la fois dépendantes de l'apport en P_2O_5 et de l'érosion du sol, et sont ainsi liées aux caractéristiques du sol, du climat et de la culture. Ces caractéristiques, qui sont spécifiques à chacune des cultures, ont pour conséquence d'engendrer des quantités de phosphore émises dans l'eau très variables selon le type de biomasse étudié.

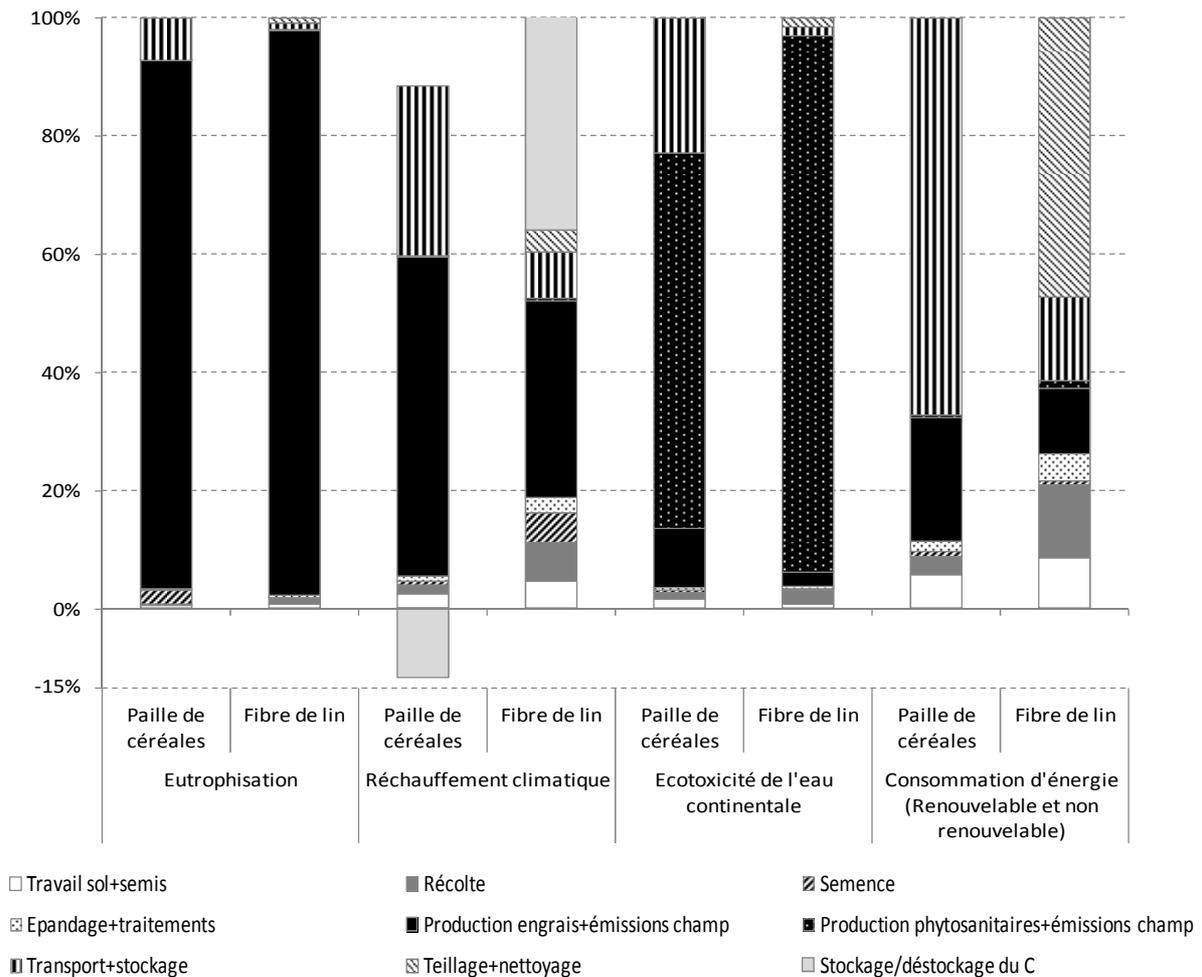


Figure 3 : Analyse des contributions aux impacts cycle de vie pour 1t de paille de céréales et 1t de fibre de lin à la coopérative

Analyse de sensibilité à la méthode d'estimation des émissions des produits phytosanitaires

La Figure 4 illustre la différence du niveau de l'impact écotoxicité selon la méthode utilisée pour estimer les émissions de produits phytosanitaires au champ. Nous pouvons observer que les résultats de cette analyse de sensibilité sont assez différents selon le type de biomasse. En effet, avec pour référence l'approche intégrant les caractéristiques du territoire dans le modèle PestLCI, la modélisation des émissions des produits phytosanitaires par combinaison des méthodes CORINAIR et Audlsey (2003) entraîne, pour la paille de céréales, une diminution de l'écotoxicité de 21%, et pour la fibre de lin une augmentation de 42%. Pour la paille comme pour la fibre de lin, ces variations du niveau total de l'impact sont dues principalement aux variations du niveau d'impact de l'élément « production phytosanitaires + émissions champ ». Le niveau d'impact de cet élément varie respectivement pour la paille et les fibres de lin de -34% et de +42% par rapport à celui obtenu avec la méthode de référence. Les écarts de l'impact écotoxicité selon la méthode choisie illustrent bien le rôle que jouent ces caractéristiques pédo-climatiques et l'utilité de les incorporer dans l'analyse pour affiner les résultats. L'utilisation du modèle PestLCI permet, par exemple, de différencier, pour l'impact écotoxicité, deux produits identiques mais avec des origines géographiques différentes ou des modes de productions différents (de Backer, Aertsens et al. 2009). Il existe d'autres modèles qui

permettent d'estimer les émissions des produits phytosanitaires mais ceux-ci ne sont pas du tout adaptables à l'ACV du fait de leur complexité. L'amélioration des résultats pour l'impact écotoxicité passe ainsi par l'utilisation du modèle PestLCI (Berthoud, Maupu et al. 2011) qui présente l'avantage d'avoir été conçu pour répondre aux contraintes de l'ACV concernant la disponibilité des données et des compétences à propos des produits phytosanitaires.

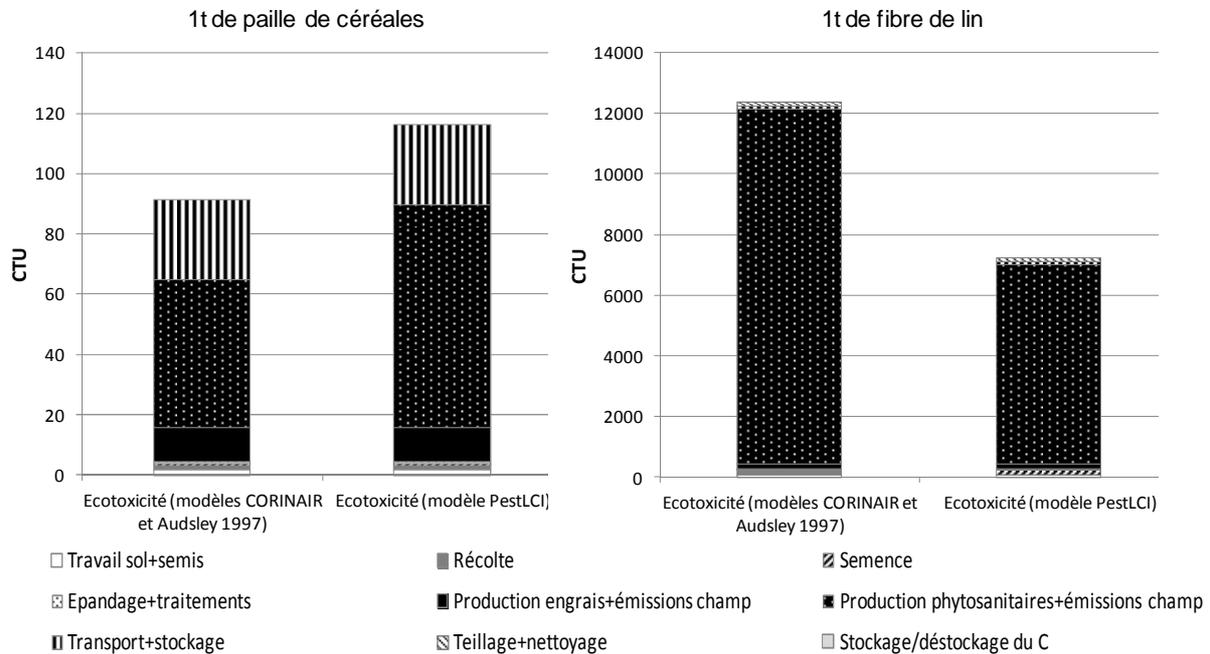


Figure 4 : Impact écotoxicité de l'eau continentale selon la méthode de calcul d'émissions des produits phytosanitaires pour 1t de produit à la coopérative

Analyse de sensibilité sur la méthode de d'estimation du stockage de carbone par la biomasse

Pour rendre compte de l'effet de la prise en compte du stockage du carbone dans les sols agricoles et du choix de la méthode utilisée pour l'évaluation de ce stockage, nous considérons l'utilisation du modèle AMG comme la référence. D'après le Tableau 1, l'impact de la paille de céréales sur le réchauffement climatique semble assez peu sensible au type de méthode utilisé, ce qui s'explique par la faible contribution du stockage du carbone dans le sol à cet impact (cf. Figure 3). Contrairement aux céréales, la culture de lin a tendance à entraîner un déstockage de carbone. Considérer ce phénomène de déstockage de carbone sous cette culture à une forte incidence sur l'impact réchauffement climatique. En effet, sans modélisation du déstockage du carbone du sol, la valeur de l'impact réchauffement climatique diminue de 36 %.

Il est important de préciser que les valeurs obtenues pour les scénarios de références sont des moyennes de cas modélisés avec AMG, chaque cas représentant une rotation de culture couplée à un type de sol. Ainsi, pour la paille de céréales selon le type de sol et/ou de rotation, les écarts de valeurs de réchauffement climatique varient de +17% à -13% par rapport à la valeur moyenne utilisée dans cette analyse. Pour la fibre de lin ces écarts vont de +8% à -22%.

La différence entre les deux biomasses vis-à-vis du stockage du carbone s'explique par le fait que dans le cas du lin la plante est récoltée entièrement, ce qui entraîne une forte exportation de carbone qui peut être supérieure à la quantité de carbone du sol qui est minéralisée chaque année.

Par contre, après la récolte de la paille de céréales les sols sont enrichis en carbone organique par les chaumes laissées au champ.

	Scénarios de prise en compte du stockage du carbone	Impact réchauffement climatique en kg eq CO ₂ /t de produit	Ecart par rapport au scénario de référence
Paille de céréales	Modèle AMG (scénario de référence)	80	-
	Facteurs d'émissions ((Arrouays, Balesdent <i>et al.</i> 2002))	74	-6%
	Sans prise en compte du stockage du carbone	92	+15%
Fibre de lin	Modèle AMG (scénario de référence)	1999	-
	Sans prise en compte du stockage du carbone	1280	-36%

Tableau 1 : Effet du mode de prise en compte du stockage du carbone dans le sol sur l'impact réchauffement climatique.

Pour cette étude nous avons choisi de prendre en compte la fixation du carbone par la biomasse en se basant sur le calcul de l'évolution du stock de carbone organique dans le sol. Cette approche est très différente de celle utilisée par la base de donnée Ecoinvent (Nemecek *et Kägi* 2007). Dans cette base de données la fixation du carbone est estimée par la composition en carbone de la biomasse en considérant que ce carbone est entièrement issu de l'atmosphère. Pour Schmidt *et al.* (2004) la production de lin est considérée comme neutre en CO₂, car le carbone fixé par la plante au cours de sa croissance est réémis en fin de vie dans l'atmosphère par incinération ou compostage (Schmidt, Jensen *et al.* 2004). Ces deux approches se différencient fortement de celle utilisée dans cette étude. En effet, les évaluations faites par le modèle AMG montrent que la production d'une biomasse peut engendrer un déstockage ou un stockage de carbone selon la rotation, le type de sol et le climat. Le fait de négliger l'évolution du stock de carbone organique dans le sol, comme dans la plupart des études, amène à considérer que toutes les biomasses sont, pour n'importe quelles conditions pédo-climatiques, des puits de carbone (Nemecek *et Kägi* 2007) ou qu'elles ne stockent ni ne déstockent du carbone n'engendrant ainsi aucune incidence sur l'impact réchauffement climatique (Schmidt, Jensen *et al.* 2004). La pertinence de la prise en compte du stockage dans les sols agricoles évalué par le modèle AMG apparaît ainsi essentielle pour distinguer dans les ACV les biomasses et leurs différentes conditions de production.

Au-delà du type de culture, le déstockage ou le stockage de carbone du sol est dépendant des conditions pédo-climatiques et agronomiques qu'il est en effet primordial de considérer. L'utilisation du modèle AMG dans l'ACV agricole permet ainsi d'intégrer la forte variabilité des situations pédo-climatiques et agronomiques que l'on peut trouver sur un territoire. La prise en compte de cette variabilité est limitée voire impossible avec une méthode d'inventaire basée sur des facteurs d'émission génériques. Une telle méthode va considérer le territoire étudié comme homogène, alors que les résultats des simulations par AMG montrent qu'il est possible de trouver une culture stockant

du carbone sur un certain type de sol et déstockant du carbone sur un autre type de sol ce qui peut avoir un fort effet sur l'impact réchauffement climatique.

Le carbone organique du sol est considéré dans une ACV comme un indicateur pertinent sur la qualité des sols du fait de son rôle important dans de nombreuses fonctions du sol (*Milà i Canals, Bauer et al. 2007; Milà i Canals, Romanyà et al. 2007*). Ainsi, dans une ACV agricole, la qualité des sols selon le type d'occupation des sols pourrait être évaluée par l'évolution du stock de carbone organique au cours du temps modélisé grâce à AMG (*Milà i Canals, Romanyà et al. 2007; Brandão, Milà i Canals et al. 2010*).

Conclusions et perspectives

Cette étude montre l'intérêt, pour une ACV agricole, de substituer les facteurs d'émission génériques par des modèles d'émissions plus complexes et prenant en compte les caractéristiques d'un territoire. L'utilisation de ces modèles permet à la fois d'intégrer la diversité des territoires dans des ACV comparatives et de mieux considérer les aspects géographiques dans les prises de décision liées à une analyse de cycle de vie. Néanmoins, l'accès aux nombreuses données nécessaires au fonctionnement des modèles utilisés pour ce travail reste un frein à leur utilisation. L'intégration des modèles tel qu'AMG et PestLCI dans une ACV est adaptée à un terrain d'étude bien délimité et peu étendu, et sont en cela plutôt dédiés à l'étude de projets locaux ou régionaux. Pour une zone très étendue et peu homogène en matière de pratiques culturales et de zones pédo-climatiques, (par exemple : ACV d'un blé en France) l'utilisation des modèles peut être pertinente, mais nécessite un travail conjoint de typologie synthétique des situations étudiées pour limiter le nombre de simulations. Les résultats de l'ACV pour un blé « France » pourraient se rapprocher de ceux issus des valeurs moyennes produites par des facteurs d'émissions, même si ceux-ci sont généralement obtenus à l'échelle mondiale (*Stehfest et Bouwman 2006*). Au niveau national, des différences peuvent apparaître avec ces valeurs (*Li, Zhuang et al. 2001*).

Pour cette étude, nous avons essentiellement travaillé sur l'intégration de modèles calculant les émissions de produits phytosanitaires et le stockage du carbone dans les sols agricoles. Cependant, comme nous l'avons vu dans l'analyse des contributions, ce sont les émissions azotées et phosphatées issues des engrais qui participent le plus aux impacts réchauffement climatique et eutrophisation. Pour évaluer les flux azotés et phosphatés, les bilans que nous avons effectués, soit en prenant en compte le précédent cultural, soit la rotation des cultures considèrent également les types de sol. Des bilans azotés plus élaborés, tel Sundial utilisé par *Williams et al. (Williams, Audsley et al. 2010)* constituent également une approche alternative aux facteurs d'émission de nitrates et d'ammoniac permettant d'intégrer rotation et pratiques culturales, ainsi que le pédo-climat. Une évaluation des flux azotés, mais aussi d'eau, au champ repose sur les modèles de fonctionnement des agrosystèmes. Ces modèles de cultures tels Ceres-EGC, (*Gabrielle, Menasseri et al. 1995*), STICS, (*Brisson, Mary et al. 1998*) ou CROPSYST, (*Stöckle, Donatelli et al. 2003*) simulant les flux d'azote, de carbone et d'eau sur une parcelle de culture peuvent fournir des données d'inventaires pour les ACV agricoles, mais restent peu utilisés en routine dans les ACV du fait de leur nombreux paramètres qui sont parfois peu accessibles à une échelle pertinente pour les études. Les émissions directes de N₂O au champ qui présentent une forte variabilité et constituent une des contributions majeures de la production agricole au changement climatique peuvent également être évalués avec une plus grande précision avec des modèles simulant les processus au champ (*Bessou, Ferchaud et al. 2010*). Peu de modèles simulent actuellement les processus au champ liés au phosphore, comme le permet EPIC (*Jones, Cole et al. 1984*). Cependant, la voie de la modélisation au champ pour l'ACV reste

prometteuse car elle permet de prendre en compte la variabilité des systèmes de production agricole rencontrés, et d'apporter une évaluation fine des inventaires au champ pour l'ACV.

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du projet OPTABIOM et a été soutenu financièrement par Le Conseil Régional de Picardie et FranceAgrimer. Nous tenons à remercier pour leur collaboration à cette étude la Fédération Régionale des Coopératives Agricoles (FRCA) de Picardie, la coopérative Lin 2000 et tous les partenaires du projet OPTABIOM.

Références bibliographiques

- ADEME; "*Bilan environnemental des filières végétales pour la chimie, les matériaux et l'énergie - Synthèse*"; 2004.
- ADEME; "*Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Rapport final de l'étude réalisée pour le compte de l'ADEME, du MEEDD et du MAAP et de FranceAgriMer par Bio Intelligence Service*"; 2010.
- Arrouays, D., J. Balesdent, J.-C. Germon, P.-A. Jayet, J.-F. Soussana et P. Stengel; "*Mitigation of the greenhouse effect Increasing carbon stocks in French agricultural soils? Scientific Assessment Unit for Expertise, Assessment Report by the French Institute for Agriculture Research (INRA) on request of the French Ministry for Ecology and Sustainable Development*"; 2002.
- Audsley, E., S. Alber, R. Clift, S. Cowell, P. Crettaz, G. Gaillard, J. Hausheer, O. Jolliett, R. Kleijn, B. Mortensen, D. Pearce, E. Roger, H. Teulon, B. Weidema et H. van Zeijts; "*Harmonization of Environmental Life Cycle Assessment For Agriculture*"; 2003.
- Berthoud, A., P. Maupu, C. Huet et A. Poupart; "*Assessing freshwater ecotoxicity of agricultural products in life cycle assessment (LCA): a case of wheat using French agricultural practices and USEtox model*"; International Journal of Life Cycle Assessment; 2011.
- Bessou, C., F. Ferchaud, B. Gabrielle et B. Mary; "*Biofuels, greenhouse gases and climate change. A review*"; Agronomy For Sustainable Development; 2010.
- Birkved, M. et M. Z. Hauschild; "*PestLCI--A model for estimating field emissions of pesticides in agricultural LCA*"; Ecological Modelling, N°198 3-4, pp 433-451; 2006.
- Brandão, M., L. Milà i Canals et R. Clift; "*Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA*"; Biomass and Bioenergy; 2010.
- Brisson, N., B. Mary, D. Ripoche, M.-H. Jeuffroy, F. Ruget, B. Nicoullaud, P. Gate, F. Devienne-Barret, R. Antonioletti, C. Durr, G. Richard, N. Beaudoin, S. Recous, X. Tayot, D. Plenet, P. Cellier, J.-M. Machet, J.-M. Meynard et R. Delécolle; "*STICS : a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory, and parameterization applied to wheat and corn*"; Agronomie, N°18 5-6, pp 311-346; 1998.
- de Backer, E., J. Aertsens, S. Vergucht et W. Steurbaut; "*Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production*"; British Food Journal, Vol. 111 Iss: 10, pp.1028 - 1061, N°111 10, pp 1028 - 1061; 2009.

- Gabrielle, B., S. Menasseri et S. Houot; "*Analysis and Field Evaluation of the Ceres Models Water Balance Component*"; Soil Sci. Soc. Am. J., N°59 5, pp 1403-1412; 1995.
- González-García, S., L. Luo, M. T. Moreira, G. Feijoo et G. Huppes; "*Life cycle assessment of flax shives derived second generation ethanol fueled automobiles in Spain*"; Renewable and Sustainable Energy Reviews, N°13 8, pp 1922-1933; 2009.
- Institut de l'élevage, IFIP, ITAVI, Arvalis Institut du végétal, Cetiom et ITB; "*Guide méthodologique pour l'estimation des impacts des activités agricoles sur l'effet de serre - GES'TIM. version 1.2*"; 2010.
- Jones, C. A., C. V. Cole, A. N. Sharpley et J. R. Williams; "*A Simplified Soil and Plant Phosphorus Model: I. Documentation*"; Soil Sci. Soc. Am. J., N°48 4, pp 800-805; 1984.
- Li, C., Y. Zhuang, M. Cao, P. Crill, Z. Dai, S. Frohling, B. Moore, W. Salas, W. Song et X. Wang; "*Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N₂O emissions from arable lands in China*"; Nutrient Cycling in Agroecosystems, N°60 1, pp 159-175; 2001.
- Milà i Canals, L., C. Bauer, J. Depestele, A. Dubreuil, R. Freiermuth Knuchel, G. Gaillard, O. Michelsen, R. Müller-Wenk et B. Rydgren; "*Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA*"; International Journal of Life Cycle Assessment, N°12 1, pp 5-15; 2007.
- Milà i Canals, L., J. Romanyà et S. Cowell; "*Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA)*"; Journal of Cleaner Production, N°15, pp 1426-1440; 2007.
- Nemecek, T. et T. Kägi; "*Life cycle inventories of Agricultural Production Systems - Data v2.0.*"; 2007. Zürich and Dübendorf.
- PRéConsultants; "*Sima Pro Database Manual, Methods library*", PRé Consultants; 2008.
- Rosenbaum, R. K., T. M. Bachmann, L. Swirsky Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Jolliett, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. van de Meent et M. Z. Hauschild; "*USEtox-the UNEP SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment*"; International Journal of Life Cycle Assessment, N°13, pp 532-546; 2008.
- Saffih-Hdadi, K. et B. Mary; "*Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon*"; Soil Biology and Biochemistry, N°40 3, pp 594-607; 2008.
- Savouré, M.-L. "*Vers un approvisionnement en biomasse durable : OPTABIOM*"; 2011 [Accédé le 2011 30 Sept. 2011]; Disponible sur: <http://www.agro-transfert-rt.org/index.php/fr/nos-projets/mobilisation-des-agro-ressources/-optabiom->.
- Schmidt, A., A. Jensen, A. Clausen, O. Kamstrup et D. Postlethwaite; "*A comparative Life Cycle assessment of building insulation products made of stone wool, paper wool and flax*"; The International Journal of Life Cycle Assessment, N°9 1, pp 53-66; 2004.
- Stehfest, E. et L. Bouwman; "*N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions*"; Nutrient Cycling in Agroecosystems, N°74 3, pp 207-228; 2006.
- Stöckle, C. O., M. Donatelli et R. Nelson; "*CropSyst, a cropping systems simulation model*"; European Journal of Agronomy, N°18 3-4, pp 289-307; 2003.

- van der Werf, H. M. G. et L. Turunen; "*The environmental impacts of the production of hemp and flax textile yarn*"; Industrial Crops and Products, N°27 1, pp 1-10; 2008.
- Webb, J., N. Hutchings et B. Amon; "*Air pollutant emission inventory guidebook. Technical report no. 6/2009 Part B-4G.*"; 2009.
- Weischmeier, W. et D. Smith; "*Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains: Guide for selection of practices for soil and water conservation*", United States Department of Agriculture; 1965.
- Williams, A., E. Audsley et D. Sandars; "*Environmental burdens of producing bread wheat, oilseed rape and potatoes in England and Wales using simulation and system modelling*"; The International Journal of Life Cycle Assessment, N°15 8, pp 855-868; 2010.