

Titre: Intégration de la méthode Lashof de comptabilisation des ges en analyse de cycle de vie : application aux biocarburants
Title: Intégration de la méthode Lashof de comptabilisation des ges en analyse de cycle de vie : application aux biocarburants

Auteur: Alexandre Courchesne
Author:

Date: 2009

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Courchesne, A. (2009). Intégration de la méthode Lashof de comptabilisation des ges en analyse de cycle de vie : application aux biocarburants [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/8484/>

Document en libre accès dans PolyPublie Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8484/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Réjean Samson, & Louise Deschênes
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

INTÉGRATION DE LA MÉTHODE LASHOF DE COMPTABILISATION DES
GES EN ANALYSE DE CYCLE DE VIE: APPLICATION AUX
BIOCARBURANTS

ALEXANDRE COURCHESNE

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

AOÛT 2009



Library and Archives
Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-57243-6
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-57243-6

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

**
Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

INTÉGRATION DE LA MÉTHODE LASHOF DE COMPTABILISATION DES
GES EN ANALYSE DE CYCLE DE VIE: APPLICATION AUX
BIOCARBURANTS

présenté par: COURCHESNE Alexandre
en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès science appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. STUART Paul, Ph. D., président

M. SAMSON Réjean, Ph. D., membre et directeur de recherche

Mme DESCHÈNE Louise, Ph. D., membre et codirectrice de recherche

Mme GAUDREAULT Caroline, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais remercier les gens qui m'ont soutenu et encouragé durant ces 2 années. Merci à Réjean Samson, Louise Deschêne, Valérie Bécaert, Ralph Rosenbaum et Gotran Bage sans qui les idées pour ce projet n'auraient pas vu le jour. Merci à Anne-Marie, Lionel et Mathias, pour votre amour et votre patience. Merci à tous les gens du CIRAIIG d'avoir agrémenté cette période de rire et de joie.

RÉSUMÉ

Ce projet de maîtrise présente les différentes étapes parcourues dans l'élaboration d'une méthodologie utilisant la comptabilisation Lashof des GES et permettant la comparaison de différents projets d'atténuation des changements climatiques par une approche ACV. La problématique des changements climatiques préoccupe de plus en plus les scientifiques et la communauté élargie. Plusieurs solutions sont mises de l'avant pour contrer ce phénomène planétaire. Toutefois, tout projet d'atténuation des changements climatiques a le potentiel d'avoir des impacts négatifs pour l'environnement. Il est important pour les décideurs qui orientent les politiques de lutte aux changements climatiques d'avoir des comparaisons entre les différentes options qui s'offrent à eux afin de permettre une résolution durable de cette problématique.

L'ACV est un outil d'évaluation environnemental permettant d'analyser l'empreinte écologique des produits et des services afin d'éclairer une prise de décision. Toutefois, son format actuel est mal adapté à la comparaison des projets d'atténuation des changements climatiques parce que les systèmes de comptabilisation ne permettent pas de bien caractériser ces projets.

Ce projet a donc trois objectifs principaux soit : 1) la détermination d'une méthodologie de comptabilisation des GES permettant de bien caractériser tous les projets d'atténuation des changements climatiques. Cette méthode servira de base de comparaison pour l'analyse des différents projets d'atténuation des changements climatiques. 2) La réalisation d'une analyse de cycle de vie de trois filières d'éthanol et d'une filière pétrole comme carburant pour une voiture. 3) Le développement d'une méthodologie ACV permettant la comparaison de différents projets d'atténuation des changements climatiques et l'application de cette méthodologie aux biocarburants étudiés.

L'hypothèse de recherche est que l'utilisation de la méthode Lashof comme base de comparaison permet de comparer différents projets d'atténuation des GES à l'aide de l'ACV.

Le premier volet comprend une revue de la littérature des différentes méthodes

de comptabilisation des GES. Trois principales avenues ont été retenues soit l'utilisation des potentiels de réchauffement climatique, la méthodologie Lashof et la modélisation de carbone atmosphérique. La méthode Lashof a été retenue parce qu'elle permet une caractérisation de tous les projets d'atténuation des changements climatiques et qu'elle reste assez simple pour être utilisée comme base de comparaison dans l'ACV.

La méthode Lashof intègre un aspect dynamique permettant de contourner la notion de permanence de l'émission ou de la séquestration. Ce qui permet donc de comparer la réduction d'émissions de GES d'origine fossile ainsi que les activités de séquestration permanente ou temporaire. La méthode accorde un crédit aux tonnes de carbone conservées hors de l'atmosphère pour une quantité d'années données. Elle reste très près des PRC, car les calculs sont sensiblement les mêmes, c'est-à-dire que les deux méthodes calculent un forçage radiatif cumulatif. Toutefois, la méthode Lashof, calculée annuellement, peut rendre compte de tous changements ou de toute évolution des émissions.

Le deuxième volet de ce projet consiste à réaliser une analyse de cycle de vie de trois filières de bioéthanol, soit l'éthanol fait à partir de maïs, de canne à sucre et de saule. Ces trois filières ont été choisies pour la qualité des données disponibles et aussi parce qu'elles représentent bien le marché actuel et futur (saule). L'aspect innovateur de cette analyse est l'intégration de donnée provenant de tests en laboratoire sur la combustion de E85. Les résultats de cette ACV démontrent que l'utilisation de biocarburants a le potentiel de diminuer les émissions de GES durant leur cycle de vie de 82%, 31% et 55% comparativement à un scénario pétrole pour les scénarios éthanol maïs, canne à sucre et plantation de saule, respectivement. Toutefois, l'utilisation de biocarburants a le potentiel de générer plus d'impacts que l'utilisation de pétrole sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes, impacts principalement causés par les étapes de culture et de transformation de la biomasse en éthanol.

Notons que le scénario éthanol de saule performe mieux que le scénario pétrole dans toutes les catégories d'impacts. Il n'est toutefois pas le plus performant dans toutes les catégories. En effet, l'éthanol canne à sucre a de plus faibles impacts

dans la catégorie changements climatiques et ressources. Finalement, les résultats démontrent que le scénario canne à sucre a un potentiel d'impacts très élevé dans la catégorie santé humaine à cause de l'utilisation d'arsenic comme pesticide lors de sa culture.

Le troisième volet consiste à formuler d'une méthodologie ACV permettant la comparaison directe de différents projets d'atténuation des changements climatiques. Cette partie est présentée sous forme d'un article scientifique soumis au Journal of Industrial Ecology. La méthodologie utilise les principes de bases de l'ACV et la méthode de comptabilisation Lashof des GES comme base de comparaison entre les différents projets à l'étude. L'utilisation de l'élargissement des frontières comme méthode d'imputation permet d'isoler les impacts dus à la fonction d'atténuation des changements climatiques du projet. La méthodologie est appliquée aux scénarios biocarburants étudiés et permet une comparaison des différentes filières sous un autre angle que leur fonction transport. L'utilisation de la méthode Lashof permet aussi d'intégrer les émissions de GES dues au changement de l'affectation d'une terre à même l'unité fonctionnelle. Habituellement, l'ACV intègre ces émissions en les ajoutant au bilan total avec un amortissement subjectif. Aussi, le calcul de la période d'amortissement, c'est-à-dire le temps nécessaire pour qu'un scénario biocarburant ait moins d'impact sur les changements climatiques que le statut quo, en utilisant la méthodologie Lashof, permet un calcul plus représentatif de la situation parce que le temps de l'émission est considéré. Les périodes d'amortissements calculés sont de 332, 19 et 55 ans pour les scénarios maïs déplaçant une prairie, canne à sucre déplaçant un Cerrado et saule déplaçant une prairie.

Le projet réalisé démontre que l'utilisation de la méthode de comptabilisation Lashof des GES permet la comparaison de différents projets d'atténuation des changements climatiques.

ABSTRACT

This project presents the different steps taken in the elaboration of a methodology using the Lashof GHG accounting methodology allowing the comparison of different climate change mitigation projects with a LCA approach. More and more people are concerned about climate change, thus more and more solutions are brought up to mitigate this phenomenon. Unfortunately, any mitigation project has the potential to create negative environmental impacts. Therefore, it is important for decision makers to have comparative analysis to help them choose a sustainable solution to this problem.

Life cycle assessment is an environmental tool designed to evaluate the ecological footprint of a given product or service. However, the present format of the LCA is inappropriate for a direct comparison of carbon mitigation projects because GHG accounting methodology do not allow a proper comparison of these projects.

This project has three objectives : 1) determine a GHG accounting methodology that allows the comparison of any mitigation project on an equivalent basis, 2) realize a life cycle analysis of three ethanol pathways and one petroleum pathway as fuel for a car, 3) and develop a LCA methodology allowing the comparison of any carbon mitigation projects and apply this method on the biofuels analyzed.

Main hypothesis of the project is that the use of the Lashof accounting methodology as a basis of comparison allows the comparison of carbon mitigation projects within a LCA.

The first part of the project starts with a literature review of the different GHG accounting methodology. Three main options stand out of the literature, they are : the global warming potential, the Lashof methodology and the atmospheric carbon modeling. The Lashof methodology was chosen as it allows a proper comparison of every mitigation project while staying sufficiently simple to use in a LCA.

The Lashof methodology integrates a dynamic aspect that allows the characterization of non-permanent sequestration which leads to the capability of comparing fossil emission reduction with permanent and temporary sequestration. The methodology calculates avoided atmospheric carbon annually. It is similar the GWP, as

they both calculate cumulative radiative forcing. However, in the Lashof methodology the credit is revised annually, therefore it can take into account any variation in the evolution of the emission.

The second part of the project, a LCA of maize ethanol, sugarcane ethanol, willow ethanol and petrol as fuel for a car was realized. These pathways were chosen as reliable data was available and also because they represent the present (corn, and sugarcane) and future (willow) markets of biofuel. The innovative aspect of this LCA is the integration of a E85 combustion process which was modeled according to a laboratory tailpipe emission study.

Results of the study show that the use of biofuel could reduce the GHG emissions of a car of 82%, 31% and 55% for the maize, sugarcane and willow scenarios, respectively, compared to the use of petrol. However, the use of biofuel has the potential to generate more impacts than petrol in the human health and ecosystem quality categories, impacts which are mainly caused by the cultivation and processing of biomass.

The willow ethanol scenario performs better than the petrol scenario in every impact category. It is however not the best in every category as sugarcane ethanol has the lowest impact in the climate change and resources category. Finally, results show that the sugarcane scenario has a relatively high impact in human health because of the use of arsenic as pesticide.

The third aspect of the project consisted in formulating a LCA methodology allowing the comparison of different carbon mitigation projects. This part is presented in the form of a scientific article submitted to the Journal of Industrial Ecology. The methodology uses the basis of LCA modeling and the Lashof accounting methodology as a basis of comparison. System expansion is used to isolate the impacts attributed to the mitigation function of the project. The methodology is applied to the biofuel scenarios generated in the preceding part. It gives a different point of view of the biofuel system as it analyzes it from its carbon mitigation function. Use of the Lashof accounting methodology also allows the integration of land-use change emission within the functional unit. Usually, LCA account for

land-use change emissions as an emission surplus that is added to life cycle emission with a subjective depreciation. Also, the payback time calculation, i.e. the time required for a biofuel scenario to generate positive impacts on climate change compared to a business-as-usual scenario, when calculated with the Lashof accounting methodology, yields a more realistic result as the time of emission is considered. Payback times calculated are 332, 19 and 55 years for the maize replacing prairie grass, sugarcane replacing Cerrado and willow plantation replacing prairie grass scenarios, respectively.

This project proves that the use of the Lashof GHG accounting methodology allows the comparison of different carbon mitigation projects within a LCA.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	viii
TABLE DES MATIÈRES	xii
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES FIGURES	xv
LISTE DES ANNEXES	xvi
LISTE DES SYMBOLES	xvii
INTRODUCTION	1
0.1 Problématique	1
0.1.1 Les changements climatiques	1
0.2 Hypothèse et objectifs	6
0.2.1 Hypothèse	6
0.2.2 Objectifs	6
0.2.3 Contenu du mémoire	7
CHAPITRE 1: Revue de la littérature	8
1.1 Analyse du cycle de vie	8
1.1.1 Définition	8
1.1.2 Méthodologie de l'ACV	9
1.1.3 Analyse de l'inventaire du cycle de vie	11
1.1.4 Évaluation des impacts du cycle de vie	12
1.1.5 Interprétation du cycle de vie	18
1.2 Méthode de caractérisation des GES	18
1.2.1 Problématique	18

1.2.2	Proposition de méthode de calcul	20
1.2.3	Conclusion	24
1.3	ACV et Biocarburants	25
1.3.1	Mise en contexte	25
1.3.2	Analyse critique des études sur les biocarburants	26
CHAPITRE 2: Méthodologie générale		35
2.1	Réalisation des objectifs	35
CHAPITRE 3: Résultats : Analyse du cycle de vie de trois filières bioéthanol		36
3.1	Objectifs de l'étude et champs de l'étude	36
3.1.1	Objectifs	36
3.1.2	Systèmes à l'étude	36
3.1.3	Fonctions	37
3.1.4	Unité fonctionnelle	37
3.1.5	Flux de référence	37
3.1.6	Frontières du système	38
3.1.7	Approche d'imputation	39
3.1.8	Méthode de calcul	39
3.1.9	Méthodologie de collecte et sources des données	40
3.1.10	Choix de la méthode d'évaluation des impacts	40
3.1.11	Description des systèmes de produits et des hypothèses du modèle ACV	42
3.2	Résultats	45
3.2.1	Résultats du calcul d'inventaire	45
3.2.2	Évaluation des impacts et interprétation des résultats	48
3.2.3	Limites de l'AICV et de l'ÉICV	55
3.2.4	Conclusion sur les résultats de l'ACV des biocarburants	56
CHAPITRE 4: Résultats : Intégration de Lashof		57
4.1	Présentation de l'article	57

4.2	Using the Lashof Accounting Methodology to Assess Carbon Mitigation Projects Using LCA: Ethanol Biofuel as a Case Study	57
4.2.1	Abstract	57
4.2.2	Background, aim, and scope	58
4.2.3	Methodology	61
4.2.4	Results and Discussion	68
4.2.5	Conclusions	74
CHAPITRE 5: Discussion générale		78
5.1	Méthodologie de caractérisation des GES	78
5.2	Analyse du cycle de vie des biocarburants	79
5.3	Méthode ACV pour les projets d'atténuation des changements climatiques	79
5.4	Réflexion sur la fonction d'atténuation des changements climatiques	80
Conclusion et recommandations		82
Bibliographie		85

LISTE DES TABLEAUX

2	Description de méthodes de séquestration	3
1.1	Exemple de catégorie d'impacts et indicateurs correspondant	13
1.2	Description de méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie . .	16
1.3	Tableau synthèse des ACV sur les biocarburants	30
3.1	Correspondances entre les catégories de dommages et les catégories d'impacts des méthodes IMPACT 2002+ (Joliet et al., 2003)	41
3.2	Flux élémentaires importants générés en parcourant 1 km en voiture selon chaque scénario	47
4.1	LCI of GHGs and CRF for 1 km driven using maize-based E85	69
4.2	Mg-year score of different types of LUC emissions	73
I.1	Détails du procédé de croissance du saule	92
I.2	Détails du procédé d'entreposage du saule	97
I.3	Détails du procédé de combustion	98

LISTE DES FIGURES

1	Provenance des émissions de GES	2
1.1	Phase de l'ACV	10
1.2	Schématisation d'un système de produit	13
1.3	Étape de l'évaluation des impacts du cycle de vie	14
1.4	Effet de la séquestration d'une tonne de carbone	21
1.5	Comparaison des méthodes Moura-Costa et Lashof	23
3.1	Frontières des systèmes à l'étude	38
3.2	Flux intermédiaires reliés à la production de 80 g d'éthanol	46
3.3	Impacts associés aux scénarios de biocarburants et pétrole	50
3.4	Impacts associés aux scénarios de biocarburants et pétrole	50
3.5	Dommages associés aux scénarios de biocarburants et pétrole	54
3.6	Dommages associés au scénario éthanol de maïs	54
3.7	Dommages associés au scénario éthanol de canne à sucre	54
3.8	Dommages associés au scénario éthanol de saule	54
4.1	Mg-year score of progression of the emission of 1 ton of CO ₂	63
4.2	LCA Framework for carbon mitigation project analysis (adapted from (ISO 14040 2006))	65
4.3	Mg-year score of studied biofuels	70
4.4	End-point damage from transportation and carbon mitigation point of view of biofuel, baseline and biofuel including LUC emission.	71

LISTE DES ANNEXES

Annexe I:	Analyse du cycle de vie des biocarburants	90
I.1	Scénario pétrole Euro3	90
I.2	Scénarios biocarburants	90
I.2.1	Combustion du E85	91

LISTE DES SYMBOLES

<i>ACV</i> :	Analyse du cycle de vie
<i>AICV</i> :	Analyse de l'inventaire du cycle de vie
<i>AIE</i> :	Agence internationale de l'énergie
<i>CO₂ – eq</i> :	CO ₂ -équivalent
<i>CRF</i> :	Cumulative radiative forcing
<i>E85</i> :	Mélange de carburant avec 85%(vol.) d'éthanol
<i>EICV</i> :	Evaluation des impacts du cycle de vie
<i>FC</i> :	Facteur de caractérisation
<i>FT</i> :	Fischer-Tropsch
<i>GES</i> :	Gaz à effet de serre
<i>GHG</i> :	Greenhouse gas
<i>GIEC</i> :	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
<i>GWP</i> :	Global warming potential
<i>ICV</i> :	Inventaire du cycle de vie
<i>LCA</i> :	Life cycle assessment
<i>LCI</i> :	Life cycle inventory
<i>LCIA</i> :	Life cycle inventory analysis
<i>LUC</i> :	Land-use change
<i>PRC</i> :	Potentiel de réchauffement climatique
<i>PNUE</i> :	Programme environnemental des Nations Unies
<i>Rc</i> :	Reduction coefficient
<i>RF</i> :	Radiative forcing
<i>SETAC</i> :	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
<i>TTW</i> :	Tank to wheel
<i>WTT</i> :	Well to tank
<i>WTT</i> :	Well to wheel

INTRODUCTION

0.1 Problématique

0.1.1 Les changements climatiques

Le problème des changements climatiques est devenu un enjeu majeur. Le Groupe d'experts intergouvernemental en évolution du climat (GIEC) affirme dans son dernier rapport que les changements climatiques sont inévitables (IPCC, 2007a). Ce groupe de recherche, co-lauréat du prix Nobel de la paix 2007, étudie les changements climatiques depuis 1988. Il affirme que les changements climatiques sont causés par une augmentation de la concentration de gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère, principalement le CO₂. Ces gaz engendrent un forçage radiatif, c'est-à-dire qu'ils entraînent une variation positive de l'irradiation restant sur la terre. En d'autres mots, ils réduisent les pertes de chaleurs radiatives terrestres et engendrent donc une augmentation de l'énergie thermique demeurant sur terre.

Les principaux gaz à effet de serre sont le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄) et l'oxyde nitreux (N₂O). Un portrait des émissions de GES de 2004 totalisant 49 Gt CO₂-eq est présenté à la figure 1. On constate que la principale raison de l'augmentation des gaz à effet de serre provient de la combustion de carbone fossile, source première d'énergie à l'échelle planétaire. Les réserves d'énergie fossile sont estimées à 4130 Gt de carbone.

À long terme, les changements climatiques pourraient avoir des effets dévastateurs sur le système écologique terrestre tels une augmentation de la fréquence des sécheresses, des inondations, des feux de forêts, ainsi qu'une acidification de l'océan. Étant donné l'ampleur des conséquences des changements climatiques, il est impératif de développer des méthodes pour atténuer ce phénomène.

Selon Lal (2008), il existe trois principaux moyens de réduire la concentration de GES dans l'atmosphère : la réduction de la consommation d'énergie, la séquestration et l'utilisation d'énergie à faibles émissions. Ces trois moyens visent principalement la réduction des émissions de CO₂.

La réduction de la consommation d'énergie consiste principalement à implan-

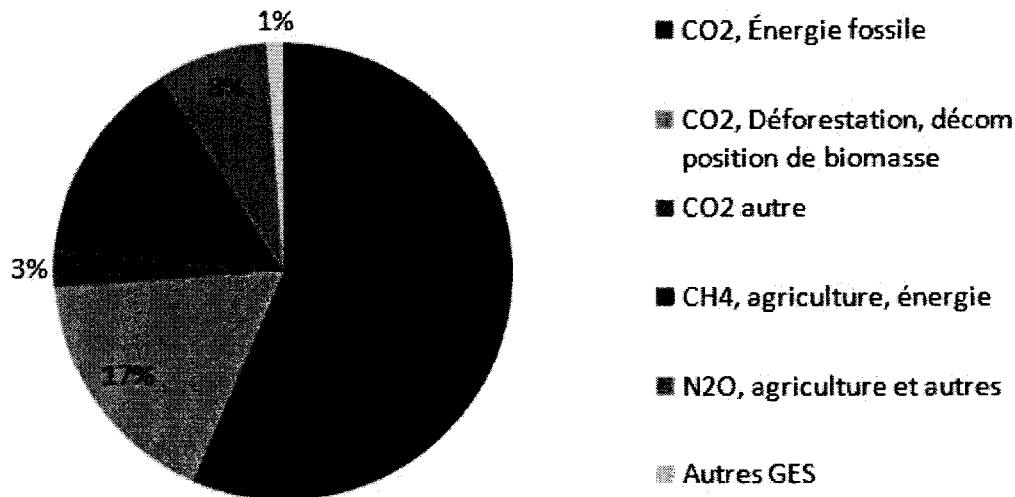


Figure 1: Provenance des émissions de GES pour 2004 exprimé en CO₂-eq.(tiré de IPCC,2007)

ter diverses mesures visant à réduire l'utilisation d'énergie fossile ou non parce que toute forme d'énergie émet, en grande ou en petite quantités, des GES. Les domaines d'application de cette approche sont larges, étant donné l'omniprésence de l'énergie dans notre société. Les mesures possibles vont de la réduction simple de la consommation personnelle d'énergie aux mesures plus complexes d'efficacité énergétique.

La séquestration consiste à capturer le CO₂ et à le maintenir dans un endroit ou un medium autre que l'atmosphère. Cette séquestration doit s'effectuer de manière définitive ou temporaire. On classe ce processus en deux catégories, soit la séquestration biotique ou abiotique. La séquestration biotique permet d'entreposer le carbone dans un organisme vivant qui capture le carbone de l'environnement immédiat et le séquestre lors de sa croissance. La séquestration abiotique, elle, entrepose le carbone sous une forme inorganique. Le tableau 2 présente différentes avenues possibles pour les 2 types de séquestration. La séquestration abiotique possède un plus grand potentiel de séquestration que la voie biotique, mais elle est techniquement plus complexe, plus dispendieuse et elle entraînerait potentiel-

Tableau 2: Description de méthodes de séquestration

Méthode abiotique	
Séquestration océanique	Consiste à envoyer du CO ₂ à de très grandes profondeurs océaniques afin que la pression le stabilise sous forme liquide.
Séquestration géologique	Consiste à injecter du CO ₂ compressé au fond de profondes strates géologiques.
Carbonation minérale	Consiste à transformer chimiquement du CO ₂ en minéraux carboniques comme le CaCO ₃ ou le MgCO ₃
Méthode biotique	
Séquestration océanique	Consiste à utiliser différentes méthodes visant une croissance accrue de biomasse végétale telle la fertilisation au fer visant la croissance de phytoplancton.
Séquestration terrestre	Consiste à optimiser la séquestration de carbone par la croissance de la biomasse, à optimiser la séquestration de carbone organique et la réhabilitation des milieux humides.

lement plus d'impacts environnementaux. La séquestration biotique, quant à elle, est de type temporaire parce qu'elle ne permet pas de capturer de façon définitive le carbone.

Finalement, l'utilisation des énergies à faibles émissions de carbone est un autre moyen de réduire la concentration de GES dans l'atmosphère. On retrouve dans cette catégorie les énergies renouvelables qui, en 2004, représentaient 13,6% de l'énergie primaire utilisée (IEA, 2004). L'énergie éolienne, solaire, géothermique, hydroélectrique ainsi que la bioénergie sont les principales avenues utilisées aujourd'hui. La bioénergie, en plus de son bilan de carbone faible, est aussi utilisée comme méthode de séquestration.

Le biocarburant, type de bioénergie utilisé dans le secteur des transports, est un substitut au pétrole fossile. Il a donc le potentiel de diminuer la quantité de GES émis par le secteur des transports. Selon l'Agence internationale de l'énergie

(AIE), l'industrie des transports consomme environ 78 EJ de produits dérivés du pétrole et génère environ 25% des émissions mondiales de CO₂ (IEA, 2007).

Les principaux biocarburants sont l'éthanol et le biodiesel avec des productions annuelles mondiales de 51 GL et de 4 GL, respectivement (Association, 2008; Canada and Agrifood, 2005). Ces biocarburants sont produits à partir de cultures vivrières comme le maïs et la canne à sucre pour l'éthanol, et à partir du soya et du colza, pour le biodiesel. Ils font l'objet de plusieurs critiques entre autres parce qu'une demande accrue pour les biocarburants bouscule le marché de l'alimentation (von Blottnitz and Curran, 2007). En effet, la demande de matières premières nécessaires comme le maïs ou le soya fait augmenter les prix de ces denrées et cette augmentation se répercute sur le soya et le maïs alimentaire. De plus, leur implantation massive a le potentiel d'engendrer des changements de fonctions de terre (Searchinger et al., 2008) pouvant occasionner des émissions importantes de GES (Fargione et al., 2008). Par exemple, une plantation de soya qui déplace une portion de la forêt tropicale brésilienne libérera beaucoup de GES lors du dégagement du terrain.

Quelques technologies sont en développement pour l'élaboration de biocarburants de 2^e génération. Ces carburants sont produits à partir de cultures dédiées à la production d'énergie comme le saule et le panic érigé ou bien à partir de résidus organiques tels que la paille, les résidus forestiers et les matières résiduelles municipales (von Blottnitz and Curran, 2007). Les principaux carburants en développement sont l'éthanol cellulosique et le diésel synthétique Fischer-Tropsch. La 2^e génération technologique a l'avantage de pouvoir utiliser des matières premières à faible potentiel d'impacts sur l'environnement.

Toutes ces possibilités développées confirment le fait qu'il est important de sattaquer à la problématique des changements climatiques. Toutefois, il faut éviter un déplacement des impacts environnementaux, c'est-à-dire la création de nouveaux problèmes environnementaux, générés par la lutte contre changements climatiques. Afin d'assurer un développement harmonieux des politiques visant à contrer les changements climatiques, les décideurs devront disposer d'outils permettant de bien comprendre les impacts de leur choix. Un des outils de plus en plus utilisé est

l'analyse de cycle de vie.

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil d'aide à la décision permettant de comparer les impacts environnementaux potentiels de différents produits, services ou procédés. Son approche dite du berceau au tombeau permet de saisir tous les impacts environnementaux, de l'extraction des matières premières à la gestion de la fin de vie en passant par la fabrication, le transport et la phase d'utilisation. L'ACV utilise des méthodes d'évaluation des impacts permettant de quantifier des impacts potentiels comme les changements climatiques, l'acidification de l'eau, l'appauvrissement de la couche d'ozone, les émissions cancérigènes, etc. En étudiant tout le cycle de vie, il est possible de prévoir les déplacements d'impacts entre les phases du cycle de vie ou entre les différentes catégories d'impacts (Jolliet et al., 2005). Normalisée ISO (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), l'ACV est soutenue par la Société de Chimie et Toxicité Environnementale (SETAC) et par le Programme Environnemental des Nations Unies (PNUE).

Il existe plusieurs ACV analysant des projets d'atténuation des changements climatiques comme la comparaison entre l'utilisation de biocarburants et de pétrole ou la génération d'électricité à partir d'éoliennes ou de panneaux solaires. Seulement, dans ces études, l'atténuation des changements climatiques est une conséquence positive du projet et non la fonction étudiée. Ainsi, ces études analysent les projets dans leur contexte spécifique, ce qui empêche une comparaison plus large. Par exemple, une étude de type comparatif analyse l'utilisation de biocarburants et la compare à l'utilisation de pétrole. Les résultats indiqueront que l'utilisation de biocarburants permet une réduction des émissions de GES. Les carburants seront comparés à partir d'une fonction de transport, comme le km. Toutefois, à ce jour, aucune étude ne permet de comparer les impacts générés par l'utilisation de biocarburants ou l'implantation d'éoliennes pour une atténuation équivalente des changements climatique.

L'ACV utilise les potentiels de réchauffement climatique (PRC), évalué sur 500 ou 100 ans, afin de caractériser les émissions de GES. Les PRC sont calculés et publiés par le GIEC dans chacun de leur rapport. Toutefois, comme le souligne le rapport Land Use, Land-use Change and Forestry (Watson et al., 2000) du GIEC,

cette approche n'est pas appropriée pour l'évaluation des impacts climatiques d'un projet touchant la biomasse ou d'un projet qui engendre des émissions de GES suite à un changement de fonction d'une terre. Car, pour ce type de projet, l'aspect temporel des interactions entre le carbone atmosphérique et la biomasse devient significatif dans le calcul des effets sur les changements climatiques. Par exemple, les projets de séquestration biotique comme le reboisement permettent la séquestration de carbone de façon temporaire. Le carbone séquestré dans la plante retournera éventuellement dans l'atmosphère. Ainsi, durant le cycle de vie du projet, le bilan de carbone est neutre (autant de carbone séquestré que relâché). Toutefois, cet enlèvement de carbone pendant quelques années permet de réduire le forçage radiatif que ce carbone aurait occasionné s'il n'avait pas été emmagasiné dans la biomasse. Pour bien comparer tous les projets d'atténuation des changements climatiques, il est nécessaire de considérer le temps de l'émission de GES.

0.2 Hypothèse et objectifs

0.2.1 Hypothèse

L'hypothèse du projet est que l'utilisation de la méthode Lashof comme base de comparaison permet de comparer différents projets d'atténuation des GES à l'aide de l'ACV.

0.2.2 Objectifs

L'objectif principal du projet est de formuler une méthode ACV permettant une comparaison de différents projets de réduction de gaz à effet de serre en fonction de leur capacité à atténuer les changements climatiques. La méthodologie développée sera appliquée sur des scénarios d'utilisation de biocarburants dans le secteur des transports. Les objectifs secondaires sont :

- Choisir une méthode de caractérisation permettant de comparer des projets d'atténuation des changements climatiques sur une base équivalente.
- Réaliser une ACV typique sur la fonction transport de 3 filières de bioéthanol (maïs, canne à sucre et saule).

- Déterminer les impacts environnementaux du cycle de vie des biocarburants en tant que projet d'atténuation des GES à l'aide de la méthode Lashof (choisie avec le premier objectif) et comparer ces impacts avec l'ACV de la fonction transport. Intégrer à cette analyse les émissions de GES potentielles d'un changement d'affectation d'une terre.

0.2.3 Contenu du mémoire

La revue de la littérature (chapitre 2) décrit les principes de bases de l'ACV, suivi d'un survol des méthodes de caractérisation de GES et du choix de la méthodologie et se termine par une revue des ACV sur les biocarburants. Ensuite, un chapitre vient décrire la méthodologie utilisée pour répondre aux objectifs de l'étude. Le chapitre 3 présente l'ACV sur les biocarburants réalisée dans le cadre du projet. Dans le chapitre 4 on retrouve un article scientifique soumis à un journal. Il présente la méthodologie développée ainsi que son application sur des scénarios biocarburants. Le chapitre 5 propose une discussion élargie du projet en faisant des liens avec la littérature.

CHAPITRE 1

REVUE DE LA LITTÉRATURE

Afin de couvrir les différents domaines de ce travail, la revue de la littérature est séparée en 3 parties, soit une revue succincte de la méthodologie ACV, une revue de la littérature concernant différentes d'inventaire et de caractérisation des émissions de GES et une revue bibliographique d'ACV de biocarburants.

1.1 Analyse du cycle de vie

1.1.1 Définition

L'organisation internationale de normalisation (International Organization for Standardization, ISO) définit l'analyse du cycle de vie (ACV) comme la compilation et l'évaluation des intrants, des extrants et des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie ISO 14040 (2006). C'est un outil d'aide à la décision permettant l'analyse des impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un service ou d'un procédé en considérant chacune des phases du cycle de vie, de l'extraction des ressources naturelles à l'élimination des déchets. Il permet d'identifier les points d'amélioration et peut contribuer au développement de nouveaux produits (Jolliet et al., 2005).

Les principes de l'ACV sont régis par un ensemble de normes établies par l'ISO. Celles-ci sont regroupées au sein des normes ISO 14040 et ISO 14044. Les champs d'application de l'ACV sont nombreux puisque cette méthode peut s'appliquer à tous les produits, procédés et services. On peut, entre autres, utiliser l'ACV afin de (Jolliet et al., 2005; ISO 14040, 2006) :

- Évaluer et comparer l'impact environnemental de produits, services ou procédés en les considérant du point de vue de leur fonction ;
- Identifier les possibilités d'amélioration de la performance environnementale pour chacune des étapes du cycle de vie ;

- Aider au choix d'investissement ou d'optimisation d'un produit, service ou procédé ;
- Améliorer les techniques de gestion environnementale d'une entreprise, d'une organisation gouvernementale ou non-gouvernementale comme outil d'aide à la décision ;
- Participer au marketing par une revendication en matière d'environnement, un étiquetage écologique ou une déclaration environnementale ;
- Développer des normes environnementales basées sur l'approche cycle de vie ;

L'ACV est un domaine jeune et il nécessite encore de nombreuses améliorations méthodologiques.

1.1.2 Méthodologie de l'ACV

L'ACV se divise en quatre étapes (figure 1.1) détaillées dans les sections suivantes. L'ACV se réalise de façon itérative, c'est-à-dire que les résultats d'une phase peuvent impliquer des modifications dans les phases précédentes afin d'améliorer la qualité de l'étude.

Les objectifs d'une ACV doivent spécifier les raisons de la réalisation de l'étude, l'application envisagée, le public concerné et si les résultats feront l'objet d'une divulgation publique. Le champ d'étude inclut les éléments suivants (ISO 14040, 2006).

- Les fonctions du ou des systèmes à l'étude. Celles-ci représentent les caractéristiques de performance du système de produits. Par exemple, si l'on cherche à comparer la performance environnementale de différents carburants comme l'éthanol ou le pétrole, la fonction est "propulsion d'une voiture".
- L'unité fonctionnelle. Celle-ci définit la quantification des fonctions identifiées afin de pouvoir fournir une base de comparaison. Elle permettra de fournir une référence pour évaluer la quantité d'intrants et d'extrants. Concernant les carburants, l'unité fonctionnelle sera de propulser une voiture sur une distance donnée.

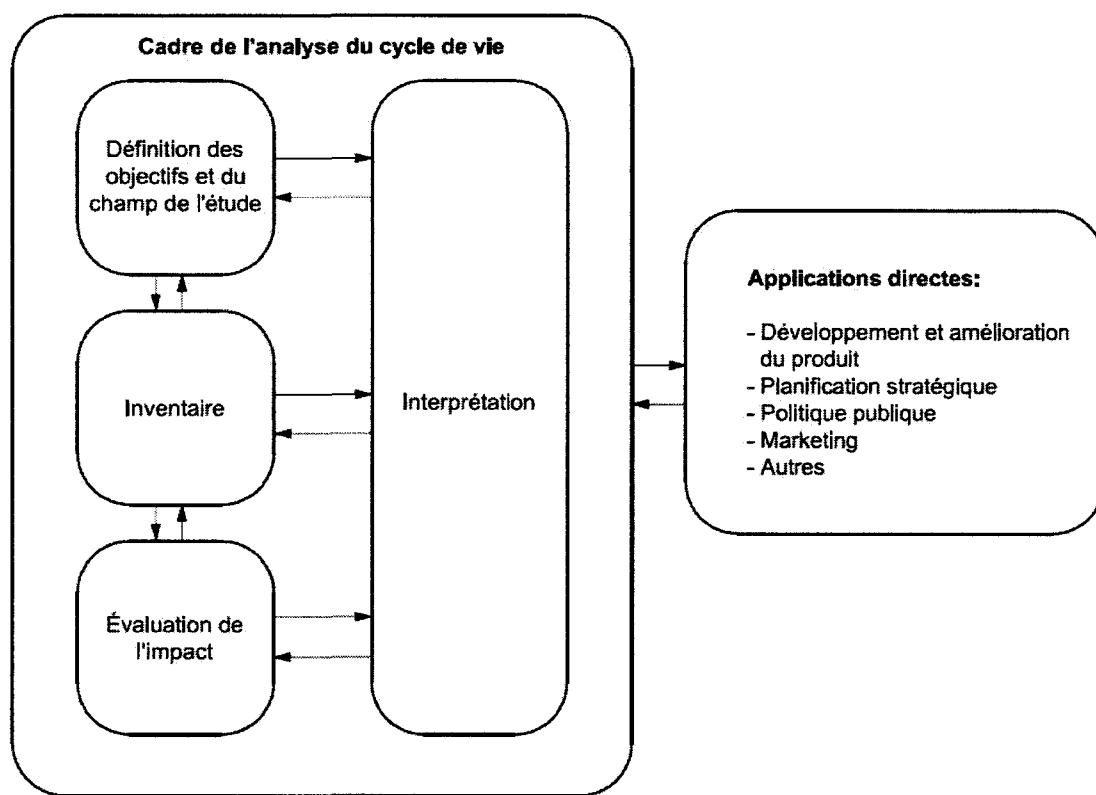


Figure 1.1: Phase de l'ACV (tiré de ISO 14040, 2006)

- Le flux de référence. C'est la quantité de produits nécessaire à la réalisation de la fonction. Dans le cas du carburant, le flux de référence sera la quantité de carburant nécessaire au parcours d'une voiture.
- Les frontières du système. L'élaboration du système de produit est un exercice infini puisque chacun des processus élémentaires implique systématiquement d'autres processus en amont ou en aval. Il convient donc de déterminer les frontières du système en définissant les processus exclus. Elles sont établies à partir des objectifs de l'étude.
- Les catégories d'impacts sélectionnées, la méthodologie de l'évaluation de l'impact et d'interprétation ultérieure à utiliser. Il existe différentes méthodes disponibles pour l'étape de l'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (ÉICV). La ou les méthodes utilisées doivent être précisées dans le champ de l'étude.
- Les exigences portant sur les données. Elles spécifient les caractéristiques requises pour les données. Connaître la qualité des données permet d'estimer la fiabilité de l'étude.
- Les hypothèses et limitations. Toutes les hypothèses et simplifications utilisées dans l'ACV doivent être bien précisées afin de rendre la démarche transparente.
- Le type de revue critique. Certaines études font l'objet d'une revue critique interne ou externe afin d'assurer le respect des exigences méthodologiques. Cette revue critique est obligatoire si les résultats sont distribués publiquement.

1.1.3 Analyse de l'inventaire du cycle de vie

L'Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie (AICV) a pour but de quantifier les flux entrants et sortants du système de produit. Dans un premier temps, il faut construire tous les diagrammes de flux élémentaires et économiques décrivant et quantifiant les processus élémentaires, on qualifie alors les entrants (énergie, matière première) et les sortants (émissions dans l'air, rejets dans le sol et dans

l'eau). L'étude se réfère à l'unité fonctionnelle pour normaliser chacun des flux considérés (ISO 14040, 2006).

Afin de quantifier chacun des flux entrants et sortants du système de produit, de nombreuses données sont nécessaires. Il est préférable d'utiliser des données directement collectées sur le terrain (données primaires), mais si elles ne sont pas accessibles, il est possible d'utiliser des données génériques (données secondaires). Ces données sont contenues dans des bases de données conçues spécialement pour la réalisation d'ACV. Par exemple, la base de données ecoinvent est utilisée fréquemment (Frischknecht and Jungbluth, 2007). Toutes ces données sont compilées à l'aide d'un logiciel qui réalise des calculs matriciels à partir des bases de données.

Au final, la phase d'inventaire identifie et quantifie les substances entrantes et sortantes du système de produit. Chacun de ces flux est appelé flux élémentaire. La norme ISO 14040 présente un exemple de système de produit (figure 1.2).

Inventaire des gaz à effet de serre

L'inventaire des GES se fait comme tous les autres inventaires, c'est-à-dire que les flux entrant et sortant de GES sont comptabilisés en fonction de l'unité fonctionnelle. Cette méthode est satisfaisante pour la plupart des études, mais peut problématique lors de l'inventaire de projet ayant un effet sur plusieurs années. Par exemple, dans le cas d'un projet de reboisement qui séquestre 100 tonnes de carbone sur 50 ans. L'inventaire du projet indiquera une valeur négative de 100 pour le projet, mais ceci ne permet pas de refléter le fait qu'il faut 50 ans pour séquestrer ce carbone.

1.1.4 Évaluation des impacts du cycle de vie

L'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) est la troisième étape de l'ACV. Elle consiste à évaluer les impacts environnementaux potentiels générés par le système de produit. Pour cela, il faut traduire les résultats de la phase d'inventaire (flux élémentaires) en impacts sur l'environnement. Une série de catégories d'impacts et d'indicateurs d'impacts sont préalablement choisis. Le tableau 1.1 présente des exemples de catégories et d'indicateurs d'impacts environnementaux fréquemment utilisés.

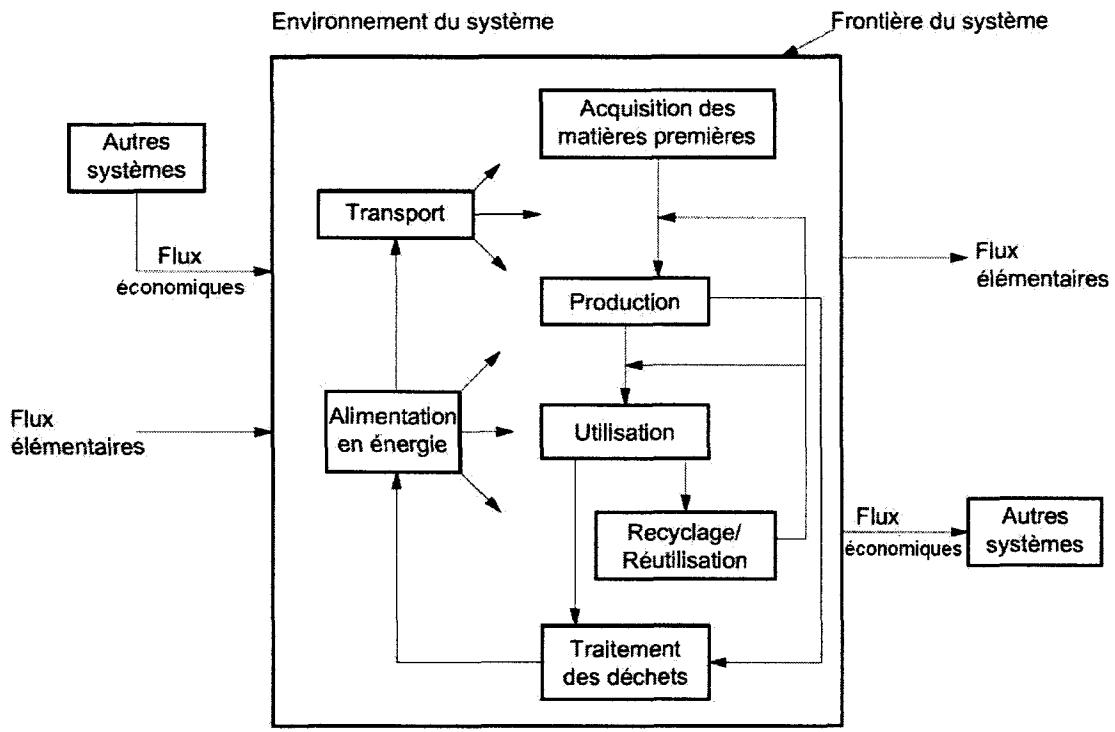


Figure 1.2: Schématisation d'un système de produit (tiré de ISO 14040, 2006)

Tableau 1.1: Exemples de catégories d'impacts et indicateurs correspondants

Catégorie d'impacts	Indicateurs de catégories
Réchauffement climatique	Forçage radiatif moyen
Ressources abiotiques	Diminution des ressources
Acidification	Libération de protons
Eutrophisation	Somme stochiométrique des nutriments
Ressources biotiques	Diminution des ressources
Toxicité humaine	Effets toxiques mesurables
Utilisation des terres	Biodiversité

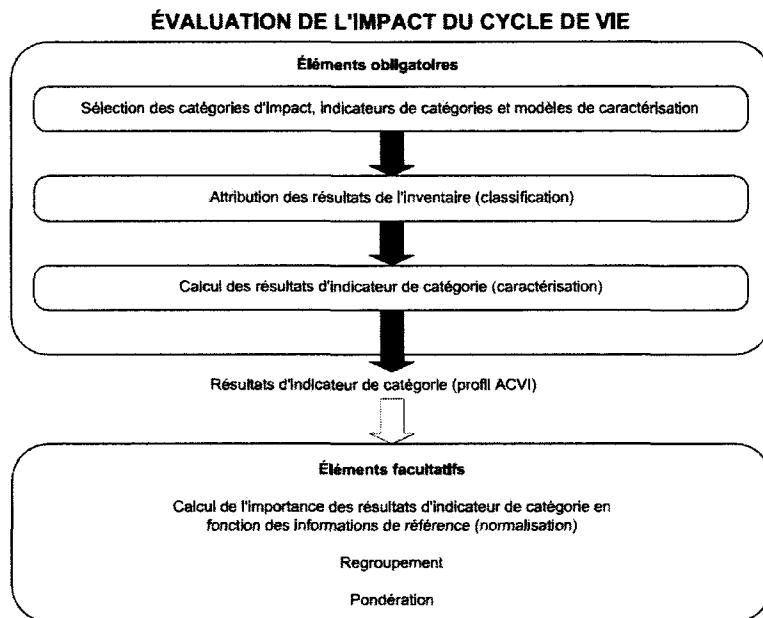


Figure 1.3: Étape de l'évaluation des impacts du cycle de vie (tiré de ISO 14040, 2006)

La norme ISO 14040 décrit les étapes obligatoires et facultatives pour l'EICV (figure 1.3).

La première étape consiste à choisir les catégories d'impacts qui seront à l'étude (ISO 14040, 2006). Un modèle de caractérisation doit être établi pour chacune des catégories d'impacts. Il faut noter qu'il existe plusieurs méthodes EICV. La plupart des catégories d'impacts sont communes entre les différentes méthodes d'évaluation des impacts. Toutefois, certaines diffèrent entre les méthodes utilisées pour arriver au résultat final d'une catégorie d'impact. Ensuite, la classification détermine les catégories d'impacts affectées par chacun des flux élémentaires. Un même flux élémentaire peut contribuer à différentes catégories d'impacts. La chaîne cause/effet relative à une substance est alors créée. La phase de caractérisation vise à quantifier les impacts environnementaux (ISO 14040, 2006). Chaque flux élémentaire déclenche un mécanisme environnemental affectant les catégories d'impacts identifiées lors de la classification. Les modèles de caractérisations représentent ces mécanismes environnementaux et permettent de quantifier les impacts d'un flux.

élémentaire grâce aux indicateurs de catégories d'impacts. Les résultats des indicateurs de catégories sont obtenus grâce à l'équation 1.1.

$$\sum_i (FC_i \times Q_i) \quad (1.1)$$

Où i est la substance, FC, le facteur de caractérisation et Q, quantité de la substance. Le facteur de caractérisation permet de traduire la quantité d'une substance en impact sur l'environnement. Ce facteur est obtenu à partir d'expérimentation et de modélisation des mécanismes environnementaux.

Par exemple, on considère une émission de méthane (CH_4). Cette substance est un gaz à effet de serre ayant un impact sur les changements climatiques. La catégorie d'impact affectée est "changement climatique". Celle-ci a pour indicateur d'impact "kg CO₂ équivalent". Le méthane a un facteur de caractérisation qui s'exprime en kg CO₂-eq/kg CH₄. Ainsi, le modèle de caractérisation permet de comparer le méthane et le dioxyde de carbone du point de vue de leur impact sur les changements climatiques.

Il existe plusieurs niveaux de détails dans les résultats de l'EICV. Si l'indicateur d'impact se situe au début de la chaîne cause/effet, on parle d'impact problème ou "mid-point". En revanche, si l'indicateur d'impact est plus avancé sur la chaîne cause à effet, on parle d'impact dommage ou "end-point". L'approche problème présente l'avantage d'être plus précise car la modélisation est plus transparente. En revanche, il est plus difficile de prendre une décision à ce stade car il existe de nombreuses catégories d'impacts. Les unités utilisées ne permettent pas de saisir la problématique pour le grand public. L'approche dommage comprend une agrégation des résultats permettant une meilleure compréhension. En revanche, elle nécessite un plus grand travail de modélisation. Les résultats obtenus sont donc moins transparents et les incertitudes plus élevées. Comme mentionné plus haut, il existe différentes méthodes d'EICV. Certaines sont orientées problèmes, d'autres dommages et certaines permettent d'obtenir les deux types d'impacts (tableau 1.2). La méthode Impact 2002+ est utilisée dans ce projet parce qu'elle effectue le calcul des impacts environnementaux dans un contexte européen. De plus, la possibilité d'avoir les résultats agrégés en quatre catégories problèmes permet de présenter facilement les résultats dans un article.

Tableau 1.2: Description de méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie

Méthode	Concepteurs	Pays	Orientation
CML	Centre des sciences environnementales de l'Université de Leiden (Guinée et al., 2001)	Pays-Bas	Problèmes
Eco-Indicator 99	Gouvernement néerlandais (Goedkoop et Spriensma, 2001)	Pays-Bas	Dommages
EDIP 2003	Université Technique du Danemark (Kauschild et Potting, 2003)	Danemark	Problèmes
IMPACT 2002+	École Polytechnique de Lausanne (EPFL)(Jolliet et al., 2003)	Europe	Problèmes et dommages
LIME	National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST)(Japon)(Itsubo et Inaba, 2003)	Japon	Problèmes et dommages
TRACI	Environmental Protection Agency (EPA)(Bare, 2003)	USA	Problèmes
LUCAS	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRRAIG)(Toffoletto et al., 2007)	Canada	Problèmes

Les étapes suivantes de l'EICV sont facultatives.

La normalisation est le calcul de l'importance des résultats de l'EICV par rapport à des valeurs de références (exemple : totalité des entrants ou sortants dans une zone géographique donnée, totalité des entrants et sortants par habitants, etc.). Tous les impacts sont alors exprimés en une unité commune qu'on peut alors agréger. Elle permet de vérifier les incohérences, de communiquer des résultats sur l'importance relative des différents résultats d'indicateurs et est indispensable pour procéder à la pondération (ISO 14040, 2006).

Le regroupement consiste à attribuer des catégories d'impacts à un ou plusieurs ensembles. On peut par exemple classer les catégories d'impacts selon une hiérarchie donnée (ISO 14040, 2006).

La pondération consiste à donner un poids à chacune des catégories d'impacts selon l'importance accordée. Les résultats peuvent éventuellement être agrégés en un plus petit nombre d'indicateurs, voire en un score unique. Les facteurs de pondération s'appuient sur des choix établis selon un système de valeurs (ISO 14040, 2006).

L'analyse de la qualité des données de l'EICV permet de mieux comprendre l'incertitude et la sensibilité des résultats obtenus. Il existe différentes techniques ayant des objectifs distincts. L'analyse d'incertitudes est une procédure permettant de déterminer comment les incertitudes sur les données affectent la fiabilité des résultats. L'analyse de sensibilité est une procédure permettant de déterminer dans quelle mesure les changements dans les données et les choix sur les hypothèses affectent les résultats ISO 14040 (2006).

Caractérisation des changements climatique

Les différentes méthodes d'évaluation des impacts utilisées en ACV emploient les potentiels de réchauffement climatique (PRC) pour évaluer les impacts climatiques de la fonction étudiée. Ces potentiels sont calculés et publiés par le GIEC avec chaque rapport. La plupart des méthodes utilisent les PRC évalués sur 100ans (Frischknecht and Jungbluth, 2007), sauf Impact2002+ qui utilise les PRC 500ans. Cer-

taines méthodes ne présentent pas de catégories d'impacts reliées au changement climatique. Elles utilisent les PRC 100ans pour différentier les GES et traduisent ces scores en impacts plus globaux (Eco-Indicator99).

1.1.5 Interprétation du cycle de vie

Les objectifs principaux de la phase d'interprétation de l'analyse du cycle de vie sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'exprimer les limites et de fournir des recommandations au public visé par l'étude. L'interprétation proposée doit être cohérente avec les objectifs et le champ de l'étude. Elle peut mettre en œuvre un processus itératif de révision des phases précédentes de l'Analyse du Cycle de Vie (ISO 14040, 2006).

1.2 Méthode de caractérisation des GES

1.2.1 Problématique

Afin de permettre une comparaison des projets d'atténuation des changements climatiques basés sur leurs bénéfices climatiques, il faut utiliser une méthode permettant de comparer sur une base équivalente les bénéfices des différents projets. Or, le rapport Land Use, Land-use Change and Forestry (Watson et al., 2000) souligne les problématiques temporelles découlant de l'aspect dynamique des émissions et de l'enlèvement de GES ainsi que de la durée potentielle de la séquestration. Il existe une problématique temporelle inhérente lors de la comparaison des émissions et du captage de carbone par voie biotique. Les auteurs présentent l'exemple d'une forêt aménagée de façon à obtenir un niveau constant de carbone séquestré à même la biomasse par une rotation de la récolte tous les 100 ans. Chaque année un pour cent de la forêt est coupée et le reste, en croissance, séquestre du carbone. Ainsi le stock de carbone de la forêt demeure constant. Un système de comptabilisation opérant depuis plus de 100 ans pourra rapporter cette constance dans le stock de carbone qu'il considère la forêt comme unité singulière ou qu'il considère la croissance et la coupe forestière séparément. Toutefois, si le système de comptabilisation ne considère que les activités réalisées après une certaine date, une comptabilisation séparée de la croissance et de la coupe forestière aura pour résultat une émission

nette de GES parce que seulement une partie de la séquestration due à la croissance sera considérée. Inversement, si les coupes forestières sont réalisées périodiquement, plutôt que de façon continue, il est possible que le système de comptabilisation rapporte une séquestration nette de carbone si aucune coupe ne survient pendant la période étudiée. Le rapport conclut que ces anomalies temporelles sont des éléments clés qui doivent être considérés dans l'élaboration d'une méthodologie.

Durée de la séquestration

La séquestration de carbone par les forêts et autres types de plantation est potentiellement réversible à cause de la vulnérabilité de ce carbone aux perturbations tels les feux de forêt, les invasions de parasites et les changements de politique d'aménagement qui pourraient remettre le carbone dans l'atmosphère (Watson et al., 2000). Cette situation est fondamentalement différente d'une réduction de la consommation de combustibles fossiles parce que le carbone fossile présent dans le sol ne peut être relâché accidentellement dans l'atmosphère. Par exemple, l'utilisation de biocarburant dans une voiture permet à le potentiel de réduire les émissions de GES comparativement à l'utilisation de pétrole. Ce bénéfice ne sera jamais renversé, même si la voiture retourne à l'utilisation de pétrole fossile.

Il existe un débat dans la littérature concernant l'attribution de crédits pour la séquestration biotique temporaire. Khorhonen et al.(2002) et Kirshbaum (2003) affirment qu'une séquestration temporaire pourrait causer une augmentation des GES à long terme (figure 1.4). Cette augmentation à long terme serait causée par la diminution du gradient de concentration entre le carbone atmosphérique et celui des autres réserves (océan, biosphère). Le carbone est en équilibre entre les différents bassins que sont l'océan, la biosphère et l'atmosphère. Lorsqu'on ajoute ou retire du carbone de l'atmosphère, cette variation de concentration influencera les flux à travers les différents bassins qui chercheront à retrouver un équilibre. La figure 1.4 montre les effets de la séquestration d'une tonne de carbone de façon permanente (trait plein) et de façon temporaire (trait discontinu). On remarque que lorsque la séquestration a lieu (année 2000), le carbone atmosphérique diminue d'une tonne, mais que cette diminution est accompagnée d'une diminution de l'absorption naturelle. Lorsque le carbone est relâché 20 ans plus tard, ceci provoque

une augmentation du carbone atmosphérique au-delà du niveau initial. Ceci s'explique par la diminution de l'absorption naturelle pendant la séquestration temporaire. Selon Kirschbaum (2003), ce relâchement de carbone après 20 ans entraînera une concentration plus élevée de carbone dans l'atmosphère que si aucune mesure n'avait été prise. Par contre, cette séquestration temporaire peut potentiellement avoir des effets positifs pour les changements climatiques à cause de la diminution du forçage radiatif cumulatif.

Fearnside et al. (2000) affirment que dans le cas d'une forêt tropicale, l'évitement de la déforestation correspond plus à une réduction d'émissions de GES d'origine fossile qu'à une séquestration biotique. Le stock de carbone des vieilles forêts tropicales est très élevé et il est peu probable que ces stocks soient régénérés à leur plein potentiel après une coupe forestière. Ainsi, le carbone relâché suite à une déforestation est aussi permanent que les émissions provenant de combustibles fossiles.

1.2.2 Proposition de méthode de calcul

La méthodologie de comptabilisation appelé Mg-année développée dans Fearnside et al. (2000) (Fearnside, 2000; Moura Costa and Wilson, 2000) est fréquemment abordée dans la littérature et est aussi présentée dans le rapport Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF) (Watson et al., 2000). Cette méthode intègre un aspect dynamique permettant de contourner la notion de permanence de l'émission ou de la séquestration. Ce qui permet donc de comparer la réduction des émissions de GES d'origine fossile ainsi que des activités de séquestration permanente ou temporaire. La méthode accorde un crédit aux tonnes de carbone conservées hors de l'atmosphère pour une quantité d'années données. Un exemple, présenté dans le LULUCF (Watson et al., 2000), traitant d'émission au lieu de séquestration permet de bien saisir la problématique. Soit un projet émettant 1 tonne de CO₂ et séquestrant la même quantité de CO₂ 20 ans plus tard. Ce projet possède un bilan de carbone neutre, mais il en découlera définitivement un effet sur les changements climatiques. Ainsi, la méthode Mg-année permettra de déterminer les effets relatifs de différents scénarios d'émissions et de séquestration.

Il existe deux versions de la méthode Mg-année soit la méthode Moura-Costa (Moura Costa

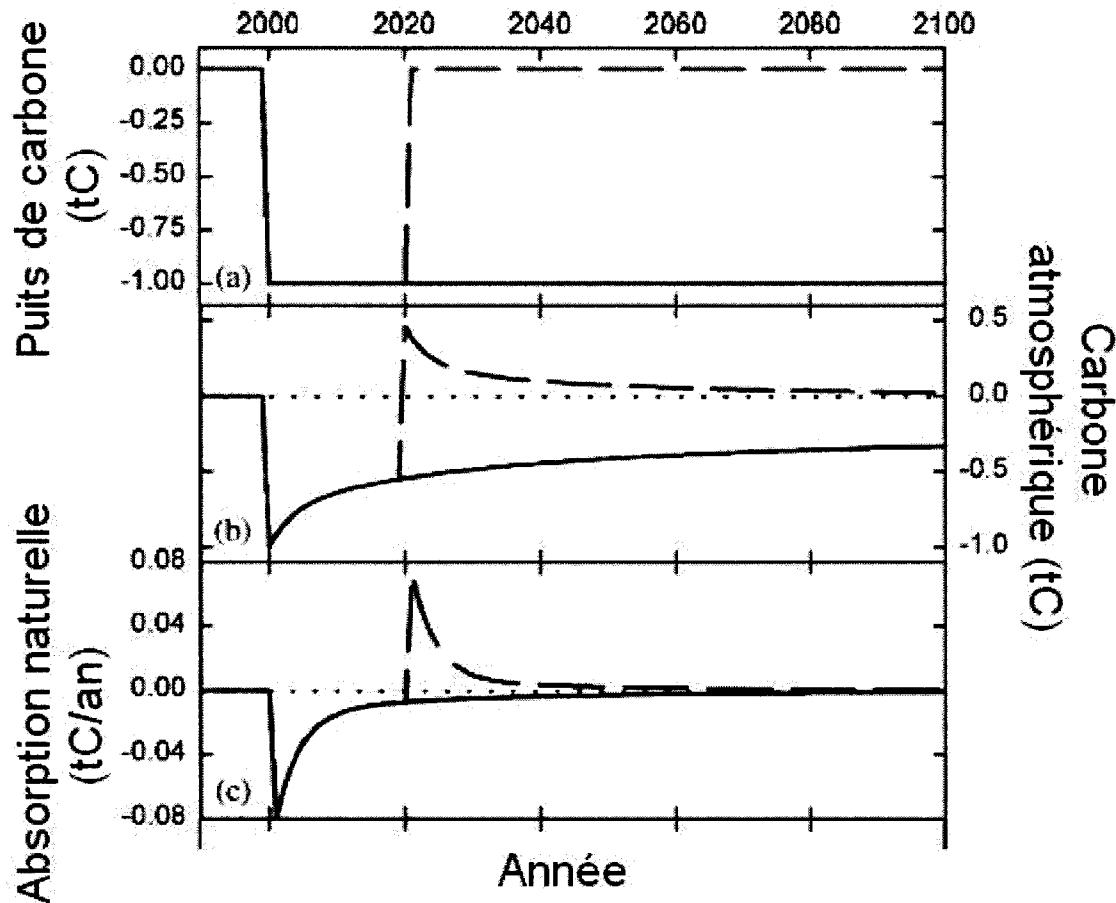


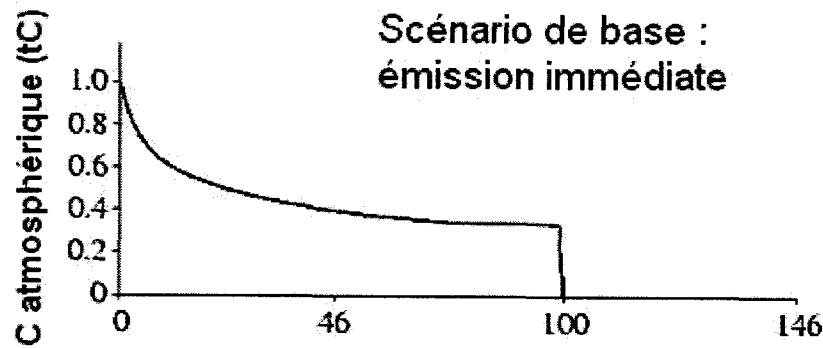
Figure 1.4: Effet de la séquestration d'une tonne de carbone sur la concentration de carbone atmosphérique et l'absorption de carbone par la nature (adapté de Kirschbaum 2003). Le trait plein représente la séquestration d'une tonne de carbone de façon permanente et le trait pointillé représente la séquestration d'une tonne de carbone à l'an 2000 et son relâchement à l'an 2020. Le a) représente l'évolution du carbone dans le puits en tonne de carbone, b) représente l'évolution du carbone dans l'atmosphère en tonne de carbone et c) représente l'absorption du carbone atmosphérique par des puits naturels (océan, végétaux)

and Wilson, 2000) et la méthode Lashof (Fearnside et al., 2000; Fearnside, 2000). Les deux méthodes s'intéressent à la différence entre un scénario de base et un scénario réduisant la quantité de GES dans l'atmosphère. La première méthode considère le carbone séquestré dans la biomasse (méthode des stocks). Elle multiplie la masse de carbone stocké par le nombre d'année qu'il est stocké. La deuxième méthode considère le carbone présent dans l'atmosphère (méthode des flux). Elle multiplie le carbone absent de l'atmosphère par le nombre d'année qu'il n'y est pas. La différence importante est que le carbone séquestré dans la biomasse est fixe tandis que le carbone atmosphérique est soumis à des processus naturels de transferts vers des puits comme l'océan et la biosphère. La fonction de décroissance de la masse de carbone atmosphérique est recalculée à chaque édition du rapport de GIEC. La dernière édition est présentée par Joos et al. (2001).

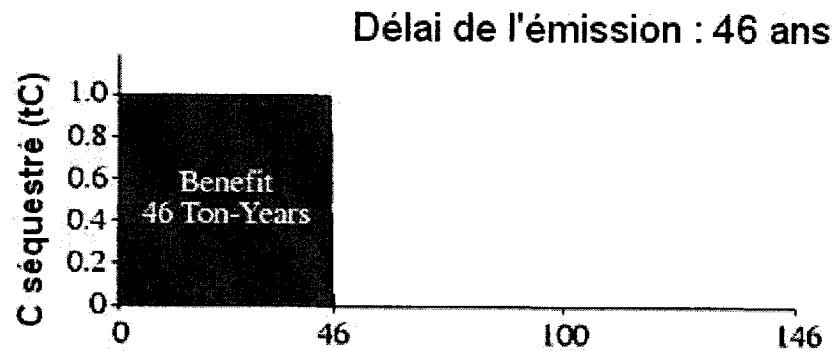
Pour illustrer la différence entre les 2 méthodes (figure 1.5), Fearnside et al. (2000) présentent les résultats en Mg-année générés en retardant de 46 ans l'émission d'une tonne de CO₂. À titre comparatif, l'émission d'une tonne de CO₂ caractérisé avec une PRC de 100 ans a pour résultat un forçage radiatif de 46 Mg-année. Lorsque la méthode Moura est appliquée le retard de l'émission engendre un gain de 46 Mg-année, lorsque la méthode Lashof est appliquée, on obtient un gain de 17 Mg-année. Pour la méthode Lashof, le carbone atmosphérique dû à l'émission de la 46e année décroît de la même manière que l'émission émise à l'an zéro. Cependant comme la période étudiée est de 100 ans, les effets ne sont comptabilisés que sur les 54 dernières années à l'étude.

Korhonen et al. (2002) comparent l'utilisation de la méthode Mg-année avec l'approche Lashof et Moura-Costa avec un modèle atmosphérique qui évalue la progression du carbone atmosphérique. Ils critiquent la méthode du Mg-année parce qu'elle attribue une réduction des changements climatiques au projet de séquestration temporaire alors que leur modèle atmosphérique indique une augmentation potentielle du carbone atmosphérique à long terme. Les auteurs affirment que le but premier des projets de réduction des GES est la stabilisation de la concentration des GES dans l'atmosphère. Toutefois, l'évitement de la présence de carbone pendant quelques années peut amener une réduction de l'accumulation de chaleur.

Kirschbaum (2003) affirme que la séquestration temporaire n'est pas un moyen



a) Méthode Moura-Costa



b) Méthode Lashof

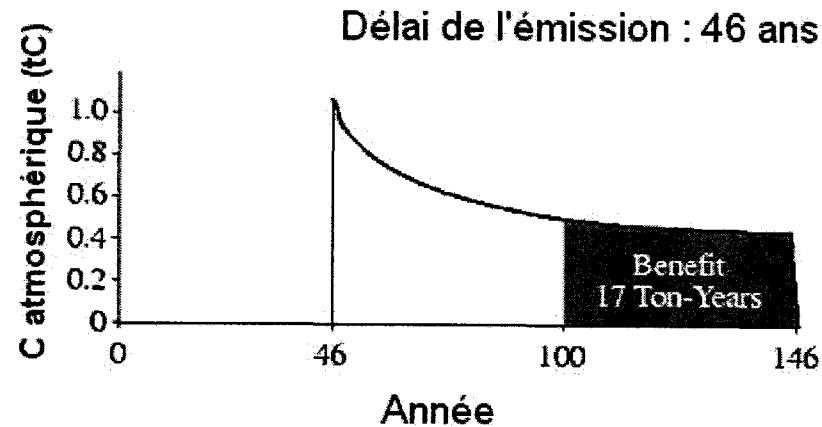


Figure 1.5: Comparaison méthode Moura-Costa et Lashof (adapté de Fearnside et al. 2000)

efficace de réduire les effets des changements climatiques. L'auteur analyse les effets de la séquestration du carbone atmosphérique selon trois types conséquences dommages, soit l'augmentation de température instantanée, la vitesse d'augmentation de la température ainsi que les effets cumulatifs de l'accroissement de température. Selon ses résultats, la séquestration temporaire permet une diminution des effets cumulatifs de l'accroissement de température, mais peut engendrer une aggravation des deux autres effets. Ainsi il conclut que l'utilisation de puits de carbone temporaires ne devrait pas être encouragée comme mesure d'atténuation des changements climatiques.

1.2.3 Conclusion

La méthode Lashof semble appropriée pour comptabiliser les émissions de GES d'un projet d'atténuation des changements climatiques. Cette méthode permet de comparer sur une même base différents projets d'atténuation des changements climatiques, peu importe leur mode d'action et la durée du projet. Cette option semble aussi mieux adaptée aux stratégies de lutte au changement climatique parce qu'elle propose des résultats à une date choisie, c'est-à-dire une date qui devra être en quelque sorte un point cumulatif de ces efforts, un objectif à atteindre.

La méthode Lashof calcule le forçage radiatif. Toutefois, selon Kirshbaum (2003), les impacts des changements climatiques se classent en trois catégories, soit les effets instantanés de la concentration de CO₂ atmosphérique qui se rattachent au forçage radiatif instantané, la vitesse de variation de la concentration de CO₂ atmosphérique qui se rattache à la dérivée du forçage radiatif instantané et les impacts cumulatifs de l'augmentation du CO₂ atmosphérique qui se rattachent au forçage radiatif cumulatif. Donc, en choisissant la méthode Lashof, on se concentre sur les impacts cumulatifs comme l'augmentation du niveau de la mer, l'augmentation de la fréquence des tempêtes tropicales ou l'augmentation de la surface des déserts. Les impacts des effets instantanés sont les évènements climatiques extrêmes comme les périodes de canicules ou les pluies abondantes tandis que les impacts reliés à la vitesse de variation concernent la capacité d'adaptation des organismes vivants aux changements. Le choix de l'utilisation du forçage radiatif cumulatif se justifie par le fait qu'il ne renvoie qu'une seule valeur et permet donc une comparaison plus

facile.

1.3 ACV et Biocarburants

1.3.1 Mise en contexte

Les biocarburants de première génération sont présentement produits à grande échelle, principalement sous la forme d'éthanol et de biodiesel. Plusieurs études d'analyse de cycle de vie ont été réalisées pour évaluer les forces et faiblesses environnementales de ces carburants. Le principal inconvénient de ces combustibles est leur consommation élevée d'énergie des procédés de transformations ainsi que les impacts liés à la culture de la matière première. Les biocarburants de deuxième génération élimineront quelques faiblesses de leurs prédecesseurs. Plusieurs technologies sont présentement au niveau de l'expérimentation et il existe quelques usines pilotes à petite production. Les paragraphes qui suivent présentent brièvement les principaux biocarburants.

Bioéthanol à partir de sucre ou d'amidon

Le biocarburant le plus produit sur la planète, l'éthanol est obtenu à partir de plantation de canne à sucre, de maïs, de betterave à sucre ou autre plantation donnant du sucre. Son procédé, réalisé depuis des siècles, consiste à faire fermenter le sucre par des levures et de la concentration d'éthanol par distillation (von Blottnitz and Curran, 2007).

Bioéthanol à partir de biomasse lignocellulosique

La lignocellulose est un composant végétal dans lequel on retrouve de la cellulose, de la lignine et de l'hémicellulose. La cellulose et l'hémicellulose contiennent des sucres qui pourront être fermentés selon les mêmes procédés utilisés dans la production d'éthanol à partir de maïs. La difficulté réside dans le fait que les sucres sont plus difficilement accessibles. Plusieurs recherches en cours tentent d'améliorer la décomposition du sucre cellulosique par l'emploi d'enzymes et/ou l'utilisation

tion d'acide. La lignine pourrait être utilisée directement pour la production de chaleur/électricité. Une plante souvent étudiée pour la production d'éthanol cellulosique est le panic raide, une graminée aussi appelée panic érigé (von Blottnitz and Curran, 2007).

Diesel Fischer-Tropsch

Le procédé Fischer-Tropsch (FT) utilise un gaz de H₂ et de CO pour synthétiser du diésel. Le gaz de synthèse (syngas) peut être produit à partir de gaz naturel ou à partir de biomasse par un procédé de gazéification. Une avenue intéressante est l'utilisation de résidus organiques pour produire le syngas. Ainsi, on transforme un déchet en carburant tout en gardant un cycle de carbone fermé. On note par exemple que beaucoup de travaux sont faits pour développer des procédés de fabrication de diésel FT à partir de la liqueur noire, un rejet organique de l'industrie papetière. Le procédé de synthèse FT est au point technologiquement, mais l'étape de gazéification fait l'objet de recherches pour diminuer sa consommation énergétique. Le principal problème est la transformation de la biomasse en un fluide pouvant être utilisé dans les réacteurs. Un avantage de ce diésel synthétique est son très faible taux de soufre (Jungbluth et al., 2008). Il existe 3 usines pilotes en Allemagne qui produisent du diésel FT à partir de biomasse.

1.3.2 Analyse critique des études sur les biocarburants

Il existe plusieurs études de type ACV qui ont été réalisées sur les biocarburants. Le tableau 1.3, à la fin du chapitre, présente rapidement les grandes lignes des récentes études. Les études datant d'avant 2000 n'ont pas été considérées et certaines études trop éloignées des principes de l'ACV ont aussi été retranchées.

Tout d'abord, on note qu'il existe une méthodologie propre aux études des carburants lesquelles ont débuté dans les années 70 par des analyses énergétiques et ont par la suite évolué en intégrant les gaz à effet de serre ainsi que d'autres polluants atmosphériques cibles. On appelle les analyses sur les carburants *Well to Wheel* (WTW) pour identifier qu'on inclut tous les procédés se trouvant entre le puits et la roue c'est-à-dire l'extraction, le transport, le raffinage et l'utilisation dans le

véhicule. On retrouve aussi les deux termes intermédiaires *Well to Tank* (WTT) et *Tank to Well* (TTW) pour signifier l'étape de production du carburant et l'étape de l'utilisation. Quelques équipes de recherches ont développé des modèles de calculs pour comparer les impacts de la production et de l'utilisation des différents carburants. On note le groupe de Wang et al. du National Renewable Energy Laboratory (NREL) qui a élaboré le Greenhouse Gas, Regulated Emissions, and Energy Use in Transport (GREET), le groupe de Delucchi et al. du Institute of Transport Studies qui a conçu le Lifecycle Emission Model (LEM) ainsi que Levelton et al. qui ont développé le GHGenius en adaptant le LEM au contexte canadien.

Comme le montre le tableau, les études de carburant ont leur propre culture et n'utilisent pas les normes d'ACV ISO 14040 (ISO 14040, 2006) sauf pour quelques exceptions (Fu et al., 2003; Baitz et al., 2004; Zah et al., 2007). La principale différence réside dans les impacts environnementaux comptabilisés. Les ACV conventionnelles analysent les problèmes au-delà de l'inventaire en utilisant des méthodes d'analyse d'impact comme Eco-indicator 99(Goedkoop et Spriensma, 2001) ou TRACI(Bare,2003), tandis que les analyses de carburant se limitent à l'utilisation d'énergies fossiles, d'émissions de GES et parfois, des polluants atmosphériques réglementés comme les précurseurs d'ozone et les poussières. Les modèles ne permettent pas de déterminer les rejets de polluants dans l'eau ou le sol, ni de déterminer les effets de ces polluants. Toutefois, des chercheurs comme Delucchi (2006) et von Blottnitz and Curran (2007) encouragent l'adoption d'une méthodologie conforme à ISO 14040 et encouragent leurs collègues à pousser leur recherche plus loin.

La base de données ecoinvent 2.0 possède plusieurs données sur les biocarburants tirées des travaux de Zah et al. (2007). Toutefois, aucune donnée n'est disponible sur la combustion d'un mélange d'éthanol supérieur à 5% volumique. Or, il se vend présentement des essences avec 85% d'éthanol, soit le E85. Ce mélange est plus adapté à une analyse visant l'utilisation importante de biocarburants.

Comme le montre le tableau 1.3, les études divergent beaucoup dans leurs hypothèses. Les principales différences résident dans les rendements des cultures et les rendements de biocarburants produits en fonction de la matière première utilisée et sur les méthodes d'allocation des coproduits. Toutes les études confirment

une réduction nette de l'intensité des émissions de GES et de l'utilisation d'énergie fossile sur le cycle du carburant. Pour les études qui comptabilisent les polluants atmosphériques, on note une augmentation des émissions de NO_x qui sont principalement dues à la fabrication du biocarburant (charbon, gaz naturel). Pour les autres polluants atmosphériques (SO_x , COV et PM), les variations dépendent des études et donc des scénarios et des hypothèses utilisés.

Une façon intéressante de présenter les résultats développés par Wang et al. (Wang et al., 2006) consiste à comptabiliser les émissions polluantes en milieu urbain. Étant donné que la production des biocarburants se fait surtout en région on note une importante diminution de la pollution au niveau des grandes villes. On constate donc qu'une partie importante de la pollution générée par les biocarburants se fait en aval de son utilisation et que sa combustion est en général plus propre que celle d'un carburant fossile. Ceci s'explique par un plus grand taux d'oxygène dans l'éthanol (moins de CO et de poussière) et pour le diésel synthétique, une absence de soufre.

Lorsque les études incluent un biocarburant de première génération, soit l'éthanol maïs ou le biodiesel, on remarque une nette supériorité au niveau de la performance environnementale des biocarburants de 2e génération (Wang et al., 2006; Levelton, 2000; Zah et al., 2007; Wu et al., 2006).

Toutes les études utilisent une unité fonctionnelle de distance, pour comparer les biocarburants au carburants fossiles, sauf (Fu et al., 2003) qui font leur analyse selon deux unités fonctionnelles. Les auteurs de cette étude ont calculé les impacts de l'utilisation des biocarburants, en concentration E10 et E85, en fonction d'une distance (km) et en fonction d'une quantité d'éthanol (kg). En utilisant la masse d'éthanol comme unité fonctionnelle, les auteurs cherchent à savoir quelle serait la meilleure option environnementale si la ressource éthanol est fixe, tandis qu'une unité fonctionnelle de type km suppose une distance parcourue fixe et une ressource en éthanol illimitée. Les résultats favorisent le mélange E85, pour l'unité fonctionnelle en km et le mélange E10 lorsque l'unité fonctionnelle est basée sur la masse de l'éthanol.

En ce qui a trait à la caractérisation des GES, toutes les études utilisent les potentiels de réchauffement climatique et considèrent les émissions comme ayant lieu

toutes en même temps. Les questions d'émissions dues au changement de fonction d'une terre sont parfois abordées, mais jamais incluses dans les calculs.

En conclusion, il serait intéressant d'effectuer d'autres analyses de cycle de vie sur les biocarburants de 2e génération étant donné que seulement trois études avec analyse d'impacts ont été trouvées et que deux de celles-ci sont en fait des sommaires.

Tableau 1.3: Tableau synthèse des ACV sur les biocarburants

Étude	Matériaux étudiés	Frontières du système	Contexte géographique	Catégories d'impact	Hypothèse Importante	Unité fonctionnelle
Spatari, Zhang, MacLean (2005)	Éthanol produit à partir de panic raide et de paille de maïs E85 RFG	Production de la biomasse, de l'engrais, de l'éthanol, du RFG, distribution et utilisation de l'essence dans un FFV Scénarios court terme 2010 et moyen terme 2020 Remplacement de la biomasse enlevée des champs par des engrains	Ontario, Canada	GES, CO, NO _x , SO _x , Composé insaturé, Particule, Énergie	Impala : (9L/100km pour RFG, 12L/100km pour éthanol) 15% mieux en 2020 Conversion éthanol 330 L/odMg (Panic Raide) 340 L/odMg (Paille Maïs) Utilisation du GHGenius et du GREET	Comparaison de l'éthanol (WTT) en litre Comparaison des carburants (WTT) en km
Fu, Chan, Minns, (2003)	Éthanol produit à partir de foin et de résidu organique	Culture de la biomasse, production des engrais, pesticides, des enzymes, de l'éthanol, de l'essence, le transport, la combustion dans une voiture 4 scénarios : biomasse cultivée/rédu, énergie de production d'éthanol fossile/Biomasse	Ontario, Canada	GES, Acidification, Eutrophication, Smog d'hiver et d'été, carcinogène, métaux lourds, ozone, pesticides, déchets solides	Aucune allocation pour les co-produits. Utilisation de SimaPro database Consommation d'essence = 8,4L/100km pour E10 et essence	1 km fait par une nouvelle voiture de passager, soit 62,4 g de E10 61,94 g d'essence
Sheehan, Aden, Paustian, Kilian, Brenner, Walsh, Nelson (2004)	Éthanol produit à partir de paille de maïs E85	Culture de la biomasse, production des engrais, pesticides, des enzymes, de l'éthanol, de l'essence, système de transport Utilisation du E85 dans un FFV	Iowa, USA	GES, Énergie fossile, COV, CO, NO _x , SO _x , érosion, flux de carbone	Crédit pour essence non utilisé et pour culture non effectué Pratique anatoire antiérosive pour toutes les cultures Développement d'un modèle pour l'érosion et pour les flux de carbones Utilisation de TEAM et DEAM Aspect économique Crédit pour co-produit électrique déplacé.	1 km fait par une voiture avec un moteur flex fuel et 1 hectare de terre cultivée

Étude	Matériaux étudiés	Frontières du système	Contexte géographique	Catégories d'impact	Hypothèse Importante	Unité fonctionnelle
Levelton Engineering Ltd. (2000)	Ethanol produit à partir de paille de maïs, de panic raide, de paille de blé et de foin E85 E10	Culture de la biomasse, production des engrains, pesticides, des enzymes, de l'éthanol Production d'essence raffiné en Ontario 2 périodes de temps 2000/2010 4 scénarios de production: 225 Ml/an, 500 Ml/an, 750 Ml/an et 1000 Ml/an	Ontario, Canada	GES Balance énergétique Énergie fossile CO, NO _x , SO _x , PM, COV	Utilisation du modèle GHGenius et LEM, crédit pour les co-produits, l'électricité remplace la production marginale Méthodes de production d'éthanol par <i>Iogen</i>	1 mile parcouru et MBTU produit
Wang, Wu, Huo (2006)	Ethanol produit à partir de maïs, de paille de maïs et de résidu forestier essence	Culture et récolte, production d'engrais, de fertilisants, de machinerie pour la ferme, transport, production du carburant, utilisation dans une voiture FFV 7 routes En 2012 Transformation de brut en essence Production d'éthanol triâns Bioconversion de paille de maïs en éthanol En 2030 Transformation de brut et de sable bitumineux en essence Production d'éthanol maïs Bioconversion de paille de maïs en éthanol intégré à une turbine à gaz en cogénération Bioconversion et thermoconversion de résidu forestier en éthanol	USA	GES Consommation de pétrole Consommation d'énergie fossile COV, CO NO _x , SO _x , PM	Utilisation du logiciel GREET Utilisation d'un FFV avec une consommation énergétique identique pour l'éthanol et l'essence Allocation de co-produit comme l'énergie électrique et des produits chimiques par une méthode des proportions énergétiques de chaque produit.	1 mile parcouru et MBTU produit

Étude	Matériaux étudiés	Frontières du système	Contexte géographique	Catégories d'impact	Hypothèse Importante	Unité fonctionnelle
General Motors et al. (2002)	Étude de plus 30 scénarios de production de différents carburants :	Pour les biocarburants, l'étude comprend la culture, le transport, la production du carburant et sa distribution	UE	Énergie utilisée GES	Modèle pour le cycle de l'azote Flux de carbone considéré nul dû à la trop grande incertitude	MJ produit et km parcouru
Baitz, Binder, Degen, Deimling, Krinke, Rudloff, (2004)	Production de diesel par gazéification (procédé Choren) de résidus de bois suivi d'un procédé Fischer-Tropsch	Carburant utilisés dans plusieurs types de voitures : conventionnelles/ hybride/ pile à combustible	Production des matières premières, production du carburant et utilisation dans un véhicule	Usine de Freiberg, Allemagne	Rechauffement climatique Smog d'été Acidification Eutrophisation	Non mentionné... semble être km parcouru à cause de la mention d'une phase d'utilisation

Étude	Matériaux étudiés	Frontières du système		Hypothèse Importante	Unité fonctionnelle
		Contexte géographique	Catégories d'impact		
Wu, Wu, Wang (2006)	Éthanol, FTD, DME produit à partir de biomasse cellulosique (panic raide) et utilisation dans un véhicule Comparaison avec de l'éthanol maïs	Production de la matière première, production des carburants, utilisation dans un véhicule et le transport exclu l'équipement de ferme et la production des véhicules Production par procédé biologique ou thermique Électricité et chaleur fournit par une turbine à gaz à cogénération, ou une usine à cycle Rankine 6 scénarios -Éthanol/turbine co-génération(TCG) -Éthanol/Rankine -Éthanol/FTD/TCG -Éthanol/Protéine/Rankine -FTD/TCG -DME/TCG	USA Énergie utilisée GES CO COV SO _x NO _x PM	L'éthanol est utilisé sous forme de E85 dans un FFV Le diesel est utilisé dans un véhicule à compression traditionnel Utilisation de véhicule à combustion et de véhicule hybride Scénario effectif pour 2015 et 2030 Utilisation du modèle GREET Allocation de co-produit comme l'énergie électrique et des produits chimiques par une méthode des proportions énergétiques de chaque produit.	Mile parcouru
Kerssen, Berends (Année non indiquée, post 2003)	Production de biocombustible par hydro-désoxygénéation à partir de boue d'égout	Transport de la boue, procédé HTU, transport du diesel	Usine de Apeldoorn, Hollande GES Consommation énergétique	L'usine sert aussi d'usine de traitement des eaux usées Produit du naphta, du diesel et du brut lourd non crédité.	MJ de diesel

Étude	Matériaux étudiés	Frontières du système	Contexte géographique	Catégories d'impact	Hypothèse Importante	Unité fonctionnelle
Zah, Böni, Gauch, Hischier, Lehamann, Wäger (2007)	Production et utilisation de carburant de source organique dont l'éthanol, le biodiesel, le méthane et comparaison avec des carburants fossiles	Culture, transformation et transport de la matière organique, production du biocarburant et utilisation dans un véhicule, production des véhicule et infrastructure des routes et usines impliquées	Suisse	GES Éco-indicator 99 UBP 06 Utilisation de ressource non renouvelable, Smog Eutrophisation Ecotoxicité	Année de référence 2004 Allocation attribué par le prix des matières	Km parcouru
Delucchi (2006)						

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

Ce chapitre établit la méthodologie appliquée afin de répondre à chaque objectif du projet.

2.1 Réalisation des objectifs

- Afin de déterminer la méthode de caractérisation utilisée comme base de comparaison entre les différents projets d'atténuation des changements climatiques, une revue de la littérature est réalisée. Sont considérées la science derrière les changements climatiques ainsi que les méthodes d'attribution des crédits aux différents projets d'atténuation des changements climatiques.
- Une analyse du cycle de vie de scénarios de bioéthanol est réalisée selon une méthodologie ISO 14000.
- Les impacts environnementaux du cycle de vie des biocarburants en tant que projet d'atténuation sont déterminés à l'aide des résultats de l'ACV précédente et de la méthode Lashof.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS : ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE TROIS FILIÈRES BIOÉTHANOL

Afin de réaliser une ACV de la fonction d'atténuation des changements climatiques des biocarburants, il faut d'abord effectuer une ACV de la fonction transport des biocarburants. Dans les sections qui suivent, l'ACV des biocarburants en tant que vecteur énergétique pour le transport est présentée.

3.1 Objectifs de l'étude et champs de l'étude

3.1.1 Objectifs

L'objectif de cette étude est de réaliser une ACV sur différents types de biocarburants afin d'utiliser les résultats d'inventaire dans la démonstration d'une nouvelle méthodologie. Cette application méthodologique est réalisée dans le chapitre suivant.

3.1.2 Systèmes à l'étude

L'étude compare différents biocarburants et carburants utilisés dans une voiture. Trois filières éthanol et une filière pétrole sont à l'étude, soit l'éthanol maïs, l'éthanol de canne à sucre, l'éthanol cellulosique de saule et le pétrole de norme Euro3. Ces filières sont choisies afin d'avoir une bonne représentation du marché actuel. L'éthanol de maïs et de canne à sucre sont les biocarburants les plus utilisés sur le marché. L'éthanol de saule est considéré parce qu'il est un des biocarburants de 2^e génération les plus prometteurs (von Blottnitz and Curran, 2007). De plus, la sélection des filières s'est faite en considérant la disponibilité et la qualité des données. De manière plus spécifique, les objectifs sont :

1. Établir le profil environnemental du cycle de vie des biocarburants, c'est à-dire documenter la consommation de matières et d'énergie et les rejets à

l'environnement et évaluer l'impact potentiel associé à cette consommation et à ces rejets ;

2. Identifier les " points chauds " et les paramètres environnementaux clés du cycle de vie des filières à l'étude ;

3.1.3 Fonctions

La fonction principale des systèmes de produits étudiés est la suivante : "Propulser une voiture".

L'atténuation des changements climatiques pourrait être considérée comme une fonction secondaire des biocarburants. Si cette fonction était considérée, un système supplémentaire réalisant cette atténuation devrait être inclus dans le scénario pétrole. Cette ACV ne considère pas cette fonction secondaire. La question de la fonction d'atténuation des changements climatiques est abordée dans le chapitre suivant.

3.1.4 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle choisie se définit comme suit :

"Parcourir 1 km en voiture"

3.1.5 Flux de référence

Les flux de référence pour cette étude correspondent à l'unité fonctionnelle, soit faire avancer une voiture sur un kilomètre.

Plus précisément,

- Système Pétrole : 60,3 g de pétrole utilisé dans une voiture avec moteur conventionnel
- Système Biocarburant : 13,2 g de pétrole et 80,2 g d'éthanol utilisé dans voiture avec moteur Flex-Fuel

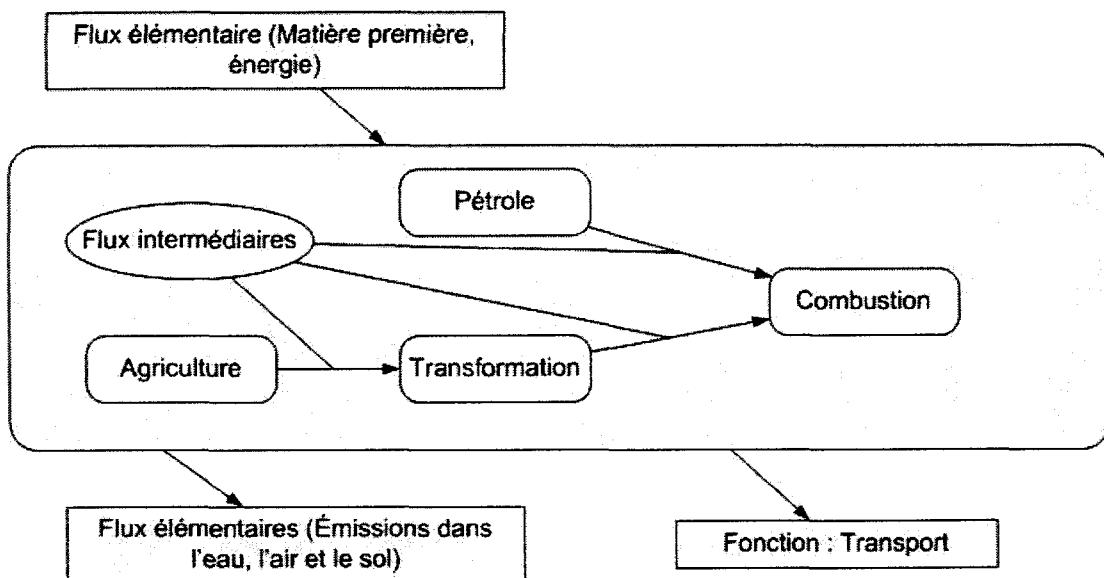


Figure 3.1: Frontières des systèmes à l'étude

3.1.6 Frontières du système

La figure 3.1 schématisé les frontières des deux systèmes de produits étudiés. Ces étapes du cycle de vie seront utilisées pour l'analyse des résultats. Soulignons qu'il s'agit d'une analyse comparative de type puits à la roue (well-to-wheel), c'est-à dire qu'elle couvre tout le cycle de vie, de l'extraction des ressources à la combustion. L'étude n'inclut pas les impacts reliés à la fabrication des véhicules et des routes ainsi que leur entretien et leur fin de vie parce que considérés identiques et peu pertinents pour l'étude.

Les paragraphes suivants précisent les principaux processus impliqués dans ces systèmes.

Le sous-système "**agriculture**" correspond aux étapes reliées à la culture de la biomasse. On retrouve les produits chimiques utilisés et le travail effectué sur la ferme.

Le sous-système "**transformation**" correspond à l'étape où la biomasse est transformée en biocarburant. On retrouve aussi le transport de la ferme à l'usine

et de l'usine à la pompe.

Le sous-système **"combustion"** correspond à l'étape de combustion dans l'automobile. On retrouve aussi l'abrasion des pneus.

Le sous-système **"pétrole"** correspond à la production de pétrole, présent dans le mélange final du carburant. On retrouve l'extraction du brut, son transport et son raffinement.

Ces étapes sont reliées entre elles par les flux intermédiaires qui correspondent à un échange à valeur économique, comme du carburant. Les flux intermédiaires sont déterminés par l'unité fonctionnelle.

Les flux élémentaires représentent l'échange de matières entre l'environnement et le système à l'étude. On retrouve les flux entrants comme l'énergie et les matières premières et les flux sortants comme les gaz d'échappement. Les flux élémentaires serviront à déterminer les impacts sur l'environnement.

La présente étude vise la production de biocarburants en Amérique et leur consommation en Europe pour l'année de référence 2008. La géographie et l'année sont choisies parce qu'il existe une bonne disponibilité des données pour ces caractéristiques. De plus, cette étude fait partie d'une plus grande étude effectuée pour l'Europe. L'étude constitue ainsi une ACV statique représentative de la situation en 2008.

3.1.7 Approche d'imputation

Les règles d'imputation utilisées sont celles qui sont présentes par défaut dans la base de données. Ecoinvent utilise l'imputation économique, massique et énergétique dépendamment des procédés en question. Les règles d'imputation utilisées seront détaillées dans la section inventaire.

3.1.8 Méthode de calcul

Lorsque l'ensemble des données requises est obtenu et que les flux associés sont normalisés par rapport à l'unité fonctionnelle choisie, il est possible de modéliser

les systèmes de produits à l'aide d'un logiciel ACV commercial. Le logiciel utilisé pour faire le calcul de l'inventaire et l'évaluation des impacts environnementaux potentiels associés aux émissions inventoriées est le logiciel SimaPro7.1, développé par Pré Consultants (www.pre.nl).

3.1.9 Méthodologie de collecte et sources des données

Cette ACV a pour but de fournir des données environnementales quant au cycle de vie de l'utilisation de trois types de biocarburants et de pétrole dans une voiture. L'étude utilise principalement des données provenant de la base de données Ecoinvent2.0. Les données manquantes ou incomplètes ont été complétées par la littérature

Les bases de données disponibles pour ACV disposent de données pour la fabrication de l'éthanol maïs, de l'éthanol canne à sucre et de l'éthanol fait à partir de bois (ecoinvent 2.0), mais pas de donnée pour la combustion de E85, ni la croissance de saule en courte rotation.

Puisque la plupart des processus élémentaires figurant dans les systèmes à l'étude se retrouvent dans la banque de données ICV Ecoinvent, et afin de maximiser l'uniformité et la cohérence des données utilisées pour les modéliser, cette banque a été utilisée.

3.1.10 Choix de la méthode d'évaluation des impacts

L'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) s'effectue sur la base de méthodes internationalement reconnues. Plus particulièrement, l'ÉICV est d'abord établie avec la méthode européenne IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003). Cette méthode est choisie parce que l'analyse est régionalisée pour l'Europe, emplacement où s'effectue la combustion des carburants. De plus, IMPACT 2002+ propose des facteurs de conversion des résultats de plus de dix indicateurs d'impacts en seulement quatre indicateurs de dommages (tableau 3.1), ce qui simplifie la communication des résultats.

Notons aussi que ces catégories ne couvrent pas tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines (p. ex. bruit, odeurs, rayonnement, champ électromagnétique).

Tableau 3.1: Correspondances entre les catégories de dommages et les catégories d'impacts des méthodes IMPACT 2002+ (Joliet et al., 2003)

Impact 2002+	
Catégorie d'impacts	Catégorie de dommages
Effets cancérogènes	
Effets non-cancérogènes	
Effets respiratoires dus aux substances Inorganiques	Santé humaine (SH)
Détérioration de la couche d'ozone	
Oxydation photochimique	
Écotoxicité aquatique	
Écotoxicité terrestre	Qualité des écosystèmes (QE)
Acidification/eutrophisation terrestre	
Occupation des terres	
Réchauffement global	Changement climatique (CC)
Énergies non renouvelables	
Extraction minière	Ressources (R)
Acidification aquatique	Aucun lien avec une catégorie
Eutrophisation aquatique	de dommages

3.1.11 Description des systèmes de produits et des hypothèses du modèle ACV

Les systèmes, c'est-à-dire la liste des processus élémentaires inclus, ont été établis sur la base des informations trouvées dans la littérature, de diverses hypothèses et des données génériques disponibles. Les paragraphes qui suivent décrivent les processus élémentaires inclus dans les systèmes et les hypothèses associées au calcul de l'inventaire. Si la source des informations n'est pas mentionné, les informations proviennent du rapport Ecoinvent sur les biocarburants((Tuchschnid, 2007).)

Étape agriculture

Maïs : Le procédé ecoinvent (Corn at farm, US) utilisé tel quel représente une ferme moyenne américaine avec un rendement de 9 tonnes de maïs grain à l'hectare. Cette étape inclut les entrants chimiques (fertilisants, pesticides, herbicides, insecticides), le travail de la terre au tracteur, le séchage des grains et le transport sur ferme, sur route et sur rail jusqu'à un entrepôt. Les infrastructures de la machinerie agricole et de la ferme sont incluses.

Canne à sucre : Le procédé ecoinvent (Sugar cane at farm, Br) est utilisé tel quel. Il représente une ferme moyenne au Brésil avec un rendement de 66 tonnes par hectare avec 71% d'humidité. Cette étape inclut les entrants chimiques (fertilisants, pesticides, herbicides, insecticides), le travail de la terre au tracteur et le transport sur ferme, sur route et sur rail jusqu'à un entrepôt. Les infrastructures de la machinerie agricole et de la ferme sont incluses.

Saule : Ce procédé, provenant du projet (Jungbluth et al., 2008) correspond à une moyenne de production européenne avec un rendement de 16 tonnes par hectare. Ce procédé a été créé dans le cadre du projet Renew, soit un grand projet européen d'étude de faisabilité sur les biocarburants. Il comprend les étapes de culture du sol, l'application de fertilisants, pesticides, herbicides, la récolte et la mise en ballot et le transport vers l'entreposage. Les infrastructures de la machinerie agricole et de la ferme sont incluses.

Étape transformation

Cette étape inclut tous les procédés requis pour la fabrication d'un kg d'éthanol. Plus spécifiquement :

- Le maïs est transformé en éthanol aux États-Unis dans une usine de type mouture sèche, c'est-à-dire que l'usine produit aussi de la drèche vendue comme nourriture animale. Une imputation économique est utilisée pour séparer les impacts entre ces deux coproduits. Cette étape comprend le transport du grain jusqu'à la distillerie, la transformation en éthanol hydraté et la distillation en éthanol anhydre. Le procédé ecoinvent (Ethanol from corn at distillery, US) est utilisé tel quel.
- La canne à sucre est fermentée en éthanol dans une usine brésilienne et co-produit de l'électricité par la combustion de bagasse. Une imputation économique est utilisée pour séparer les impacts entre ces deux coproduits. Les données représentent une moyenne des usines brésiliennes. Cette étape comprend le transport de la canne à sucre jusqu'à la distillerie, la transformation en éthanol hydraté et la distillation en éthanol anhydre. Le procédé ecoinvent (Ethanol from biomass at distillation, Br) est utilisé tel quel.
- La transformation du saule en éthanol est modélisé à l'aide d'un procédé de transformation d'éthanol en bois. Le saule est transformé en éthanol par un procédé de saccharification et cofermentation simultanée. L'usine subvient à ses besoins en puissance à partir de la combustion des restes de matière non-transformées et exporte de l'électricité. Une imputation économique est utilisée pour séparer les impacts entre l'éthanol et l'électricité. Cette étape comprend le transport des ballots jusqu'à la distillerie, la transformation en éthanol hydraté et la distillation en éthanol anhydre. Une étape de déchiquetage à l'usine a été ajoutée à ce procédé. Le procédé Ecoinvent (Ethanol from biomass, at distillation, RER Wood) est utilisé.

Étape pétrole

Le procédé Ecoinvent (Petrol, low-sulphur at regionals storage, CH) est utilisé tel quel. Il représente un carburant moyen suisse provenant principalement du Moyen-Orient et de l'Afrique. On retrouve l'extraction du brut, son transport et son raffinage.

Étape combustion

Cette étape comprend le transport jusqu'à la pompe, l'étape de la pompe et la combustion dans le moteur de l'automobile. Plus spécifiquement :

- L'éthanol maïs et l'éthanol de saule sont transportés sur rail (1700 km) sur le continent américain, sur un pétrolier (7000km) afin de traverser l'Atlantique et effectuent 100 km sur rail et 150 km sur route sur le continent européen.
- L'éthanol canne à sucre est transporté sur rail (1700 km) sur le continent américain, sur un pétrolier (10000km) afin de traverser l'Atlantique et effectue 100 km sur rail et 150 km sur route sur le continent européen.
- L'éthanol est mélangé à la pompe avec du carburant pour l'obtention du mélange E85, c'est-à-dire 85% volumique d'éthanol et 15% volumique d'essence.
- Les émissions du tuyau d'échappement sont tirées des travaux de Graham et al. (2008). Cette étude publie les résultats d'une étude sur les émissions du tuyau d'échappement d'une Chrysler Seebring, munie d'un moteur Flex-Fuel et carburant avec du E85. La collecte de données est réalisée en laboratoire selon un protocole approuvé (Federal Test Procedure). Un procédé a été créé à partir du procédé de combustion de Petrol Euro3 où les émissions dues à l'abrasion des pneus ont été conservées et les émissions du tuyau d'échappement sont tirées de l'étude. Les émissions ont été adaptées pour une voiture ayant une efficacité équivalente à celle de la norme Euro3, soit 2,6MJ/km.
- La combustion pour le module pétrole est pris tel quel dans Ecoinvent (Operation, passenger car, petrol, Euro3, CH) et correspond à la norme Euro3.

3.2 Résultats

Cette section présente les résultats de la modélisation en commençant par l'analyse d'inventaire, suivie de l'évaluation des impacts du cycle de vie.

3.2.1 Résultats du calcul d'inventaire

Cette section présente les flux intermédiaires et élémentaires associés au cycle de vie des différents types de biocarburants. Les flux intermédiaires sont intéressants parce qu'ils permettent de visualiser les quantités de produits nécessaires à l'accomplissement de l'unité fonctionnelle. Les flux intermédiaires et élémentaires massiques sont présentés dans les sections suivantes.

Flux intermédiaires

Les flux intermédiaires sont ceux échangés entre les différents procédés. La figure 3.2 présente des flux intermédiaires utilisés dans la production d'éthanol soit les principaux fertilisants, la portion de terre nécessaire à la culture et les quantités de biomasse nécessaire à la fabrication de 80,2 g d'éthanol (quantité d'éthanol nécessaire à l'unité fonctionnelle). Ces flux sont choisis parce qu'ils représentent les éléments critiques et critiqués du cycle de vie des biocarburants (Sheehan et al., 2003). On constate que les rendements de la canne à sucre sont de beaucoup supérieurs aux deux autres cultures soit 66 t/ha, comparativement à 9,3 t/ha et 15 t/ha pour le maïs grain et le saule. On remarque aussi que la culture de la canne à sucre consomme moins de fertilisants, à production égale d'éthanol, que les autres cultures.

Quantification des flux élémentaires massiques

Les principaux flux élémentaires massiques sont les émissions dans l'air et le rejet de différentes substances comme le gravier. Le CO₂ représente l'élément le plus échangé avec la nature par son absorption par les plantes et son émission subséquente dans les procédés de combustion. Le tableau 3.2 présente les flux les plus importants en terme massique.

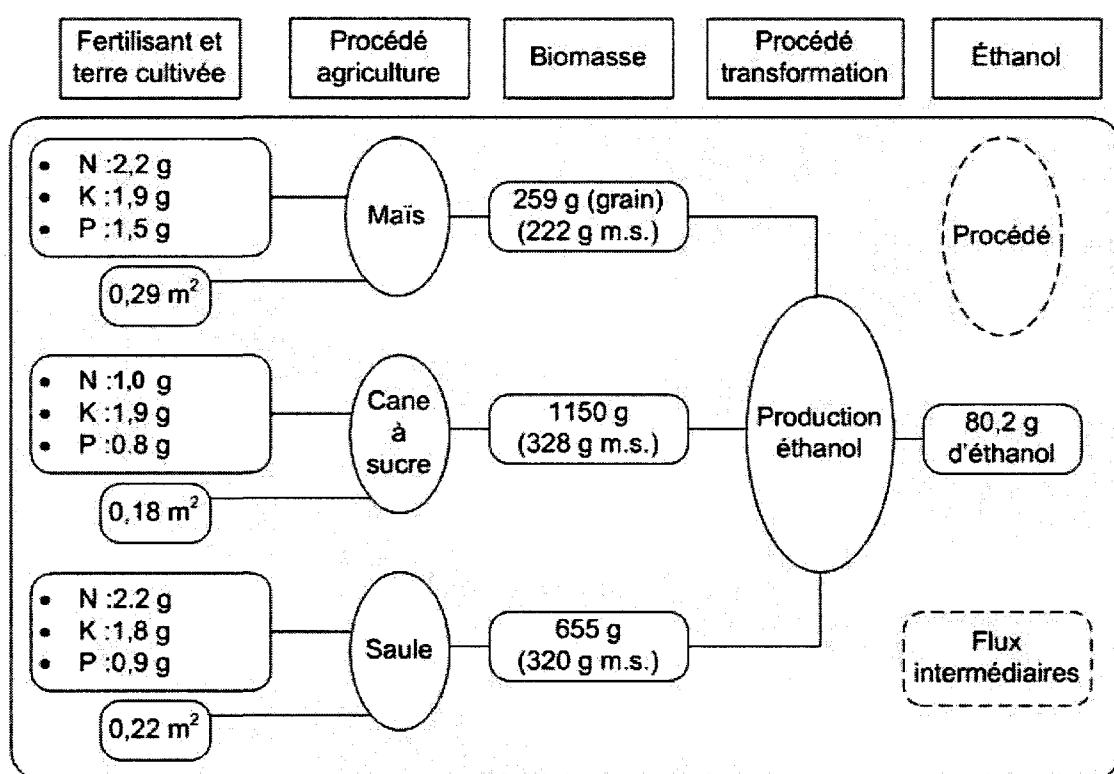


Figure 3.2: Flux intermédiaires reliés à la production de 80 g d'éthanol. Les rectangles représentent des flux intermédiaires et les ovales, des procédés. (N : azote, K : potassium, P : phosphate)

Tableau 3.2: Flux élémentaires importants générés en parcourant 1 km en voiture selon chaque scénario

	Saule	Canne à sucre	Maïs	Pétrole
Flux élémentaire entrant (g)				
CO ₂ Absorbé	573	567	357	0
Gravier	53	20	33	6
Calcite	10	9	4	1
Charbon	9	4	14	4
Fer	3	1	3	1
Argile	2	1	1	0
Flux élémentaire sortant air(g)				
CO ₂ biogénique	501	509	355	0
CO ₂ fossile	104	64	167	232
CO fossile	1	0,1	0,2	0,2
Flux élémentaire sortant eau(g)				
Chlorure	5	5	6	2
Sodium (ion)	3	3	3	1
Sulfate	3	3	5	0
Calcium (ion)	1	1	2	0,1
Nitrate	1	0	7	0

Les flux entrants de CO₂ ne correspondent pas au flux sortant (CO₂ organique) parce que les règles d'imputation ne sont pas reliées à la masse de carbone, mais aux valeurs économiques des flux intermédiaires. Par exemple, 1 kg de carbone entre dans l'usine de transformation en éthanol. Celle-ci produit de l'éthanol et de l'électricité. On retrouve aussi des quantités relativement importantes reliées à l'agriculture comme le chlorure de potassium et la calcite utilisée pour la chaux. La calcite est aussi utilisée dans les procédés de fabrication de l'éthanol. Le fer est principalement utilisé dans les infrastructures et la machinerie agricole. Les émissions dans l'eau proviennent principalement de l'étape de l'agriculture.

Les informations obtenues par l'analyse d'inventaire ne permettent pas de conclure sur l'avantage de l'un ou de l'autre des scénarios, parce qu'ils émettent sensiblement la même quantité d'éléments. L'utilisation d'une méthode d'évaluation des impacts du cycle de vie permettra de déterminer la pertinence environnementale des variations dans les flux élémentaires.

3.2.2 Évaluation des impacts et interprétation des résultats

Dans cette section, les données d'inventaire associées au cycle de vie des biocarburants utilisés ont été traduites en impacts environnementaux. Les résultats sont présentés par indicateur problème et par indicateur dommage. Une analyse de contribution est ensuite réalisée.

Résultats d'indicateur problème

La figure 3.3 et la figure 3.4 montrent les impacts des quatre scénarios à l'étude. Pour la catégorie écotoxicité aquatique, le scénario canne à sucre possède des impacts très supérieurs aux autres (2,5 fois les impacts du scénario maïs). Cet impact très élevé est dû à l'utilisation de produit à forte toxicité comme l'arsenic et l'aldrin. Le résultat négatif de l'éthanol saule dans la catégorie écotoxicité terrestre provient des attributs de photorémédiation du saule, qui enlève du sol des métaux comme le zinc, le cuivre et le nickel. Les résultats des autres scénarios proviennent des métaux libérés par l'abrasion des pneus, et de l'arsenic, utilisé dans le scénario canne à sucre. Les catégories acidité/nutrification terrestre et acidification aquatique sont dominées par les impacts du scénario maïs suivi du scénario saule. Ces

impacts sont principalement causés par l'application d'ammoniac comme fertilisant azoté. Le scénario maïs a l'impact le plus grand dans la catégorie eutrophisation aquatique, cela est principalement causé par l'utilisation de fertilisants phosphatés.

À la figure 3.4, on remarque l'effet nettement supérieur du scénario canne à sucre dans les catégories cancérogène et non-cancérogène. Cet impact plus élevé s'explique par l'utilisation de pesticides toxiques dont l'arsenic dans les champs. L'impact de la catégorie inorganique respiratoire est principalement dû au relâchement de particules lors de la combustion de la biomasse dans le cas du scénario canne à sucre, tandis qu'il est dû aux émissions d'oxyde d'azote au niveau de la ferme dans le scénario maïs. Les impacts de la catégorie radiation ionisante sont dus au combustible nucléaire utilisé pour produire de l'électricité. Pour la catégorie déplétion de la couche d'ozone, les scénarios biocarburants obtiennent des scores relativement équivalents, tandis que le scénario pétrole a l'impact le plus élevé. Les impacts de cette catégorie sont principalement causés, et ce, pour tout les scénarios, par les gaz relâché lors de l'extraction de pétrole brut. Les impacts de la catégorie organique respiratoire sont principalement causés par les gaz de combustion présent tout au long du cycle de vie. Cette catégorie est dominée par le scénario pétrole suivi des scénarios biocarburants qui obtiennent des résultats similaires. La catégorie réchauffement climatique donne le scénario pétrole comme étant le plus grand émetteur de gaz à effet de serre, suivi du maïs, du saule et de la canne à sucre avec respectivement 84%, 59% et 29% des émissions du scénario pétrole.

Résultats d'indicateur dommage

La figure 3.5 présente les impacts dommage des différents biocarburants à l'étude. Les scores sont comparés au scénario pétrole dont les valeurs ont été fixées à 100%. Un premier constat est la bonne performance du scénario éthanol fait à partir de saule qui performe mieux qu'un équivalent pétrole dans toutes les catégories de dommage. Il n'est toutefois pas le meilleur dans toutes les catégories. En effet, l'éthanol canne à sucre performe mieux dans les catégories changements climatiques et ressources. On remarque aussi que tous les biocarburants performent mieux que le scénario pétrole dans la catégorie des changements climatiques avec 82%, 31% et 55% pour les scénarios éthanol maïs, canne à sucre et plantation de

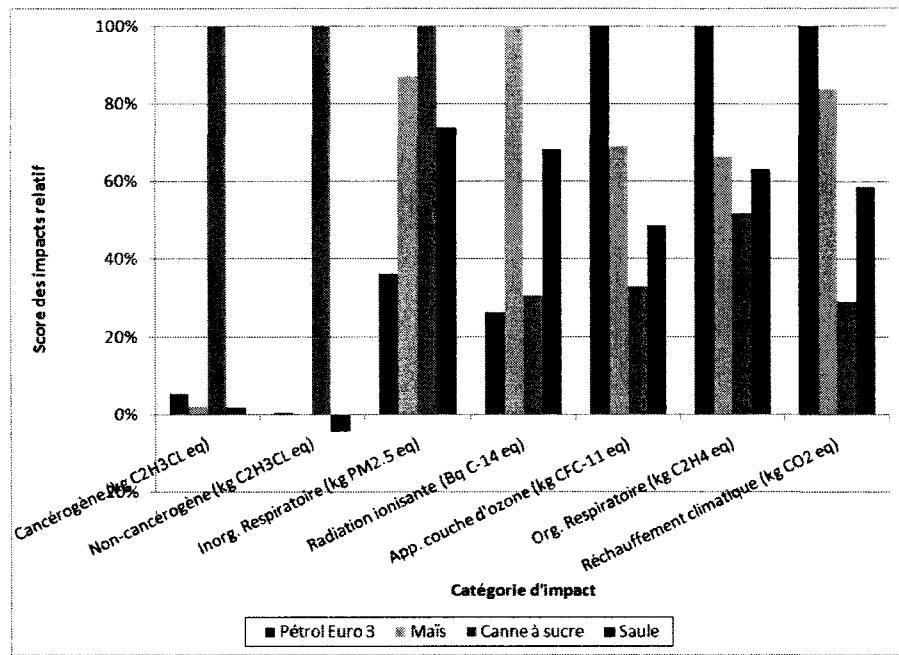


Figure 3.3: Impacts associés aux scénarios de biocarburants et pétrole

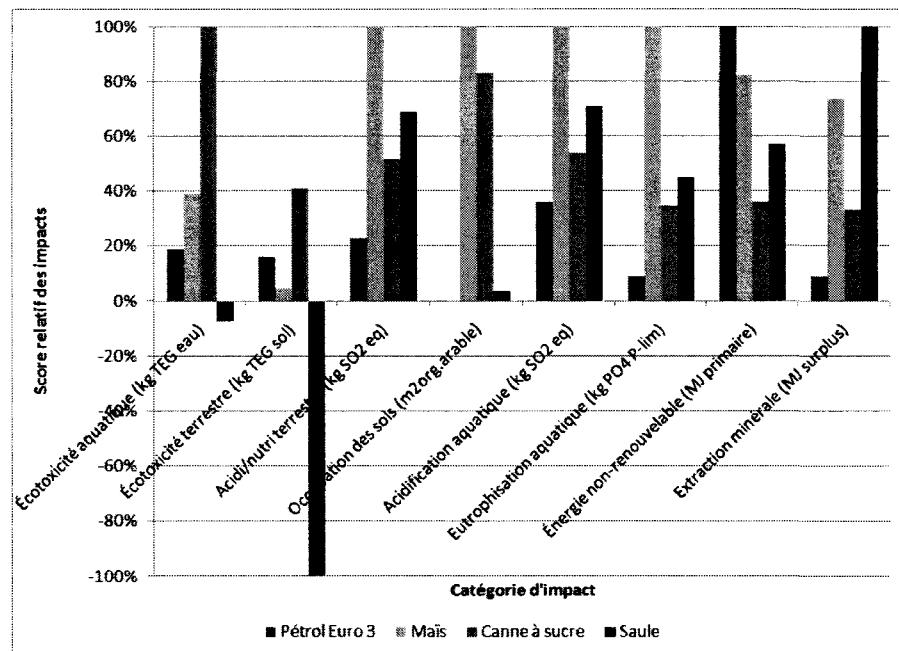


Figure 3.4: Impacts associés aux scénarios de biocarburants et pétrole

saule, respectivement. Finalement, on remarque l'impact santé humaine pour le scénario éthanol de canne à sucre qui est 50 fois plus élevé que celui du scénario pétrole. Cet écart est dû à l'utilisation de pesticides/herbicides tel l'arsenic et l'aldrin. Les impacts négatifs (positif pour l'environnement) dans la catégorie qualité des écosystèmes pour le scénario éthanol de saule sont dus aux propriétés de phytorémédiation de cette plante. En effet, le saule décontamine les sols sur lequel il pousse en concentrant les métaux du sol dans son organisme. Les causes de chaque catégorie d'impacts pour chaque scénario sont détaillées dans la section d'analyse de contribution.

Analyse de contribution

Les figure 3.6, figure 3.7, figure 3.8 présentent les résultats détaillés pour chaque scénario. On remarque que pour les catégories santé humaine et qualité des écosystèmes, l'étape de l'agriculture est celle ayant le plus d'impacts (positifs ou négatifs) pour tous les scénarios. Les résultats sont normalisés à 100% par catégorie et représente la proportion de chaque étape pour un impact donné. Notons que l'étape de combustion est identique pour chaque scénario.

Scénario éthanol maïs

Les impacts sur la santé humaine du scénario maïs proviennent principalement des étapes de production de maïs et de la transformation, soit 48% et 30% des impacts de cette catégorie. Ces deux étapes libèrent des oxydes nitreux, des particules et de l'ammoniaque, entre autres par les processus reliés à la fertilisation. Notons que l'étape de transformation nécessite du gaz naturel pour ces procédés et que cette étape englobe la majeure partie du transport. L'émission de particules provient majoritairement de la combustion reliée au transport.

Les impacts sur la qualité des écosystèmes du scénario maïs proviennent principalement des étapes de production de maïs et de la combustion, soit 58% et 36% des impacts de cette catégorie. L'étape de l'agriculture engendre des impacts pour l'indicateur d'occupation des terres. L'étape de combustion libère du zinc dans le sol et dans l'air par abrasion des pneus sur la chaussée.

Les impacts sur les changements climatiques du scénario maïs proviennent principalement des étapes de production de maïs, transformation en éthanol et de la combustion, soit 43%, 30% et 21% des impacts de cette catégorie. Par leur consommation de combustibles fossiles, ces étapes libèrent du CO₂. L'étape de l'agriculture libère du N₂O, entre autres par l'application de fertilisants. Ce gaz génère 15% des impacts dans cette catégorie.

Les impacts d'utilisation de la ressource du scénario maïs proviennent également des étapes de production de maïs, de la transformation en éthanol et de la production de pétrole fossile. Ces étapes consomment principalement du gaz naturel et du pétrole fossile.

Scénario éthanol canne à sucre

Les impacts sur la santé humaine du scénario canne à sucre proviennent principalement de l'étape de production de la canne à sucre, soit 97% des impacts de cette catégorie. Comme expliqué plus haut, ce scénario engendre d'importants impacts sur la santé humaine par rapport aux autres scénarios à cause de l'utilisation de pesticides/herbicides toxique, soit l'arsenic et l'Aldrin.

Les impacts sur la qualité des écosystèmes du scénario canne à sucre proviennent principalement des étapes de production de canne à sucre et de la combustion, soit 67% et 18% des impacts de cette catégorie. L'étape de l'agriculture montre des impacts sur l'indicateur d'occupation des terres et d'écotoxicité terrestre par l'utilisation d'Aldrin et d'arsenic. L'étape de combustion libère du zinc dans le sol et dans l'air par abrasion des pneus sur la chaussée.

Les impacts sur les changements climatiques du scénario canne à sucre proviennent principalement des étapes de combustion et de la transformation en éthanol, soit 39% et 25% des impacts de cette catégorie. L'étape combustion inclut l'utilisation du 15% volumique de pétrole dans la voiture. L'étape de la transformation en éthanol engendre des impacts en changements climatiques principalement à cause du transport qu'elle englobe.

Les impacts d'utilisation de la ressource du scénario canne à sucre proviennent principalement de la production du pétrole utilisé dans la fabrication du E85.

Scénario éthanol de saule

Les impacts sur la santé humaine du scénario saule proviennent principalement des étapes de production du saule et de la production d'éthanol, soit (-)100% et 41% des impacts de cette catégorie. L'étape de croissance absorbe le zinc présent dans le sol, ce qui diminue les impacts sur la santé humaine. L'étape de production de l'éthanol émet des oxydes nitreux, des particules et de l'oxyde de soufre, principalement par la combustion de biomasse.

Les impacts sur la qualité des écosystèmes du scénario saule proviennent principalement des étapes de production du saule et de la combustion, soit (-)100% et 10% des impacts de cette catégorie. Ici encore, l'étape de l'agriculture absorbant le zinc du sol améliore la qualité de l'écosystème. L'étape de combustion libère du zinc dans le sol et dans l'air par abrasion des pneus sur la chaussée.

Les impacts sur les changements climatiques du scénario saule proviennent principalement des étapes de production du saule, de la transformation et de la combustion, soit 29%, 32% et 30% des impacts de cette catégorie. L'utilisation de carburant fossile pour les transports et procédés libèrent le CO₂, principale molécule de cette catégorie. L'étape de l'agriculture libère du N₂O, entre autres par l'application de fertilisants, ce qui génère 10% des impacts dans cette catégorie.

Les impacts d'utilisation de la ressource du scénario saule proviennent, dans des proportions équivalentes, des étapes de production du saule, de la transformation en éthanol et de la production de pétrole fossile. Ces étapes consomment principalement du gaz naturel et du pétrole fossile.

Les gains environnementaux découlant de la propriété de phytorémédiation du saule sont comptabilisés tel que recommandé dans le procédé de Jungbluth et al. (2008). Toutefois, il semble étrange d'attribuer ce gain dans la catégorie santé humaine étant donné que la terre utilisée a peu de chances de croiser l'humain. En effet, les plantations de saule se cultivent sur une période de 25 ans. Lors de la récolte, seulement l'arbre est récolté. Le système de racine est conservé. Ce type de culture engendre très peu d'érosion, d'où la faible probabilité d'avoir une contamination chez l'humain. De plus, le sol de culture n'est pas nécessairement contaminé et s'il l'était le crédit ne pourrait se faire que dans les premières années de culture.

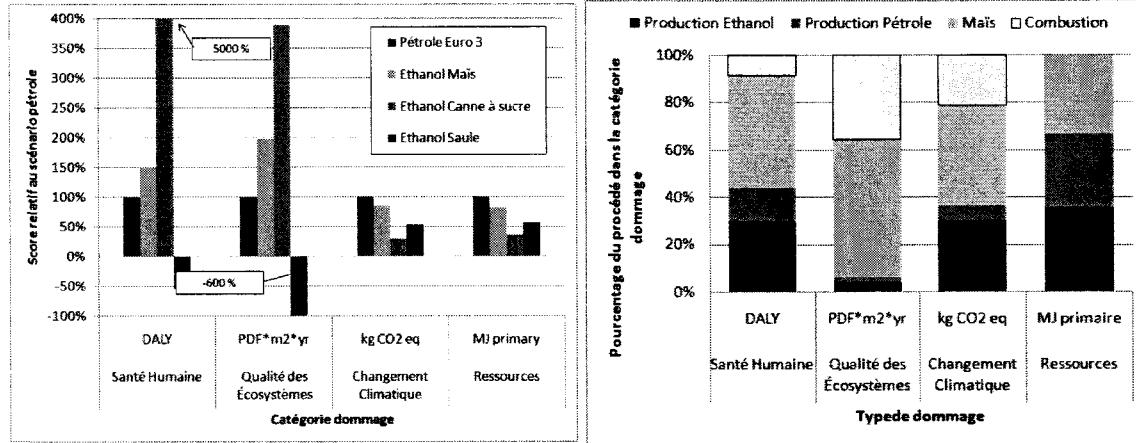


Figure 3.5: Dommages associés aux scénarios de biocarburants et pétrole

Figure 3.6: Dommages associés au scénario éthanol de maïs

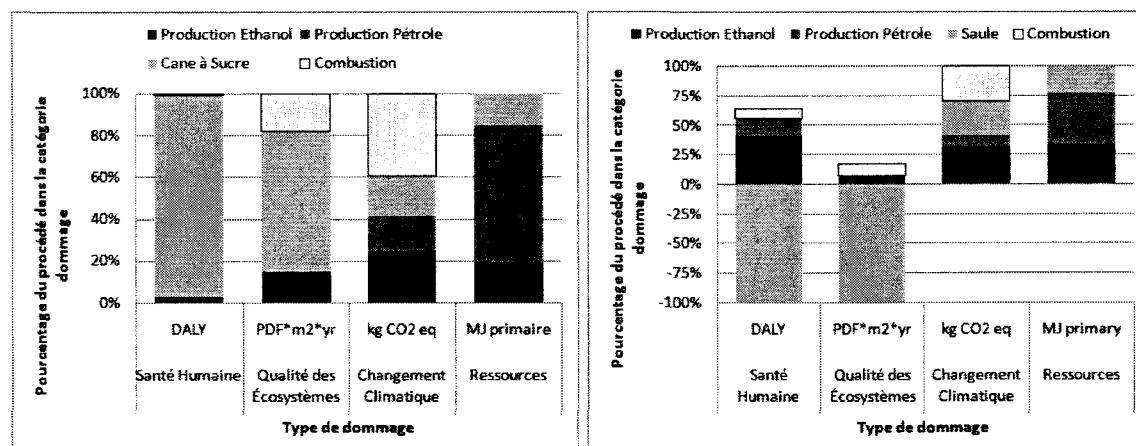


Figure 3.7: Dommages associés au scénario éthanol de canne à sucre

Figure 3.8: Dommages associés au scénario éthanol de saule

3.2.3 Limites de l'AICV et de l'ÉICV

Les limites de l'analyse de l'inventaire sont essentiellement liées au caractère incomplet et générique des données. En effet, plusieurs processus ont été pris tel quel dans la base de données Ecoinvent et représentent des moyennes qui ne sont pas nécessairement représentatives des processus modélisés. Or, l'augmentation de la représentativité de ces processus dans l'inventaire modifierait assurément les résultats de l'analyse, mais probablement pas au point d'en inverser les conclusions. En effet, plusieurs processus sont essentiellement les mêmes pour tous les systèmes (combustion du E85).

Les résultats présentés aux sections précédentes sont issus des calculs réalisés en utilisant la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002+. Les dommages (et impacts) évalués correspondent à une modélisation, donc à une simplification, de l'environnement réel. Chaque catégorie d'impacts comporte des incertitudes et des hypothèses liées aux modèles de caractérisation. Notons entre autres les effets qui peuvent différer pour une même substance selon l'endroit où elle est émise. Aussi, certaines catégories d'impacts, comme l'utilisation des terres, sont encore en développement à ce jour. À ce titre, ces résultats ne doivent pas constituer l'unique base d'affirmation comparative destinée à être divulguée au public, dans la mesure où des informations supplémentaires seraient nécessaires pour remédier à certaines des limitations propres à l'ÉICV.

Plus important encore est le fait que l'interprétation des résultats de la caractérisation ne peut se baser que sur les résultats obtenus, c'est-à-dire sur les substances pour lesquelles il existe, dans la banque de données des méthodes, des facteurs de caractérisation qui convertissent les flux élémentaires inventoriés en indicateurs d'impacts et de dommages. Or plusieurs flux élémentaires (395, dont le gravier, le chlore, la DBO, la calcite, la barite et l'argile) n'ont pu être convertis en résultats d'indicateurs de catégories puisqu'aucun facteur de caractérisation n'était disponible. Ils ne sont donc pas considérés lors de l'évaluation des impacts et des dommages. Il faut aussi mentionner que ces flux élémentaires non caractérisés sont les mêmes pour tous les scénarios. Les impacts qui leur sont associés et qui seraient évalués si des facteurs de caractérisation étaient disponibles suivent donc la même tendance.

3.2.4 Conclusion sur les résultats de l'ACV des biocarburants

L'analyse du cycle de vie réalisée sur les biocarburants est de type générique parce qu'elle utilise principalement des données déjà présentées dans Zah et al. (2007). L'ajout important provient de la création d'un procédé de combustion de E85 qui permet d'inclure les émissions spécifiques de ce carburant. En effet, la combustion d'éthanol génère des composés qui varient de manière non-linéaire avec la proportion d'éthanol dans le mélange. Seule une étude faite au tuyau d'échappement permet de bien saisir les effets du E85 sur les gaz de combustion. L'autre nouveauté provient de la modélisation d'éthanol réalisé à partir de saule qui n'avait jamais été modélisé en ACV complète. Maintenant que l'inventaire est réalisé, il est possible de passer à l'étape de comparaison des systèmes en fonction de leur potentiel d'atténuation des changements climatiques. Les résultats de la modélisation sont donc conservés pour l'étape suivante.

CHAPITRE 4

RÉSULTATS : INTÉGRATION DE LASHOF

4.1 Présentation de l'article

Le chapitre 4 présente l'article intitulé "Using the Lashof Accounting Methodology to Assess Carbon Mitigation Projects Using LCA : Ethanol Biofuel as a Case Study", soumis en mai 2009 au Journal of Industrial Ecology. L'article est écrit en collaboration avec Valérie Bécaert, Ralph Rosenbaum, Louise Deschênes et Réjean Samson (École Polytechnique de Montréal). L'article présente le développement méthodologique utilisé afin de permettre une comparaison des projets d'atténuation des changements climatiques et une meilleure comptabilisation de leur impact sur les changements climatiques.

4.2 Using the Lashof Accounting Methodology to Assess Carbon Mitigation Projects Using LCA : Ethanol Biofuel as a Case Study

4.2.1 Abstract

As governments elaborate strategies to counter climate change, there is a need to compare the different options available on an environmental basis. This study proposes a LCA framework integrating the Lashof Mg-year accounting methodology that allows the assessment and comparison of different carbon mitigation projects (e.g. biofuel use, sequestering plant, afforestation project, etc.). The Lashof accounting methodology is chosen amid other methods of GHG emission characterization for its relative simplicity and capability of characterizing all types of carbon mitigation projects. It calculates the cumulative radiative forcing caused by GHG emission within a predetermined time frame. Basically, the developed framework uses the Mg-year as a functional unit and isolates impacts related to the climate mitigation function with system expansion. The proposed framework is demonstrated with a case study of tree ethanol pathways (maize, sugarcane and willow). Study shows that carbon mitigation assessment through LCA is possible and that

it could be a useful tool for decision makers as it can compare different projects regardless of their original context. Case study reveals that the system expansion scenario and the efficiency at reducing carbon emissions of the carbon mitigation project are critical factors having significant impact on results. Also, framework proves to be useful at treating land-use change emission as they are considered through the functional unit.

4.2.2 Background, aim, and scope

Many carbon mitigation options are possible in order to reduce atmospheric greenhouse gas (GHG) concentrations, and the fight against climate change will need diversified actions. According to Lal (2008), three strategies enable atmospheric carbon mitigation : carbon sequestration (geological or biological), utilisation of low fossil carbon fuel and energy efficiency measures.

These methods either act on reducing atmospheric carbon or on reducing fossil carbon emissions. Biofuel, a low fossil carbon fuel, transforms biogenic carbon from plants into transportation fuel, thus permitting a shorter carbon cycle within the atmospheric and biotic carbon pool. Since less fossil carbon is added to the atmosphere, biofuels are considered to have the potential to mitigate climate change.

Unfortunately, the implementation of carbon mitigating projects can generate negative impacts in other environmental spheres (Khoo and Tan 2006a ; Lal 2008 ; Zah et al. 2007). Biofuels, for example, have potential environmental drawbacks that arise from agriculture, transport, transformation and land-use change (LUC) emissions (Fargione et al. 2008 ; Fu et al. 2003 ; Kim and Dale 2006 ; Piñeiro et al. 2009 ; Searchinger et al. 2008 ; Sheehan et al. 2003). LUC emissions are the GHGs released from the vegetation and the soil of land cleared for agricultural use. Hence, it is important to measure those environmental consequences to help decision makers choose the best options and avoid any important impact displacement.

Life cycle assessment (LCA) is a standardized tool considering the full life cycle (cradle-to-grave) to assess the environmental impacts of any specific product or service (ISO 14040 2006 ; ISO 14044 2006). It is already used to analyze mitigation projects. For example, Khoo and al.(2006b) compare the impact of a carbon se-

questration power plant with a typical power plant or Kim and al.(2006) compare the use of biofuel with petroleum to fuel a car. However, to date, life cycle studies consider carbon reduction as a benefit and not as a function. This confines the study to the 'typical' function of the product (producing electricity or to power a car) and impedes broader comparison. How may one decide which carbon mitigation project is most environmentally interesting?

LCA uses the functional unit to establish the basis upon which each studied option will be compared. The choice of the functional unit is critical as it needs the capacity to include all possible projects, to be of accessible simplicity for its wide diffusion and also to be pertinent for decision makers. For a carbon mitigation project, the function should be in the form of climate change impact reduction, like a slower temperature increase or in the form of a climate change cause reduction, like a lower radiative forcing from GHG gases. Though attempts have been made (Kirschbaum 2003), evaluating beneficial impacts of carbon mitigating projects is complex as there are many interactions involved. The science linking carbon mitigation actions and true climate change relief is still subject to high uncertainty (IPCC 2007b).

Another option is to compare different mitigation projects on a radiative forcing reduction basis, i.e. the main cause of climate change (IPCC 2007b). There is no consensus in literature as to how to allocate carbon credit to the different types of carbon mitigation projects. Existing calculation methods include GWP, Mg-year accounting that addresses either atmospheric carbon (Lashof method) or sequestered carbon (Moura-Costa method) (Fearnside 2000; Fearnside et al. 2000; Moura Costa and Wilson 2000). Also available is the use of atmospheric models like Bern (Joos et al.) or REFUGE (Korhonen et al. 2002) that directly calculate atmospheric carbon evolution.

The GWP is a measure of the relative radiative forcing (RF) caused by any non-CO₂ gas over its lifetime compared to the radiative forcing caused by an equivalent amount of CO₂ (IPCC 2007b). They are calculated for 20, 100 and 500 years time horizons and are expressed in mass of CO₂-equivalents. The underlying model includes basic atmospheric reactions such as degradation or interaction with other carbon pools such as oceans. While GWPs are good at characterising GHG

emissions, they are problematic for quantifying carbon sequestration, especially temporary sequestration because GWP do not differentiate emissions released now from those released in the future (IPCC 2000). This temporal aspect is present in many mitigation projects as they can have an irregular GHG release over time. Afforestation for example, will sequester carbon in the growth phase, but also emit during transport and planting phases. Furthermore, actual mitigation can be erased later by cutting and burning the tree (IPCC 2000).

Atmospheric models as Bern (Joos et al. 2001) or REFUGE (Korhonen et al. 2002) have the advantage of calculating the GHG concentration which is directly proportional to radiative forcing. Unfortunately, such models are complex and not available to the majority.

Mg-year atmospheric carbon accounting methodologies calculate the radiative forcing that is avoided by a mitigation project on a year-to-year basis. It is similar to GWP, as it can lead to the exact same result, but its dynamic calculations allow the comparison of temporary sequestration, permanent sequestration, and fossil carbon emission reduction. The Lashof methodology was chosen for the determination of the functional unit. Although it does not directly analyze atmospheric carbon evolution, it has the advantage of including a dynamic approach and a carbon decaying function of relative simplicity to model atmospheric carbon decrease. Also, it allows to determine a date by which results are calculated. This is important for decision makers as they can evaluate the benefits from a project in the time frame of their choice.

The main objective of this study is to define a LCA framework using Lashof accounting methodology to assess different carbon mitigation projects and allow their comparison. To test the framework, a case study of three ethanol scenarios is realized. A comparison of the results from a typical transport LCA with a carbon mitigation LCA is done. The effect of including potential LUC emissions is also explored.

4.2.3 Methodology

Mg-year accounting

Radiative forcing and GHG decay

The Lashof method evaluates the cumulative radiative forcing (CRF) of each greenhouse gas over a period of time. When a GHG emission occurs, it generates radiative forcing in the first year. Afterwards, it interacts with nature and its initial quantity will decrease over time. Hence, the impact on climate change will diminish with decreasing quantity of GHG in the atmosphere. The CO₂ response function used in this study is based on the revised version of the Bern carbon cycle model using a background CO₂ concentration value of 378 ppm. The radiative forcing of a pulse emission of CO₂ with time t is given by (IPCC 2007b) :

$$[h]RF_{CO_2}(t) = Q_{CO_2} \left[a_0 + \sum_1^3 a_i e^{-t/\tau_i} \right] \quad (4.1)$$

Where RF_{CO_2} represents the radiative forcing in Mg CO₂eq caused in year t by a CO₂ emission emitted t years ago and Q_{CO_2} is the amount of CO₂ emitted at year 0 (Mg). As ₂ is the reference molecule, mass is equal to radiative forcing. The term in brackets (decaying function) represents the remaining fraction of the initial emission at time t (year), $a_0 = 0.217$, $a_1 = 0.259$, $a_2 = 0.338$, $a_3 = 0.186$, $\tau_1 = 172.9$ years, $\tau_2 = 18.51$ years, and $\tau_3 = 1.186$ years (IPCC 2007b).

The decaying function represents the reaction of carbon sinks, mainly ocean, to the increase in atmospheric carbon (Joos et al.). Because carbon emissions increase atmospheric carbon content, the gradient of carbon concentration between the atmosphere and the sinks will also increase, raising the transfer from the atmosphere to the sinks. Therefore, an increase of carbon will, over time, be tampered by the carbon sinks. Reversed reactions would occur with atmospheric carbon removal (Korhonen et al. 2002).

For other GHGs the model uses a first order kinetic decreasing equation for decay and instant radiative properties compared to CO₂. The characteristics used in equation 2 are the lifetime (half-life) and the instant radiative efficiency that can be found in the latest IPCC report.

$$RF_x(t) = Q_x R_x e^{-t/\tau_x} \quad (4.2)$$

Where RF_x represents the radiative forcing in Mg CO₂eq caused in year t by the emission of gas x emitted t years ago, Q_x the amount of gas x emitted at year 0, R_x the instant radiative efficiency of gas x compared to CO₂ and τ_x the lifetime (half-life) of gas x . For example methane (CH₄) and dinitrogen oxide (N₂O) have respectively lifetimes of 12 and 114 years and instant radiative efficiency of 72 and 216 compared to CO₂.

The radiative efficiency value of carbon monoxide (CO) remains uncertain. Most of its effect comes from indirect reaction with ozone and OH radicals and subsequent oxidation to CO₂ (IPCC 2007b). The IPCC gives CO a 100-year GWP of 1.9, but also states important regional variations. In this study, concerning radiative forcing, it is suggested to treat CO as a CO₂ emission.

The presented equations are the same as those used to calculate GWP factors of non-CO₂ GHG published by the IPCC. They can be determined by the ratio of the integrals of equation 2 and equation 1 with a time span of 20, 100 or 500 years.

Mg-year score

The score calculated by the Lashof method is expressed in Mg-year, which is the sum of each year's radiative forcing over the period of time, i.e. Mg of CO₂ equivalent radiative forcing multiplied by time. The radiative forcing of one specific year is calculated by determining the remaining quantity of each GHG emitted before the studied year :

$$RF_k(t) = \sum_{i=0}^k RF_{x1}^i + RF_{x2}^i \dots \quad (4.3)$$

Where RF_k is the radiative forcing of year k , RF_{x1}^i and RF_{x2}^i are the RF caused in year k by gas x_1 and x_2 emitted in year i , respectively. All amounts are expressed in Mg CO₂eq. The Mg-year score is then calculated by summing each year's radiative forcing :

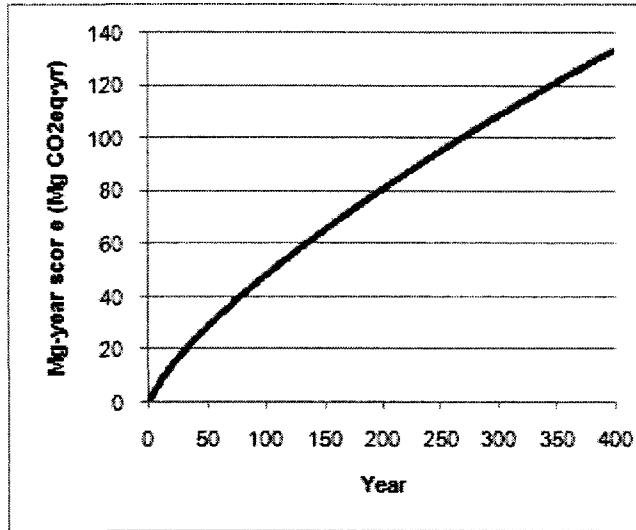


Figure 4.1: Mg-year score of progression of the emission of 1 ton of CO₂

$$CRF = \sum_{i=0}^n RF_k \quad (4.4)$$

Where CRF is the cumulative radiative forcing in Mg-year, n is the period of time in years and RF_k is the radiative forcing of year k in Mg CO₂eq.

Figure 1 shows the progression of the Mg-year score for an emission of one metric ton of CO₂. This ton of CO₂ will have a score of 48 Mg-year, 100 years after being emitted.

Framework

To use the Mg-year as the functional unit, a time frame for the reduction must be chosen. The functional unit is expressed in q Mg-year reduction achieved in z years. The choice of the time frame can have very important impacts on results and must be chosen carefully. For further discussion on choosing the time frame to evaluate carbon mitigating projects see Fearnside (2002).

To calculate the Mg-year reduction, a comparison with a baseline project must be done. Hence, a comparative LCA is first realized for the business-as-usual scenario, i.e. no carbon mitigation project implemented (petroleum transport) and

the carbon mitigating project (biofuel scenarios). This LCA will be based on the functionality they share, the function for which the carbon mitigation project will replace the baseline (km for the biofuel study). These LCAs are referred throughout the text as the 'typical' LCA.

The proposed framework (figure 2) basically adds three steps to the traditional LCA methodology :

After the LCI step of the 'typical' LCA, GHG data is retrieved from the inventory and compiled with the Mg-year method for the time frame studied. This step will yield the Mg-year (or CRF) score for each scenario of the 'typical' LCA. The Mg-year score of the carbon mitigation project and baseline scenarios are compared and a coefficient (Rc) is calculated with equation 5.

$$Rc = q_z / CRF_b + CRF_{cm} \quad (4.5)$$

Where Rc is the reduction coefficient, and CRF_b and CRF_m are the cumulative radiative forcing of the baseline and the carbon mitigation scenarios calculated in the previous step and q_z is the Mg-year reduction of the functional unit achieved in z years. Essentially, Rc corresponds to the quantity of the typical functional unit required for the carbon mitigation project to achieve the desired Mg-year reduction. For the biofuel example, it corresponds to the quantity of km needed for a biofuel scenario replacing a petroleum scenario to achieve the Mg-year reduction. The last step of the methodology is to recalculate the inventory analysis (or impacts) so that it respects the Mg-year reduction functional unit. This is done by removing impacts related to the 'typical' function (usually the baseline scenario) through system expansion and by multiplying with the reduction coefficient. This can be done at the LCI stage or at the impact assessment stage with equation 6 :

$$\begin{bmatrix} I_{m1} \\ \vdots \\ I_{mi} \end{bmatrix} = Rc \begin{bmatrix} I_{cm1} \\ \vdots \\ I_{cmi} \end{bmatrix} - \begin{bmatrix} I_{b1} \\ \vdots \\ I_{bi} \end{bmatrix} \quad (4.6)$$

Where I_{mi} represents the inventory (or impact score) of category i related to the mitigation function, Rc the reduction coefficient, I_{cm} and I_b the impacts generated

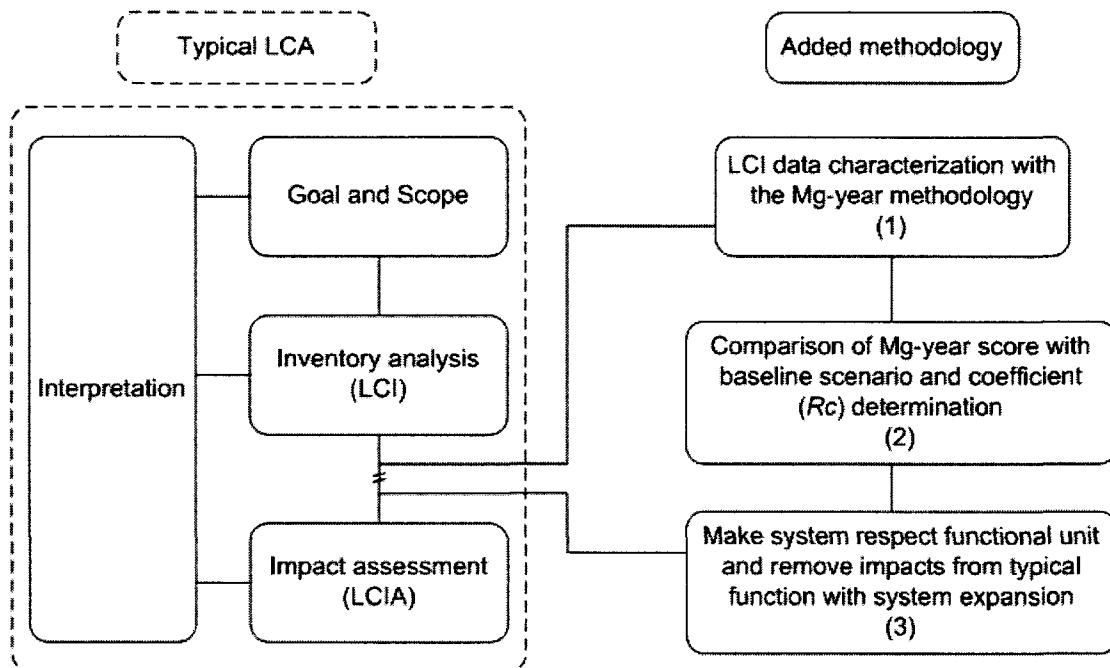


Figure 4.2: LCA Framework for carbon mitigation project analysis (adapted from (ISO 14040 2006))

by the carbon mitigation and the baseline scenarios. An exception can be made for the climate change impact category, where I_m will equal $I_{cm}m$. Therefore, the climate change impact can be seen as an efficiency measure, i.e. the GHG emission necessary to achieve the Mg-year reduction.

Note that some projects like afforestation could be studied without a baseline scenario as the business as usual scenario is the absence of the project. Calculations of the functional unit can be done directly as afforestation would yield a negative CRF.

Case study

Goal and scope

In the following, the presented framework is applied to a biofuel case study. Steps are presented as in a traditional LCA.

The biofuels studied are : maize ethanol produced in the USA, sugar cane ethanol produced in Brazil, and cellulosic ethanol made from willow plantation in the USA. These scenarios were chosen as high-quality data concerning their processes are available. Corn ethanol and sugarcane ethanol represent 89% of the present ethanol production (Renewable Fuels Association 2008). Willow plantation ethanol was included in the study to allow a comparison with a second generation pathway. A petrol Euro3 scenario is used as the baseline scenario.

The system boundary includes cultivation, transportation of feedstock to refinery, the refinery process, transportation to Europe (oceanic tankers), distribution of ethanol and ethanol fuelled vehicle operation. A conventional vehicle operation respecting Euro3 standards is also included in the system boundary to evaluate potential GHG savings from biofuel use. The environmental burdens associated with the vehicle and the road system and its maintenance are not included in the analysis as they are not relevant to this study.

The corn ethanol scenario includes cultivation of maize, including pesticides, herbicides, fertilizers and consequent emissions of N₂O, NH₃ and tractor operation. The corn is transported and transformed in a dry-mill. The data corresponds to the average US context.

The sugarcane pathway is modeled as sugarcane cultivation with 20% mechanical and 80 % manual harvest. The ethanol is produced in fermentation plants (83%) and sugar refineries (17%). Co-products, considered via economic allocation, include electricity from bagasse for the fermentation plant and sugar, bagasse, vinasse and electricity from bagasse from the sugar refinery.

Willow plantations are cultivated in a short-rotation intensive culture. Processes include the chemical product and relevant emissions, cultivation, bailing harvest and storage. Wood is chipped at the cellulosic fermentation plant.

The anhydrous ethanol, transported on transoceanic tankers to Europe, is burned in a flex-fuel vehicle in an E85 blend. The emissions are normalized to match the energy efficiency of a petrol Euro3 engine. IMPACT2002+ was chosen to assess the environmental impacts of both LCA as it gives aggregated end-point categories, including climate change impact. The focus is not on the results themselves but on the effect of using the suggested framework. Results are presented in four damage

categories : Human Health in DALY (Disability Adjusted Life Years), Ecosystem Quality in PDF*m²*yr (Potentially Disappeared Fraction of species integrated over surface area and time), Climate Change in kg CO₂eq, and Resources in MJ primary energy. To characterize the impacts of land-use change the characterization factors related to land transformation of Eco-Indicator99 are integrated into the Ecosystem Quality category of Impact2002+. This is possible as Impact2002+ is partially based on Eco-Indication99 and end-point categories are compatible.

Transportation LCA

In this study, the function is defined as driving a passenger vehicle. The functional unit is driving the light-duty vehicle for 1 km.

Carbon mitigation LCA

Carbon mitigation projects studied have a functional unit of 1 Mg-year reduction compared to a baseline scenario achieved after 50 years. A 50 year time frame is chosen because it is believed that a mitigation project should be beneficial in less than 50 years. Also, the 50 year time horizon acts as a cut-off rule for projects emitting large amounts of GHGs at the project initiation, i.e. projects are required to have a positive effect on cumulative radiative forcing under 50 years to be considered. Most GHG stabilization scenarios proposed by the IPCC assume a GHG emission peak between 2020 and 2060 (IPCC 2007a).

The LUC emissions are integrated in a theoretical approach as a subsequent step. There will be no attempt to evaluate future land displacement with market models and the like. The goal here is to understand the added value of using the Mg-year approach to assess LUC emissions and to evaluate the added environmental impacts when land displacement is included in the analysis. Results concerning payback time will be compared with other studies. The payback time corresponds to the year where the CRF of the biofuel scenario including LUC emissions equals the CRF of the fossil scenario.

Though many land-use changes are possible through indirect allocation (Searching et al. 2008), only emission from direct land displacement are considered. The scenarios studied are replacement of 1) a North American prairie grass land

with maize and willow plantations and 2) a Cerrado land with sugarcane crops. These choices are considered having a higher probability (Fargione et al. 2008).

Life cycle inventory

The life cycle inventory of the previously described scenarios is computed with data mostly taken from the Ecoinvent 2.0 database. Willow plantation process is taken from the BtL study (Jungbluth et al. 2008) and tailpipe emissions of E85 combustion from Graham and al.(2008). Co-products were allocated economically. Simapro 7.1 was used for the LCI modeling.

There are considerable uncertainties concerning the evaluation of LUC emissions because of the heterogeneity of biomass, different means of land clearing and uncertainty in burning efficiency. Corresponding data was collected in literature (Fearnside 1997; Piñeiro et al. 2009) and represent average emissions for average Cerrado and American grassland. LUC activities will emit large amounts of emissions during the clearing year but will also emit during following years through biomass decay. Because of lack of data and high uncertainty, GHG released from LUC are considered as totally emitted in the first year. Also, all emissions caused by LUC are attributed to the biofuel scenario, i.e. no allocation is done.

4.2.4 Results and Discussion

GHG inventory in Lashof (1)

The GHG related emissions of the biofuel pathways and the petrol pathway are compiled with the Lashof method for 1 km driven each year, for 50 years. For example, the GHG inventory from the LCI of the maize scenario and corresponding CRF are presented in table 1. These four gases were chosen as they represent 99.8% of a 100 year GWP score. Figure 3a) shows the progression of the Mg-year score of the studied scenario. As time advances, the Mg-year score increases faster because anterior emissions accumulate radiative forcing.

Coefficient determination (2)

With the Mg-year score calculated for the petroleum and the biofuel scenarios,

Tableau 4.1: LCI of GHGs and CRF for 1 km driven using maize-based E85

GHG	CO ₂	CO	CH ₄	N ₂ O	CRF (Mg-year)
g emitted	166	0.199	0.241	0.186	0.627

it is possible to calculate the reduction coefficient (Rc). The Rc value for the maize scenario is 125, meaning that replacing 125 km of fossil transport with corn-based E85 fuelled transport each year for 50 years will avoid 1 Mg-year of radiative forcing. The Rc values for sugarcane and willow plantation scenarios are 7.4 and 13, respectively.

Functional unit and system expansion (3)

Biofuels are viewed as a multi output product delivering a transportation function and a carbon mitigation function. To isolate the impacts of the mitigation function of the biofuel from the transportation function, impacts from the baseline scenario (petrol Euro3) are subtracted, considering that all biofuel products will replace equivalent amount of petrol. This hypothesis neglects the fact that the introduction of biofuel in the market could result in an increase of fuel demand, thus invalidating the total fuel replacement hypothesis.

LCIA

Results, relative to each category's highest impact, are shown in figure 4 for the typical transport LCA (a) and the carbon mitigation LCA (b). For the typical LCA, all three biofuel pathways have lower impact in climate change than the fossil scenario with scores of 82%, 31% and 55% for corn, sugarcane and willow scenarios, respectively. IMPACT2002+ uses the 500 year GWP. When using the Mg-year accounting for a 50 year project (fig 3a), the reductions correspond to 96%, 31% and 60% of the Mg-year accumulated by the fossil scenario. These higher results are caused by the different weight attributed to N₂O emissions. The Lashof method is equivalent to attributing a GWP of 50 years for the first year emissions, a 49 year GWP for the second year emissions and so on. Hence, the GWP mean time frame for N₂O emissions will be shorter than 50 years. The instant radiative efficiency of

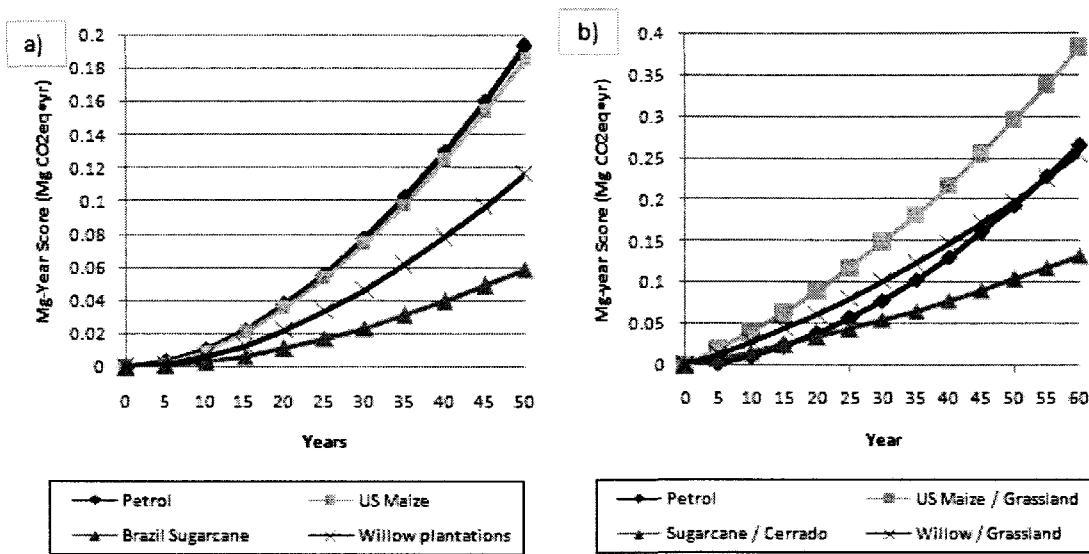


Figure 4.3: a) Mg-year score of studied biofuels for 1 km driven each year, for 50 years and b) Mg-year score of studied biofuel for 1 km driven each year, for 50 years, including LUC emissions.

N₂O is 216 times higher than CO₂ and decaying is relatively slow (half-life of 114 years) while the 500-year GWP has a value of 156 for N₂O.

The results of figure 4a) are similar to those of a previously published study (Zah et al. 2007) as they mostly use the same inventory data. The high impact of the sugarcane scenario for human health is caused by the use of pesticides/herbicides such as arsenic and Aldrin. The negative score of willow plantation in Ecosystem quality comes from the phytoremediation properties of this crop. For the carbon mitigation LCA, the Human health impact is dominated by sugarcane ethanol, as in the typical LCA, but the Ecosystem quality is now dominated by the corn ethanol pathway. It is impossible to determine the best scenario as no biofuel is best in all categories.

The resource utilization category is negative for all biofuel pathways lead by corn ethanol because it is the scenario that would displace the most km of fossil based transport. The climate change category, representing direct emissions, is dominated by the corn ethanol scenario, once again because of its high km needed to fulfil the functional unit.

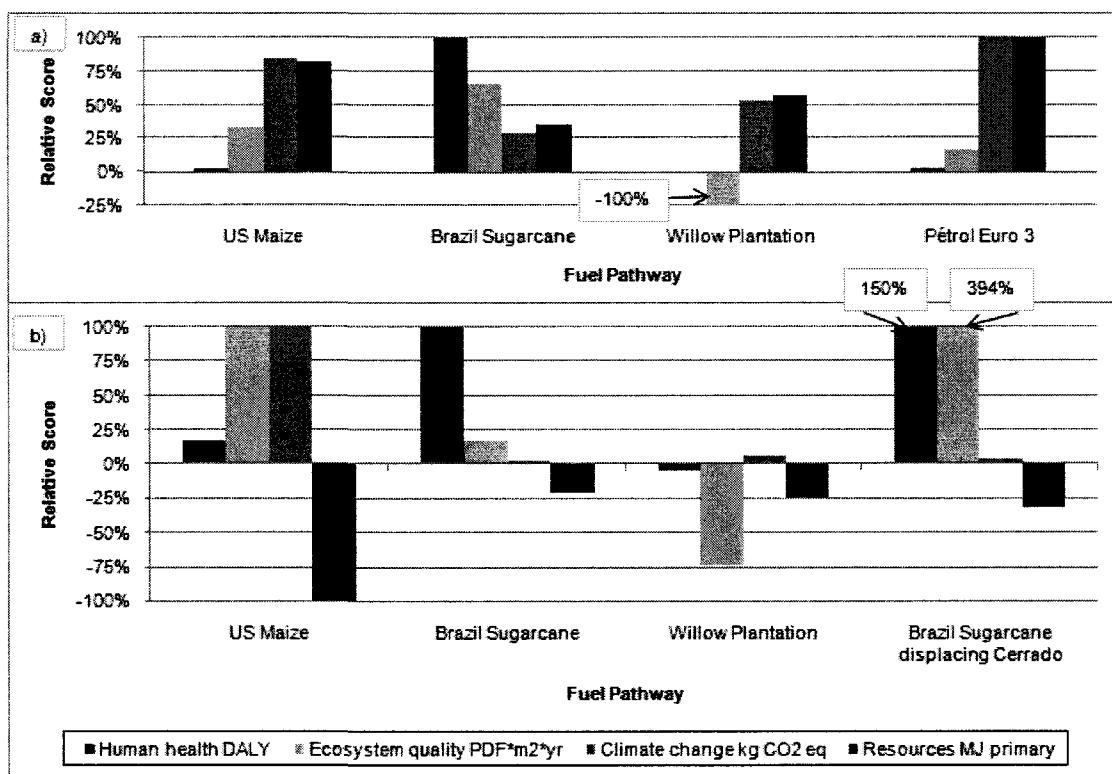


Figure 4.4: End-point damage from a) transportation b) and carbon mitigation point of view of biofuel, baseline and biofuel including LUC emission.

The choice of the baseline scenario and the consequent efficiency at reducing carbon emissions of the biofuel pathway are critical factors having high impact on the carbon mitigation LCA results. For the system expansion step, a high R_c is advantageous when the impacts of the studied scenario are lower than the baseline scenario, but disadvantageous when impacts are higher. Comparing e.g. the Brazil sugarcane pathway and the US maize pathway demonstrates this. The first has a high carbon reducing efficiency, thus a low R_c , while the opposite is true for the second. Both pathways have a higher impact than the petrol scenario in Ecosystem Quality and a lower impact in Resource Utilization. The low R_c of the Brazil sugarcane scenario is advantageous in the Ecosystem Quality category as it brings this impact from worse than US maize in the transport LCA to better than maize in the carbon mitigation LCA. The opposite is true in the Resource Utilization, where the high R_c of US maize makes the worst scenario of this impact category become the best. However, as in this study, the Resource Utilization category is mainly related to fossil energy, hence to GHG emissions, it is possible to say that the US maize scenario needs to avoid high amounts of energy use to achieve the 1 Mg-year reduction. The negative results of the carbon mitigation LCA do not always guarantee an environmental gain. Thus, special care must be taken when choosing a baseline scenario and analysing the impacts.

The approach taken to assess the climate change impact can be called dynamic because it accounts for emissions year by year and therefore gives the impact on a yearly basis for climate change and GHG. To have the best evaluation possible, one could address a certain time of emission for all GHGs like those occurring from infrastructure building. Unfortunately, present databases do not easily allow for this kind of inventory.

Land-use change emission

Inventory results indicate that 0.29, 0.18 and 0.21 m² of cultivated land are necessary to fulfil the 1 km function of the maize, sugarcane and willow plantations scenarios, respectively. Mg-year scores representing the 50 year CRF generated by the LUC emission of one hectare of converted land are presented in table 2. The tropical forest impact is presented for comparison purposes only.

Tableau 4.2: Mg-year score of different types of LUC emissions

Land type	Tropical Forest	Cerrado	American Grassland
Mg-year/ha	21379	2460	3772

When including LUC emissions, the Mg-year score will be greatly affected as the GHG emitted in the first year will accumulate important radiative forcing. As figure 3b) shows, only the Brazil sugarcane scenario can be considered in the carbon mitigation LCA as it is the only one achieving a lower CRF than the baseline project in less than 50 years. Life cycle impact assessments of the sugarcane scenario as a carbon mitigation project including impact from Cerrado land transformation are presented in figure 4. The important difference with the scenario excluding land-use change is the reduction coefficient (R_c) that is now 11.2 instead of 7.4. This means that 50% more km need to be driven every year to achieve the 1 Mg-year reduction. Furthermore, the ecological impact originating from the land transformation is high representing 91% of the Ecosystem Quality category. This is due to a high biodiversity value of the Cerrado and a low value for the cultivated land.

Payback times are equal to 332, 19 and 55 years for the maize, sugarcane and willow plantation scenarios, respectively. When using the Lashof methodology to calculate the payback time of a given project, the results are significantly higher than other studies (Fearnside 1997; Piñeiro et al. 2009). This is caused by the fact that LUC emissions accumulate radiative forcing at the beginning of the studied time frame while other studies including LUC emissions consider emissions made at the beginning of the study equivalent to those emitted near the end. For example Fargione (2008) calculated a payback time of 93 years for the maize ethanol displacing prairie grass, while using the Lashof method payback time is 332 years.

Including LUC emission in biofuel LCA has always been a challenge because the emissions were amortized over a subjective time frame. When investigating biofuel environmental impacts from a carbon mitigation perspective, the LUC emissions are integrated in the functional unit.

4.2.5 Conclusions

As more and more carbon mitigation projects are initiated, a holistic methodology such as LCA is necessary to help decision makers compare available options. A novel framework was successfully applied to a biofuel case study which shows that the proposed framework enables the comparison of different carbon mitigation projects by comparing them on a cumulative radiative forcing reduction basis through Mg-year accounting. The advantage of using the Mg-year methodology is the temporal characterization that weighs differently GHG emissions made now from those emitted in the future.

Limitations of the framework are closely related to the quality of the data used. For Mg-year scores, uncertainty comes from the data concerning GHG decay and subsequent formulas that will inevitably vary in the future as atmospheric carbon concentration rises. Further uncertainties also arise from modeling technology for long periods of time as efficiency of studied process will accrue.

We believe the framework can assess any kind of projects as they can all be characterized with Mg-year accounting. Future research should aim at broadening the use of the framework to other types of carbon mitigation projects to verify its applicability. Work should also be done to enlarge inventory data of carbon mitigation project. The modelling of biotic sequestration needs more development. For example, one would need to characterize benefits of transforming a cropped land to a forest or to assess environmental consequences of ocean fertilization for algae growth.

Acknowledgement We would like to thank industrial partners of the International Chair in LCA for their support.

Bibliographie

- Association, R. F. (2008). World fuel ethanol production.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., and Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, **319**(5867), 1235–1238.

- Fearnside, P. M. (1997). Greenhouse gases from deforestation in brazilian amazonia : Net committed emissions. *Climatic Change*, **35**(3), 321–360. 10.1023/A :1005336724350.
- Fearnside, P. M. (2000). Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming : Plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy*, **18**(6), 457–468. doi : DOI : 10.1016/S0961-9534(00)00003-9.
- Fearnside, P. M. (2002). Why a 100-year time horizon should be used for globalwarming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **7**(1), 19–30. 10.1023/A :1015885027530.
- Fearnside, P. M., Lashof, D. A., and Moura-Costa, P. (2000). Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **5**(3), 239–270. 10.1023/A :1009625122628.
- Fu, G., Chan, A., and Minns, D. (2003). Life cycle assessment of bio-ethanol derived from cellulose. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **8**(3), 137–141.
- Graham, L. A., Belisle, S. L., and Baas, C.-L. (2008). Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and e85. *Atmospheric Environment*, **42**(19), 4498–4516.
- Hsien H. Khoo, R. B. H. T. (2006). Life cycle evaluation of co2 recovery and mineral sequestration alternatives. *Environmental Progress*, **25**(3), 208–217. 10.1002/ep.10139.
- IPCC (2000). Land use, land-use change and forestry. Technical report, Cambridge University.
- IPCC (2007a). Climate change 2007 : Synthesis report. Technical report.
- IPCC, W. G. I. (2007b). Climate change 2007 : The physical science basis. Technical report.

- ISO 14040 (2006). Environmental management - life cycle assessment - principles and framework.
- ISO 14044 (2006). Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines.
- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., Gerber, S., and Hasselmann, K. (2001). Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the intergovernmental panel on climate change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochem. Cycles*, **15**. 10.1029/2000GB001375.
- Jungbluth, N., BUsser, S., Frischknecht, R., and Tuchschmid, M. (2008). Life cycle assessment of biomass-to-liquid fuels.
- Khoo, H. H. and Tan, R. B. H. (2006). Life cycle investigation of co2 recovery and sequestration. *Environmental Science & Technology*, **40**(12), 4016–4024. 0013-936x.
- Kim, S. and Dale, B. (2006). Ethanol fuels : E10 or e85 âe“ life cycle perspectives. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(2), 117–121.
- Kirschbaum, M. U. F. (2003). To sink or burn ? a discussion of the potential contributions of forests to greenhouse gas balances through storing carbon or providing biofuels. *Biomass and Bioenergy*, **24**(4-5), 297–310.
- Korhonen, R., Pingoud, K., Savolainen, I., and Matthews, R. (2002). The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environmental Science & Policy*, **5**(6), 429–441. doi : DOI : 10.1016/S1462-9011(02)00091-6.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, **363**(1492), 815–830. 10.1098/rstb.2007.2185.
- Moura Costa, P. and Wilson, C. (2000). An equivalence factor between co2 avoidedemissions and sequestration âe“ description andapplications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **5**(1), 51–60. 10.1023/A :1009697625521.

- Pielmiero, G., Jobbágy, E. G., Baker, J., Murray, B. C., and Jackson, R. B. (2009). Set-asides can be better climate investment than corn ethanol. *Ecological Applications*, **19**(2), 277–282.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., and Yu, T.-H. (2008). Use of u.s. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, **319**(5867), 1238–1240.
- Sheehan, J., Aden, A., Paustian, K., Killian, K., Brenner, J., Walsh, M., and Nelson, R. (2003). Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol. *Journal of Industrial Ecology*, **7**(3-4), 117–146. Document disponible en pdf seulement.
- Zah, R., Böni, H., Gauch, M., Hischier, R., Lehmann, M., and Wäger, P. (2007). Life cycle assessment of energy products : Environmental assessment of biofuels. Technical report, Empa Technology and Society Lab.

CHAPITRE 5

DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce chapitre propose une discussion des différents objectifs du mémoire tout en faisant des liens avec la littérature. La discussion est suivie d'une réflexion plus théorique sur le fait de considérer l'atténuation des changements climatiques comme une fonction.

5.1 Méthodologie de caractérisation des GES

Le choix de la méthode de caractérisation des gaz à effet de serre Lashof est un compromis entre l'utilisation des PRC, simple et facile à appliquer et les modèles d'évolution du climat, comprenant une incertitude très élevé. Korhonen et al. (2002) prônent l'utilisation de modèles suivant l'évolution directe de la concentration de CO₂ atmosphérique. Ainsi il serait possible de calculer le forçage radiatif instantané et cumulatif en même temps. Toutefois, dans le cas présent, l'utilisation d'un modèle atmosphérique complique le choix d'une base de comparaison simple entre les différents projets d'atténuation des changements climatiques. Il est impossible de choisir une méthode de caractérisation des gaz à effet de serre universelle, car le choix avantagera toujours un type de projet ou un autre. Par exemple, la méthodologie Lashof développée par Fearnside et al. (2000) indique que la séquestration temporaire est une avenue intéressante pour la lutte aux changements climatiques. Les développeurs de cette méthode travaillent principalement au Brésil, pays qui pourrait bénéficier de crédits attribués à la croissance de la végétation. Kirschbaum (2003) développe une méthode basée sur l'évolution de la concentration du carbone dans l'atmosphère. Avec cette méthode, la séquestration temporaire s'avère être contre-productive en ce qui concerne la lutte contre les changements climatiques. Ainsi, le choix de la méthode doit se faire selon les besoins de chaque cas. Pour le cas de l'analyse du cycle de vie, la méthodologie Lashof est tout à fait appropriée parce qu'elle permet de ramener l'impact à un chiffre, tout comme les autres impacts étudiés.

5.2 Analyse du cycle de vie des biocarburants

Comme l'utilisation de l'ACV est peu répandue dans les analyses de carburants, cette étude permet de faire ressortir les points chauds et d'analyser les impacts à l'aide de méthode d'évaluation des impacts reconnus. Comme le suggèrent Delluchi et al. (2005) l'analyse de carburant doit élargir son analyse et s'inspirer des normes de l'ACV.

La réalisation de l'étude a aussi permis de mettre en évidence le large éventail des possibilités dans les biocarburants. Comme le démontrent von Blottnitz et al. (2007), il existe plusieurs technologies de transformations au stade commercial et encore plus en stade de développement, le tout couplé à la diversité des cultures et des milieux de culture. Il devient donc compliqué de déterminer les impacts générés par les différents procédés inclus dans le cycle de vie des biocarburants. L'abondance d'études sur le cycle de vie des biocarburants et les résultats dispersés sur un large éventail le confirment (Reinhart, 2004). L'établissement de bases de données régionalisées prend tout son sens pour l'analyse des biocarburants.

5.3 Méthode ACV pour les projets d'atténuation des changements climatiques

L'utilisation de l'ACV permettra aussi d'améliorer les analyses de projets de réduction des émissions des gaz à effet de serre. Comme le mentionnent Fearnside et al. (2000), au-delà du potentiel d'atténuation des changements climatique, il faudra inclure d'autres critères aux analyses, comme les effets sur la biodiversité et la pollution en général. La méthodologie proposée dans l'article s'inscrit dans cet ordre d'idées. Son utilisation par des décideurs permettra d'orienter des politiques visant l'atténuation des changements climatiques en permettant de prioriser les projets ayant le moins d'impacts sur l'environnement.

5.4 Réflexion sur la fonction d'atténuation des changements climatiques

Jusqu'à présent, la littérature ACV s'intéressant aux projets d'atténuation des changements climatiques se concentre principalement sur les bénéfices potentiels de ces projets par rapport à un scénario de base. Toutefois, la fonction à l'étude n'est jamais l'atténuation des changements climatiques, mais bien une fonction utilitaire, comme la production d'électricité, l'éclairage ou la propulsion d'une voiture.

L'atténuation des changements climatiques ou la réduction des GES est de plus en plus souhaitée et devient peu à peu un objectif en soi. Par exemple, on remarque l'apparition d'un marché de crédits de carbone volontaire, c'est-à-dire des compagnies plantant des arbres ou effectuant des projets d'efficacité énergétique qui vendent les droits sur les émissions de GES évités par ces actions. Un autre exemple est l'implantation de systèmes de captation de CO₂ sur des centrales électriques thermiques. Ces systèmes ont pour seul but la réduction d'émissions de GES.

Dans le cas des biocarburants et des mesures d'efficacité énergétique, la réduction des émissions de GES est un objectif prenant plus ou moins d'importance, selon le cas. Les gouvernements promeuvent l'adoption des biocarburants pour la réduction des GES, mais aussi pour des questions d'indépendance énergétique et de protectionnisme agricole. Les projets d'efficacité énergétique sont, quant à eux, économiquement viables. Leur potentiel de réduction de GES n'est donc pas la principale raison de leur réalisation.

Le plus grand témoin du fait que la réduction de GES est une fonction recherchée en soi est l'établissement d'un marché international du carbone régi par un traité international. Des crédits de carbone seront transigés dans des bourses à travers le monde. Ainsi, avec ces considérations, il est possible d'affirmer que l'atténuation des changements climatiques peut être considérée comme une fonction primaire en ACV. De ce fait, les différents projets d'atténuation des changements climatiques seront considérés comme des processus multifonctionnels, c'est-à-dire, réalisant leur fonction propre et une réduction des émissions de GES.

Pour départager les impacts environnementaux entre les deux fonctions d'un projet, plusieurs méthodes d'imputation sont possibles (massique, énergétique, éco-

nomique, expansion des frontières). Toutefois, le très large spectre des fonctions des projets d'atténuation (transport, énergie, éclairage, etc.) couplé à l'atténuation des changements climatiques empêchent l'utilisation de méthode d'imputation massive ou énergétique. L'imputation économique est possible parce que l'atténuation des changements climatiques ainsi que la fonction utilitaire ont une valeur monétaire. Toutefois, le fait que le marché des crédits de carbone est encore à ses débuts et que les différents projets sont dans des contextes économiques très différents, l'utilisation de cette méthode peut donner des résultats très discutables.

La méthode d'expansion des frontières permet d'isoler les impacts causés par la fonction d'atténuation des changements climatiques, peu importe le contexte. De plus, comme l'atténuation des changements climatiques est établie à partir d'un scénario de base, ce scénario pourra être utilisé comme scénario de compensation.

Il est possible d'entrevoir, dans le futur, des projets d'atténuation des changements climatiques qui ne seront pas des processus multifonctionnels, c'est-à-dire que leur but principal sera l'atténuation des changements climatiques. On peut penser à des projets de reboisement ou des projets d'usines de transformation de carbone en calcaire. Ces projets seraient exclusivement dédiés à la diminution de la concentration de CO₂ dans l'atmosphère.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal du projet de maîtrise était de formuler une méthode ACV permettant une comparaison de différents projets de réduction de gaz à effet de serre en fonction de leur propriété à atténuer les changements climatiques. La méthodologie proposée permet de réaliser cet objectif. Elle doit toutefois faire l'objet de critiques et d'approbations du milieu scientifique.

Dans un premier temps, différents modèles de caractérisation des émissions de GES ont été comparés afin de déterminer celui qui sera utilisé comme base de comparaison. La méthode Lashof a été retenue pour son accessibilité et sa capacité à permettre la comparaison de projets de séquestration de GES et les projets de réduction d'émissions de GES. De cette première étape, les recommandations suivantes sont tirées :

- Continuer l'amélioration des modèles de caractérisation et de comptabilisation des GES. Le développement d'une méthodologie axée sur l'évolution de la concentration de carbone permettrait une meilleure comparaison entre les différents projets d'atténuation des changements climatiques.
- L'élaboration d'un consensus sur l'horizon temporel en ce qui a trait à la comptabilisation des GES. Cet horizon devra correspondre au point culminant de la lutte contre l'augmentation des émissions des GES et permettra une comptabilisation homogène des différents projets d'atténuation des changements climatiques.

Dans un deuxième temps, une analyse de cycle de vie a été réalisée avec quatre types de carburants, soit l'éthanol maïs, l'éthanol canne à sucre, l'éthanol de saule et le pétrole. Les résultats de cette ACV démontrent que l'utilisation de biocarburants a le potentiel de diminuer les émissions de GES durant le cycle de vie de leur utilisation. Toutefois, l'utilisation de biocarburants a le potentiel de générer plus d'impact que l'utilisation de pétrole en ce qui a trait à la santé humaine et la qualité des écosystèmes. Une recommandation est tirée de l'analyse du cycle de vie des biocarburants.

- Malgré l'existence d'une bonne base de données sur les biocarburants, l'inventaire des différentes filières biocarburants doit être approfondi entre autres au niveau de la régionalisation et des nouvelles technologies. Présentement, les bases de données n'ont que des données partielles sur les biocarburants de 2^e génération, lesquels seront pourtant produits de façon industrielle dans les 5 prochaines années.

Dans un troisième temps, une méthodologie ACV permettant la comparaison de différents projets d'atténuation des GES a été proposée dans un article soumis au Journal of Industrial Ecology. Cette méthodologie utilise la comptabilisation Lashof des GES qui permet une caractérisation de tous les types de projets d'atténuation des GES grâce à son aspect dynamique. Cette méthodologie a été appliquée sur les résultats de l'ACV des biocarburants. Ceci a permis de comparer l'utilisation de différents biocarburants en fonction de leur potentiel d'atténuation des changements climatiques. L'utilisation de la méthode Lashof permet aussi d'intégrer les émissions de GES dues au changement de l'affectation d'une terre à même l'unité fonctionnelle. Habituellement, l'ACV intègre ces émissions en les ajoutant au bilan total avec un amortissement subjectif. Aussi, le calcul de la période d'amortissement, c'est-à-dire le temps nécessaire pour qu'un scénario biocarburant ait moins d'impacts sur les changements climatiques que le statut quo, lorsque calculé avec la méthodologie Lashof, permet un calcul plus représentatif de la situation et donne des résultats plus élevés que ceux de la littérature. De cette étape, deux recommandations sont faites :

- Afin de mieux caractériser les projets d'atténuation des changements climatiques, le développement d'un inventaire dynamique doit être réalisé. Ceci permettra de mieux saisir et de mieux caractériser l'effet réel d'un projet d'atténuation, et ainsi de le rendre plus efficace.
- La méthodologie développée devrait être intégrée à tout processus de décision dans l'élaboration d'une lutte aux changements climatiques afin d'éviter l'apparition de nouvelles problématiques environnementales. Aussi, la méthodologie doit être utilisée et testée sur d'autres types de projets d'atténuation

des changements climatiques afin de vérifier ses limites et d'obtenir une amélioration potentielle.

Suite à ces remarques, il est possible de valider l'hypothèse de recherche, soit : l'utilisation de la méthode Lashof comme base de comparaison permet de comparer différents projets d'atténuation des GES à l'aide de l'ACV. Enfin, ce projet s'inscrit dans une démarche visant une solution positive à la problématique des changements climatiques, mais pour ce faire, de nombreux outils et efforts seront nécessaires afin de résoudre cette immense problématique.

Bibliographie

- Association, R. F. (2008). World fuel ethanol production. <http://www.ethanolrfa.org/industry/statistics/>.
- Baitz, M., Binder, M., Degen, W., Deimling, S., Krinke, S., and Rudloff, M. (2004). Comparative life-cycle assessment of sundiesel (choren process) and conventional diesel fuel. Technical report, PE Europe GmbH.
- Canada, A. and Agrifood (2005). Biodiesel overview.
- Delucchi, M. A. (2006). Lifecycle analyses of biofuels (draft report). Technical report, Institut of Transportations Studies - University of California.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., and Hawthorne, P. (2008). Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science*, **319**(5867), 1235–1238.
- Fearnside, P. M. (1997). Greenhouse gases from deforestation in brazilian amazonia : Net committed emissions. *Climatic Change*, **35**(3), 321–360. 10.1023/A:1005336724350.
- Fearnside, P. M. (2000). Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming : Plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy*, **18**(6), 457–468. doi : DOI : 10.1016/S0961-9534(00)00003-9.
- Fearnside, P. M. (2002). Why a 100-year time horizon should be used for globalwarming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **7**(1), 19–30. 10.1023/A:1015885027530.
- Fearnside, P. M., Lashof, D. A., and Moura-Costa, P. (2000). Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **5**(3), 239–270. 10.1023/A:1009625122628.
- Frischknecht, R. and Jungbluth, N. (2007). Implementation of life cycle impact assessment methods. Technical Report no.3, <http://www.ethanolrfa.org/industry/statistics/>.

- Fu, G., Chan, A., and Minns, D. (2003). Life cycle assessment of bio-ethanol derived from cellulose. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **8**(3), 137–141.
- Graham, L. A., Belisle, S. L., and Baas, C.-L. (2008). Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and e85. *Atmospheric Environment*, **42**(19), 4498–4516.
- Hsien H. Khoo, R. B. H. T. (2006). Life cycle evaluation of co2 recovery and mineral sequestration alternatives. *Environmental Progress*, **25**(3), 208–217. 10.1002/ep.10139.
- IEA (2004). 2004 energy balances for world.
- IEA (2007). Potential contribution of bioenergy to the world's future energy demand. Technical report, IEA.
- IPCC (2000). Land use, land-use change and forestry. Technical report, Cambridge University.
- IPCC (2007a). Climate change 2007 : Synthesis report. Technical report, IPCC.
- IPCC, W. G. I. (2007b). Climate change 2007 : The physical science basis. Technical report, IPCC.
- ISO 14040 (2006). Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. Technical report, Internation Standard.
- ISO 14044 (2006). Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines. Technical report, Internation Standard.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., and Rosenbaum, R. (2003). Impact 2002+ : A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **8**(6), 324–330. 10.1007/BF02978505.
- Jolliet, O., Saasé, M., and Crettaz, P. (2005). *Analyse du cycle de vie Comprendre et réaliser un écobilan*. Gérer l'environnement. Lausanne.

- Joos, F., Prentice, I. C., Sitch, S., Meyer, R., Hooss, G., Plattner, G.-K., Gerber, S., and Hasselmann, K. (2001). Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the intergovernmental panel on climate change (IPCC) emission scenarios. *Global Biogeochem. Cycles*, **15**. 10.1029/2000GB001375.
- Jungbluth, N., Busser, S., Frischknecht, R., and Tuchschen, M. (2008). Life cycle assessment of biomass-to-liquid fuels.
- Khoo, H. H. and Tan, R. B. H. (2006). Life cycle investigation of co2 recovery and sequestration. *Environmental Science & Technology*, **40**(12), 4016–4024. 0013-936x.
- Kim, S. and Dale, B. (2006). Ethanol fuels : E10 or e85 âe“ life cycle perspectives. *International Journal of Life Cycle Assessment*, **11**(2), 117–121.
- Kirschbaum, M. U. F. (2003). To sink or burn ? a discussion of the potential contributions of forests to greenhouse gas balances through storing carbon or providing biofuels. *Biomass and Bioenergy*, **24**(4-5), 297–310.
- Korhonen, R., Pingoud, K., Savolainen, I., and Matthews, R. (2002). The role of carbon sequestration and the tonne-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environmental Science & Policy*, **5**(6), 429–441. doi : DOI : 10.1016/S1462-9011(02)00091-6.
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B : Biological Sciences*, **363**(1492), 815–830. 10.1098/rstb.2007.2185.
- Levelton (2000). Assessment of net emissions of greenhouse gases from ethanol-blended gasolines in canada : Lignocellulosic feedstocks. Technical report, Agriculture and Agri-Food Canada.
- Moura Costa, P. and Wilson, C. (2000). An equivalence factor between co2 avoidedemissions and sequestration âe“ description andapplications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **5**(1), 51–60. 10.1023/A :1009697625521.

- Pineiro, G., Jobbàgy, E. G., Baker, J., Murray, B. C., and Jackson, R. B. (2009). Set-asides can be better climate investment than corn ethanol. *Ecological Applications*, **19**(2), 277–282.
- Reinhart, M. Q. S. O. G. M. P. G. A. (2004). Co2 mitigation through biofuels in the transport sector. Technical report, Institute for Energy and Environmental Research.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., and Yu, T.-H. (2008). Use of u.s. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, **319**(5867), 1238–1240.
- Sheehan, J., Aden, A., Paustian, K., Killian, K., Brenner, J., Walsh, M., and Nelson, R. (2003). Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol. *Journal of Industrial Ecology*, **7**(3-4), 117–146. Document disponible en pdf seulement.
- Tuchschmid, M. S. C. B. R. D. M. (2007). Transport services. Technical Report ecoinvent report No.14, Paul Scherrer Institut ESU-services Ltd.,
- von Blottnitz, H. and Curran, M. A. (2007). A review of assessments conducted on bio-ethanol as a transportation fuel from a net energy, greenhouse gas, and environmental life cycle perspective. *Journal of Cleaner Production*, **15**(7), 607–619.
- Wang, M., Wu, M., and Huo, H. (2006). Fuel-cycle assessment of selected bioethanol production pathways in the united states. Technical report, Argonne Lab.
- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N., Verardo, D. J., and Dokken, D. J. (2000). Ipcc special report on land use, land-use change and forestry. Technical report.
- Wu, M., Wu, Y., and Wang, M. (2006). Energy and emission benefits of alternative transportation liquid fuels derived from switchgrass : A fuel life cycle assessment. *Biotechnol. Prog.*, **22**(4), 1012–1024.

Zah, R., Böni, H., Gauch, M., Hischier, R., Lehmann, M., and Wäger, P. (2007). Life cycle assessment of energy products : Environmental assessment of biofuels. Technical report, Empa Technology and Society Lab.

ANNEXE I

Analyse du cycle de vie des biocarburants

Dans cette annexe est présentée les procédés utilisés lors de la réalisation de l'analyse du cycle de vie des différents carburants

I.1 Scénario pétrole Euro3

Le scénario pétrole Euro3 a été directement pris dans la base de donnée Ecoinvent 2.0, sous *Operation, passenger car, petrol, EURO3/CH U* avec une fonction de 1 km.

I.2 Scénarios biocarburants

Les informations concernant le cycle de vie des scénarios biocarburants sont principalement pris dans la base de donnée Ecoinvent 2.0. à l'exception du procédé de combustion et du procédé de croissance du saule. Pour les scénarios maïs et cane à sucre, les procédés *Ethanol, 99.7% in H₂O, from biomass, production US, at service station/CH U* et *Ethanol, 99.7% in H₂O, from biomass, production BR, at service station/CH U* ont été utilisés tel quel afin de modéliser la croissance de la biomasse, la transformation en éthanol ainsi que les transports.

Pour le scénario éthanol de saule, les informations sur la croissance de la biomasse ont été prises du projet BtL, développé par EsuServices. Le tableau I.1 présente dans le détail, les flux élémentaires et intermédiaires de la croissance du saule. Le tableau I.2 présente l'étape d'entreposage de la biomasse. La chaîne de procédé de fabrication d'éthanol à partir de bois forestier (*Ethanol, 95% in H₂O, from wood, at distillery/kg/CH U*) présent dans Ecoinvent a été utilisé pour modéliser la transformation de la matière ligneuse en éthanol. Le transport en Europe jusqu'à la station service est copié du scénario éthanol maïs.

I.2.1 Combustion du E85

Le procédé de combustion de E85 n'est pas présent dans les bases de données ACV et aucune ACV standard n'analyse la combustion de E85 avec des données de combustion réelle. Le tableau I.3 présente les flux élémentaires et intermédiaires du procédé de combustion utilisé. Ce procédé a été réalisé à partir d'une étude en laboratoire analysant les émissions d'une voiture fonctionnant avec du E85 (Graham et al. 2008). Cette étude analyse différentes voitures possédant un moteur de type flex-fuel, dont une Chrysler Seebring, qui sert de modèle à l'élaboration du procédé. La consommation de la Seebring équivaut à 3.2MJ/kg. Afin de faire correspondre l'efficacité des moteurs entre les scénarios pétrole et biocarburant, les émissions dû à la combustion sont normalisé pour 2.6MJ/kg. Les émissions dues à l'abrasion des pneus sont équivalentes à celle du procédé *Operation, passenger car, petrol, EURO3/CH U.*

Tableau I.1: Détails du procédé de croissance du saule

Comment	<p>Included processes: The inventory includes the processes of soil cultivation, sowing, weed control, fertilisation, pest and pathogen control, harvest and baling. Machine infrastructure and a shed for machine sheltering is included. Inputs of fertilisers, pesticides and planting stocks as well as their transports to the farm are considered. The direct emissions on the field are also included. The system boundary is the field.</p> <p>Remark: Inventory refers to the production of 1 kg dry matter short rotation wood (willow-salix in Poland and Sweden, salix-poplar in Greece) bundles.; Geography: Refers to an average production in Europe. Calculation based on inventory data for SE, PL, DE and GR. Production shares based on expert guess. Technology: Expert guess data for agricultural and harvesting technology in 2020</p>			
	Compartiment	Quantité	Unité	Commentaire
Products				
bundles, short-rotation wood, scenario 1, at field/yield 16t		1	Kg	
Resources				
Carbon dioxide, in air	in air	1.7607	kg	(3,4,1,1,1,5); carbon uptake of plants
Energy, gross calorific value, in biomass	biotic	18.8	MJ	(3,4,1,1,1,5); energy content of harvested product
Water, rain	in water	0.65306	m3	(3,4,1,1,1,5); average rainfall in the region during the plantation
Water, river	in water	0.066032	m3	(4,4,1,1,1,5); water used for irrigation
Occupation, forest, intensive, short-cycle	land	0.63953	m2a	(3,4,1,1,1,5); land use
Transformation, from pasture and meadow, extensive	land	0.029069	m2	(3,4,1,1,1,5); transformation of set aside land
Transformation, to forest, intensive, short-cycle	land	0.029069	m2	(3,4,1,1,1,5); land use

Materials/fuels			
Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	0.0034976	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Ammonium sulphate, as N, at regional storehouse/RER U	0.00026904	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Calcium ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U	0.0017488	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Diammonium phosphate, as N, at regional storehouse/RER U	0.00041271	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Urea, as N, at regional storehouse/RER U	0.0012107	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Potassium chloride, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U	0.0053199	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Potassium sulphate, as K ₂ O, at regional storehouse/RER U	0.00033957	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Lime, from carbonation, at regional storehouse/CH U	0.0038747	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Diammonium phosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U	0.0010547	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Single superphosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U	0.000075336	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Thomas meal, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U	0.00018834	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Triple superphosphate, as P ₂ O ₅ , at regional storehouse/RER U	0.0015444	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
Phosphate rock, as P ₂ O ₅ , beneficiated, dry, at plant/MA U	0.00090403	kg	(4,4,1,1,1,5); application of fertilizer and average consumption
planting stocks, short-rotation wood, at field/RER U	0.079941	p	(4,4,1,1,1,5); establishment of the plantation

Dinitroaniline-compounds, at regional storehouse/RER U		1.7469E-07	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Diphenylether-compounds, at regional storehouse/RER U		1.3069E-06	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Nitrile-compounds, at regional storehouse/CH U		4.1814E-08	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Triazine-compounds, at regional storehouse/RER U		0.000016991	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Linuron, at regional storehouse/RER U		1.3102E-06	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Metolachlor, at regional storehouse/RER U		4.4545E-06	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Organophosphorus-compounds, at regional storehouse/RER U		0.000010025	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
Pesticide unspecified, at regional storehouse/CH U		2.9478E-06	kg	(4,4,1,1,1,5); pesticide use
diesel, used by tractor/RER U		0.0064627	kg	(4,4,1,1,1,5); machinery use
transport, lorry 32t, Euro 5, diesel/RER U		0.0045342	tkm	(4,5,na,na,na,na); standard distances for transport of materials
Transport, van <3.5t/RER U		0.000031102	tkm	(4,5,na,na,na,na); standard distances for transport of materials
Transport, barge/RER U		0.028045	tkm	(4,5,na,na,na,na); standard distances for transport of materials
Transport, freight, rail/RER U		0.0037598	tkm	(4,5,na,na,na,na); standard distances for transport of materials
Emissions to air				
Ammonia	low. pop.	0.00039411	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application
Dinitrogen monoxide	low. pop.	0.00015696	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application

Nitrogen oxides	low. pop.	0.000032962	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application
Emissions to water				
Nitrate	groundwater	0.0019702	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application
Phosphate	groundwater	0.00001346	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application
Phosphate	river	0.000072013	kg	(4,4,1,5,3,5); model calculation for emissions based on fertilizer application
Phosphorus	river	1.5337E-06	kg	(4,4,1,5,3,5); emission due to erosion
Emissions to soil				
Cadmium	agricultural	-2.6466E-07	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Chromium	agricultural	3.4487E-06	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Copper	agricultural	-0.000002384	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Lead	agricultural	1.3618E-07	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Mercury	agricultural	-1.4268E-08	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Nickel	agricultural	7.7858E-08	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer
Zinc	agricultural	-0.000064727	kg	(4,4,1,5,3,5); input-output balance for seeds, products and fertilizer

Dichlobenil	agricultural	4.1814E-08	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application, Casaron 6.75 GR
Fluazifop-P-butyl	agricultural	1.3069E-06	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application, Metolachlor
Glyphosate	agricultural	0.000010025	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application
Linuron	agricultural	1.3102E-06	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application, Linuron
Metolachlor	agricultural	4.4545E-06	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application, Metolachlor
Pendimethalin	agricultural	1.7469E-07	kg	(4,4,1,5,3,5); pesticide application, Pendimethalin

Tableau I.2: Détails du procédé d'entreposage du saule

Comment	Included processes: Transport to 1st gathering point, baling material, storage capacity, land use open ground, product losses during storage. Remark: Inventory for the intermediate storage of biomass between harvest and actual delivery to the conversion plant.; Technology: Storage of biomass products.		
Products			
bundles, short-rotation wood, scenario 1, at intermediate storage/RER U	1	kg	
Avoided products			
Resources			
Occupation, industrial area	0.00013	m2a	(4,na,1,1,1,na); Rough estimation open storage
Materials/fuels			
bundles, short-rotation wood, scenario 1, at field/RER U	1.04	kg	(3,na,2,1,1,na); Calculation with losses during storage
Transport, tractor and trailer/CH U	0.016224	tkm	(4,5,na,na,na,na); transport to 1st gathering point
Dried roughage store, non ventilated, operation/CH U	0.936	kg	(4,5,na,na,na,na); closed storage
Emissions to air			
Carbon dioxide, biogenic	0.070429	kg	(4,na,1,1,1,na); Losses of biomass
Heat, waste	0.48657	MJ	(4,na,1,1,1,na); Losses of biomass

Tableau I.3: Détails du procédé de combustion

Commentaire	<p>Les données sont prises d'un article: Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85, Lisa A. Graham, Sheri L. Belisle, Cara-Lynn Baas.</p> <p>Les données ont été mesuré sur une Sebring FFV 2004 sur un cycle de conduite FTP. Sur le cycle FTP, la consommation était de 14,4L/100km, donnée calculée à partir des émissions de carbone (CO2, CO, CH4). La proportion d'éthanol et de petrol a été calculé à partir des densités suivantes: d(eth) = 795 kg/m3 d(petr) = 750 kg/m3</p>		
	Quantité	Unité	Commentaires
Products			
Operation, passenger car, ethanol Us 85%/CH U	1	km	
Materials/fuels			
Ethanol, 99.7% in H2O, from biomass, production US, at service station/CH U	0.0801414	kg	
Petrol, low-sulphur, at regional storage/CH U	0.013203	kg	
Emissions to air			
Carbon monoxide, fossil	0.047466	g	
Carbon monoxide, biogenic	0.171153	g	
Carbon dioxide, fossil	41.6988	g	
Carbon dioxide, biogenic	151.0731	g	
Nitrogen oxides	0.02187	g	
Methane, fossil	1.0287E-06	kg	
Methane, biogenic	6.1884E-06	kg	
Dinitrogen monoxide	1.87272	mg	
Sulfur dioxide	0.0031266	g	Calculé à partir de la concentration initiales de soufre dans le carburant (17ppm)

Benzene	0.0081	mg	Evaporation négligé : pas de Benzène dans le carburant liquide
PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons	3.24E-10	kg	Copied from petrol
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0.04617	g	Pris dans l'étude comme les NMVOC / évaporation négligé
Toluene	1.27089E-06	kg	15% du petrol pure (comprend evap + tailpipe)
Xylene	1.27089E-06	kg	15% du petrol pure (comprend evap + tailpipe)
Ammonia	3.1752E-06	kg	15% du petrol pure (pas sure par toute)
Selenium	6.075E-08	g	15% petrol pure
Mercury	3.645E-10	g	15% petrol pure
Particulates, > 2.5 um, and < 10um	0.00000134	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Particulates, < 2.5 um	0.00000846	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Particulates, > 10 um	0.0000078	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Zinc	0.000000592	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Copper	2.286E-08	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Cadmium	7.99E-10	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Chromium	6.911E-09	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Chromium VI	5.69835E-13	kg	15% petrol pure
Nickel	6.322E-09	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Lead	3.79E-09	kg	Tyre abrasion (dominant) + 15% petrol pure
Heat, waste	2.916	MJ	basé sur net heating valu 32 MJ/kg
Formaldehyde	0.06561	mg	
Acetaldehyde	0.76545	mg	
Acrolein	0.00486	mg	
Butadiene	0.05022	mg	
Ethanol	21.45204	mg	

Copper, ion	4.33E-08	kg	14_transports, table 4.34
Cadmium, ion	2.89E-09	kg	14_transports, table 4.34
Nickel, ion	2.31E-08	kg	14_transports, table 4.34
Lead	1.44E-08	kg	14_transports, table 4.34
Chromium, ion	0.000000026	kg	14_transports, table 4.34
Emissions to soil			
Zinc	0.00000232	kg	14_transports, table 4.34
Copper	4.33E-08	kg	14_transports, table 4.34
Cadmium	2.89E-09	kg	14_transports, table 4.34
Chromium	0.000000026	kg	14_transports, table 4.34
Nickel	2.31E-08	kg	14_transports, table 4.34
Lead	1.44E-08	kg	14_transports, table 4.34