



Impacts environnementaux des biocarburants¹

Benoit Lussis, le 18 août 2005

*Institut pour un Développement Durable, Rue des Fusillés, 7
B-1340 Ottignies Tél : 010.41.73.01 E-mail :
idd.org@skynet.be*

Introduction

Début 2003, l'Union européenne adoptait une directive recommandant aux États membres de fixer un objectif minimum de 2% de biocarburant dans le total de l'essence et du gazole mis à la consommation, objectif croissant annuellement jusqu'à atteindre 5,75% en 2010. Cette directive est accompagnée d'une modification de la directive 2003/96/CE du 27 octobre 2003 qui permet, dans une certaine mesure, la défiscalisation des biocarburants mis sur le marché.

L'objectif de cette politique européenne de promotion des biocarburants est, à la fois, de réduire les émissions de gaz à effet de serre dues au transport et de réduire la dépendance énergétique vis-à-vis des produits pétroliers. Cependant, l'impact environnemental global de l'utilisation des biocarburants est incertain. En effet, s'il est communément admis que les biocarburants permettent une réduction des émissions de gaz à effet de serre, les autres impacts environnementaux – liés à la production des plantes énergétiques et à leur transformation – ont été analysés moins en profondeur et sont soumis à plus d'incertitudes.

Ce rapport compare une série d'analyses de cycle de vie (ACV) des biocarburants réalisées, pour la plupart, dans des pays européens proches de la Belgique. L'objectif de cette comparaison est de :

- Identifier les points de recoupement et les causes de divergences entre les résultats de ces études et analyser dans quelle mesure il est possible de tirer des conclusions quant à l'impact environnemental global des biocarburants en Belgique ;
- Comparer les profils environnementaux des différents biocarburants disponibles ;
- Évaluer dans quelle mesure l'introduction des biocarburants permettrait de réduire les émissions de gaz à effet de serre dans le transport en Belgique.

La première partie de ce rapport rappelle brièvement les caractéristiques des biocarburants susceptibles d'être mis sur le marché en Belgique ainsi que de leurs filières. La deuxième partie est consacrée à l'identification des principaux impacts environnementaux des biocarburants. Dans une

¹ Ce rapport vient au terme d'une étude financée par Inter-Environnement Wallonie et les Amis de la Terre-Belgique. Il est complémentaire au rapport de Philippe DEFÉYT « Quelques données et enjeux économiques » réalisé également dans le cadre de cette étude. Je remercie Philippe Defeyt et Paul-Marie Boulanger pour leurs remarques et suggestions.

troisième partie nous détaillons les hypothèses, champs d'étude et résultats de 7 analyses concernant les impacts environnementaux des biocarburants.

La dernière partie est consacrée à l'analyse des enseignements de l'analyse bibliographique de la partie 3. Elle permettra de cerner dans quelle mesure les résultats des différentes analyses de cycle de vie (ACV) peuvent être comparés et présentera les profils environnementaux de différents types de biocarburants. Elle proposera enfin une évaluation des économies de gaz à effet de serre suivant différents scénarios d'incorporation des biocarburants dans le transport en Belgique.

Ce rapport est complémentaire au rapport de l'Institut pour un Développement Durable analysant les enjeux économiques de l'introduction des biocarburants en Belgique.

1 Les biocarburants

Différents types de biocarburants sont produits de par le monde. On distingue en général deux grandes filières.

La **filière sucre** consiste à produire de l'éthanol à partir de plantes sucrières (canne à sucre ou betterave), de blé ou de maïs. Ce « bioéthanol », qui peut être mélangé à l'essence en des proportions allant de 5 à 85% (au-delà de 20% des adaptations aux moteurs de voitures sont cependant nécessaires), a connu un fort développement au Brésil et aux États-Unis. En Belgique, la betterave, le froment et, dans une moindre mesure, le maïs grain et la pomme de terre sont les cultures les plus adaptées pour la production d'éthanol. Dans d'autres régions du monde, comme en Amérique latine, la canne à sucre est la culture privilégiée pour la production d'éthanol.

L'éthanol est obtenu par fermentation du sucre extrait de la plante sucrière ou par distillation de l'amidon du froment ou du maïs. L'éthanol peut également être transformé en ethyl tertio butyl ether ou ETBE par action d'isobutène. L'ETBE peut être mélangé à l'essence à des taux de 5 à 20% sans qu'aucune adaptation du moteur ne soit nécessaire (comme c'est le cas en France par exemple). Notons que la directive européenne 2003/30/CE considère que l'ETBE ne contient que 47% en volume de biocarburant (l'ETBE n'est donc pas un biocarburant pur).

La seconde filière, dite **oléagineuse**, transforme une huile végétale, souvent de colza, en un ester méthylique d'huile végétale (EMHV), aussi appelé biodiesel. Un taux de 5% de biodiesel peut être mélangé au diesel classique sans que des adaptations de moteurs ne soient nécessaires. Un tel mélange est d'ailleurs déjà disponible en France. L'Allemagne et l'Autriche ont, de leur côté, mis à disposition du consommateur des pompes spécifiques contenant du biodiesel pur utilisable seulement par des véhicules équipés de moteurs adaptés. L'huile végétale peut également être utilisée en mélange avec du diesel classique (jusqu'à 25% selon Valbiom) ou pure dans des moteurs adaptés.

2 Les impacts environnementaux des biocarburants

Les biocarburants constituent une source d'énergie renouvelable puisque leur utilisation s'inscrit dans un cycle fermé du carbone : le carbone émis lors de la combustion est absorbé par les plantes qui serviront de matière première à la fabrication des biocarburants. Cependant, leur production implique toute une série d'activités, telles que la culture de la plante, l'extraction et la transformation, le transport, etc., qui consomment des ressources et donnent lieu à des émissions de gaz à effet de serre (GES).

Les analyses de cycle de vie de biocarburants actuellement disponibles peuvent conclure à des impacts environnementaux très différents, parfois même contradictoires. Ceci s'explique aisément dès lors que les filières analysées sont elles-mêmes différentes. En effet, une des principales caractéristiques des biocarburants, par rapport aux combustibles fossiles, est qu'un même produit peut avoir des impacts environnementaux différents selon la filière dont il est issu et les pratiques et technologies utilisées pour le produire. Ainsi, l'éthanol peut être produit à partir de betterave ou de canne à sucre ou encore à partir de céréales. Or, ces cultures ont des rendements et nécessitent des intrants différents. De même, le type de culture (plus ou moins intensif) influencera le profil environnemental du biocarburant.

Il est donc nécessaire de distinguer les biocarburants non pas seulement sur base des caractéristiques du produit mais aussi sur la base d'autres caractéristiques liées à leur production, notamment :

- l'origine géographique ;
- la matière première (plante d'origine) ;
- le type de culture (intrants) et la culture remplacée par la culture énergétique ;
- les procédés de transformation ;
- le type d'énergie utilisée dans les processus de transformation.

Néanmoins, on peut s'attendre à ce que le profil environnemental des filières de biocarburants diffère davantage par l'amplitude des impacts que par leur nature puisque le cycle de vie est classique quel que soit le biocarburant produit et sa filière. Les principales étapes de la production d'un biocarburant sont les suivantes:

1. Culture et récolte de la plante : betterave, canne à sucre, maïs ou froment pour l'éthanol ; soja, colza, tournesol, orge pour le biodiesel ;
2. Transport vers l'installation de transformation ;
3. Transformation de la plante en biocarburant : broyage, fermentation et distillation pour l'éthanol ; transestérification pour le biodiesel ;
4. Transport jusqu'à la station de distribution.

Chaque étape est potentiellement source de nuisances environnementales qu'il convient de comptabiliser afin de déterminer le profil environnemental de la production de biocarburant. A titre d'exemple, De Nocker et al. (1998), dans la seule analyse de cycle de vie du biodiesel réalisée en Belgique à ce jour, classent les impacts potentiels des biocarburants comme suit :

1. Consommation de combustibles fossiles : due à la fabrication des engrais utilisés lors de la culture de la plante, au transport et à la consommation d'énergie nécessaire à la transformation en biocarburant ;
2. Consommation de matière inorganique : matière première minérale nécessaire pour la fabrication des engrais ;

3. Consommation d'eau notamment lors du processus d'estérification et la production d'engrais ;
4. Contribution à l'effet de serre : émissions de CO₂ dues à la combustion de combustibles fossiles (transport, machine agricole, procédé de transformation) mais aussi émissions de N₂O (dues notamment à l'utilisation d'engrais azotés) et de CH₄ lors de la culture de la plante ;
5. Acidification due à l'émission de NO_x et SO_x lors de la croissance de la plante (fonction notamment de la quantité d'engrais utilisée) et suite à l'utilisation de combustibles fossiles (pour le NO_x) ;
6. Eutrophisation des eaux : elle est due principalement à l'émission de NH₃ et à l'utilisation d'engrais phosphatés.
7. Formation d'oxydants photochimiques due aux émissions de composés organiques volatiles principalement lors de l'étape de production du biodiesel.
8. Déchets non radioactifs : principalement le gypse qui est un sous-produit de la production d'engrais phosphatés
9. Déchets radioactifs : si l'électricité utilisée notamment lors des processus de transformation est d'origine nucléaire.

<i>Étapes du cycle de vie</i>	<i>Impacts environnementaux</i>								
	<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>	<i>4</i>	<i>5</i>	<i>6</i>	<i>7</i>	<i>8</i>	<i>9</i>
<i>Culture</i>	X	X	X	X	X	X		X	
<i>Transport</i>	X			X	X				
<i>Transformation</i>	X		X	X	X		X		X

Tableau 1: impacts environnementaux des différentes étapes du cycle de vie des biocarburants

Le Tableau 1 montre quels sont les impacts environnementaux potentiels de chaque étape du cycle de vie des biocarburants. Selon que l'on envisage une filière plutôt qu'une autre, l'amplitude des impacts sera évidemment différente. Ainsi, un bioéthanol produit au Brésil induira beaucoup moins de consommation de combustibles fossiles qu'un biodiesel produit en Europe, ne serait-ce qu'en raison de la part d'énergie renouvelable utilisée dans le transport et dans les processus de fabrication (voir ci-dessous).

La culture de la plante est identifiée comme étant génératrice de nuisances dans 7 des 9 catégories d'impacts. Les pratiques agricoles constituent donc plus que probablement une étape cruciale du point de vue environnemental dans la fabrication des biocarburants.

3 Les analyse des cycles de vie des biocarburants

3.1 Qu'est-ce qu'une analyse de cycle de vie ?

Une analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode qui « étudie les aspects environnementaux et les impacts potentiels tout au long de la vie d'un produit (c'est -à-dire du berceau à la tombe), de l'acquisition de la matière première à sa production, son utilisation et à sa destruction. » (ISO, 1997)

L'intérêt de ce type de méthode est de regrouper dans une seule analyse, d'une part, les différentes catégories d'impacts environnementaux (les changements climatiques, la couche d'ozone, l'acidification, l'eutrophisation des eaux, etc.) et, d'autre part, l'ensemble des étapes du cycle de vie d'un produit (l'extraction, la transformation, la fabrication, la distribution, l'utilisation, le recyclage éventuel, le traitement des déchets).

Typiquement, une analyse de cycle de vie est caractérisée par :

- La définition de l'objectif : cet objectif est généralement de comparer deux produits (par exemple le biodiesel et le diesel) ou deux process permettant d'obtenir un même produit (par exemple de l'éthanol obtenu à partir de cannes à sucre produites au Brésil ou de betteraves produites en Belgique) ;
- La définition d'une unité fonctionnelle qui permet de comparer deux produits sur base du même service rendu. Ainsi, pour comparer deux carburants l'unité fonctionnelle pourrait être « 100 km parcourus avec un véhicule défini » ou, si l'efficacité de combustion est considérée comme identique, elle pourrait être définie sur base du contenu énergétique ;
- La définition des frontières du système : il est en effet impossible de suivre tous les entrants et sortants d'un système. A titre d'exemple, la réaction d'estérification, étape de la production de biodiesel, produit également de la glycérine dont l'utilisation est susceptible de remplacer celle d'une glycérine obtenue par des processus chimiques. L'intégration de ce remplacement dans l'analyse est donc plus correct d'un point de vue méthodologique mais nécessite un surplus de travail en termes de collecte de données ;
- Une plus ou moins grande qualité et spécificité des données. La collecte et la validation des données sont des étapes très importantes et très exigeantes en termes de ressources et de temps dans la réalisation d'une ACV ;
- Le choix des catégories d'impacts : selon les étapes du cycle de vie, différentes catégories d'impact seront à prendre en considération : les changements climatiques, l'acidification, l'eutrophisation, la contribution au smog photochimique, la consommation de matières minérales et fossiles, etc. sont des catégories d'impacts possibles. Cependant, ces catégories peuvent varier d'une ACV à l'autre ;
- Le choix des indicateurs de catégories : il peut y avoir différents impacts environnementaux à inclure dans une même catégorie d'impacts. Ainsi, le N₂O émis lors de la production agricole et le CO₂ émis lors du transport sont des gaz à effet de serre qui participent au changement climatique. Il faudra donc transformer ces émissions en équivalent CO₂ (en appliquant un coefficient prédéfini, dans ce cas, le *global warming potential*).
- La normalisation qui consiste à calculer l'amplitude des résultats pour chaque catégorie d'impact par rapport à une valeur de référence. Cette valeur peut être le résultat de la catégorie d'impacts pour l'ensemble d'une région ou un objectif déterminé. Les résultats de chaque catégorie d'impact sont ainsi exprimés dans la même unité de mesure ;

-
- L'agrégation qui consiste à intégrer les résultats partiels en une seule valeur censée exprimer l'impact environnemental global. Ce résultat sera cependant fonction de la pondération attribuée à chaque catégorie d'impact. Le choix des pondérations laisse une très grande place à la subjectivité et est donc souvent très controversé. La norme ISO 14042 recommande d'ailleurs de ne pas aller jusqu'à cette étape lorsque les résultats d'une étude comparative sont communiqués au public (Ulg, 2003).

3.2 Les analyses de cycle de vie des biocarburants

Il existe de nombreuses analyses de cycle de vie plus ou moins complètes des biocarburants. Ces études diffèrent par plusieurs aspects et notamment par la nature des produits analysés et les conditions de fabrication, les impacts envisagés, la définition des catégories d'impact, les unités fonctionnelles, la réalisation et le choix d'une normalisation, l'attribution de pondérations et l'intégration en une évaluation globale.

Les principales ACV portant sur des biocarburants produits en Europe sont présentées dans De Nocker et al. (1998), Jossart (2003), van Gerpen (2000), Kaltschmitt et al. (1997), IFEU (2003), IEA (2004).

Le texte qui suit détaille les hypothèses, champs d'analyse et résultats de 7 études concernant les impacts environnementaux des biocarburants. Les résultats de ces études seront ensuite utilisés afin de cerner quels sont les impacts environnementaux probables des biocarburants en comparaison des combustibles fossiles classiques et d'analyser, notamment du point de vue des émissions de GES, différents scénarios d'incorporation des biocarburants pour le transport en Belgique.

3.2.1 *Kaltschmit et al. (1997)*

Objet de l'étude : comparaison du **biodiesel** produit en Allemagne à partir de colza avec le diesel classique. La culture du colza est réalisée sur des jachères permanentes ou de rotation.

Impacts et catégories d'impacts

Les impacts analysés concernent les émissions de GES, de SO₂ et SO_{2eq}, de NO_x, d'HCl, de NH₃, de CO, de particules liées à la combustion de diesel et de poussières. Les catégories d'impacts sont la consommation énergétique, les changements climatiques, l'acidification, les émissions de N₂O, les émissions de NO₂ et les émissions de SO₂.

Unité fonctionnelle : nombre de km que l'on peut parcourir avec le biodiesel produit durant une année sur une surface de 1 ha (rendement de 1143 kg/ha et pouvoir calorifique inférieur de 37.2 MJ/kg, soit 42 519,6 MJ/an).

Frontières : deux co-produits sont considérés : le tourteau généré lors de l'extraction et destiné à l'alimentation animale auquel on attribue 60% des dépenses énergétiques et la glycérine produite par la réaction d'estérification à laquelle on attribue 4% des dépenses énergétiques.

Résultats :

<u>Effets positifs</u>	<u>Effets négatifs</u>
L'utilisation du biodiesel permet, par rapport à la filière diesel classique, des économies : <ul style="list-style-type: none">• d'énergie de 0.72 MJ/MJ biodiesel• de 50,8 gCO_{2eq}/MJ biodiesel. Les émissions de CO₂ sont fortement réduites au contraire des émissions de méthane et de N₂O qui proviennent de l'agriculture;• de 12.3 mg de particules de diesel/ha,an	L'utilisation du biodiesel induit, par rapport à la filière diesel classique l'émission supplémentaire de <ul style="list-style-type: none">• 37.2 mg NO₂/ MJ biodiesel• 25.3 mg N₂O/ MJ biodiesel• 15.8 mg SO_{2eq}/ MJ biodiesel

3.2.2 Jossart (2003)

Objet de l'étude : Il ne s'agit pas d'une ACV à proprement parler mais plutôt d'une revue de conclusions d'autres analyses concernant soit l'ensemble du cycle de vie des biocarburants soit un aspect environnemental particulier. L'intérêt de ce document est de regrouper des informations pour différents types de biocarburants : bioéthanol produit à partir de betterave ou de blé et biodiesel produit à partir de colza ou d'huiles usagées.

Impacts et catégories d'impacts : les catégories d'impacts traitées dans ce document sont les suivantes.

NB : seule la première (bilan énergétique et effet de serre) fait l'objet d'une analyse relativement détaillée.

- Bilan énergétique et effet de serre
- Acidification
- Eau et sol
- Eutrophisation
- Consommation de ressources non renouvelables
- Toxicité humaine et écologique

Unité fonctionnelle : Le document compare une filière biocarburant avec la filière fossile correspondante (diesel pour le biodiesel et essence pour le bioéthanol) et exprime les résultats par rapport kg de diesel remplacé.

Frontières : La définition des frontières n'est pas clairement exprimée et dépend de chaque étude analysée.

Résultats :

- **Changement climatique – biodiesel :** Jossart (2003) propose une valeur moyenne d'économie de CO₂ égale à 3,35 kg CO_{2eq}/kg de diesel remplacé soit, avec une masse volumique du diesel de 42,335 MJ/kg, 79,131 gCO_{2eq}/MJ de diesel remplacé. Si on estime qu'il faut le même contenu énergétique dans chaque combustible pour faire rouler un véhicule sur 100 km, on peut exprimer cette même valeur en gCO_{2eq}/MJ de biodiesel.
- **Acidification – biodiesel :** l'étude cite des chiffres de 16,216 gSO_{2eq}/kg de diesel remplacé contre 12,315 g SO_{2eq}/kg de diesel soit resp. 0,383 gSO_{2eq}/MJ et 0,291 gSO_{2eq}/MJ. L'utilisation du biodiesel plutôt que le diesel classique mènerait donc à une augmentation des émissions de SO_{2eq} de 0,092 gSO_{2eq}/MJ.
- **Eutrophisation – biodiesel :** non quantifié. Il semble que ce poste soit en défaveur du biodiesel mais des incertitudes subsistent.

3.2.3 *Mortimer et al. (2003)*

Objet de l'étude

L'objectif de cette étude est de réaliser une évaluation la plus complète possible des impacts en termes de consommation énergétique et d'émission de GES de l'utilisation du biodiesel au Royaume - Uni. Cette étude ne se base pas sur une collecte de données mais préfère se concentrer sur l'analyse des données fournies par la littérature et les adapter au cas particulier du Royaume-Uni.

Les études prises en considération sont les suivantes :

- **ETSU 1992** "A Review of the Potential of Biodiesel as a Transport Fuel" by F. Culshaw and C. Butler, ETSU-R-71, Energy Technology Support Unit, United Kingdom, Septembre 1992
- **AFAS 1993** "Technikfolgenabschaatzung zum Thema Nachwachsende Rohstoffe" (Technical Process Assessment of Renewable Energy Raw Materials), D. Wintzer, B. Furniss, S. Klein-Vielhauer, L. Leible, E. Nieke, Ch. Rosch and H. Tangen, Division for Applied Systems Analysis, Nuclear Research Centre, Germany, 1993.
- **ETSU 1996** "Alternative Road Transport Fuels – A Preliminary Life-Cycle Study for the UK", M. P. Gover, S. A. Collings, G. S. Hitchcock, D. P. Moon and G. T. Williams, Rapport R92, Volume 2, Energy Technology Support Unit, United Kingdom, March 1996.
- **VITO 1996** "Comparative Life-Cycle Assessment of Diesel and Biodiesel", C. Spirinckx et D. Ceuterick, Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek, 1996.
- **IFEU 1997** "Nachwachsende Energieträger – Grundlagen, Verfaben, Ökologische Bilanzierung", M. Kaltschmitt et G. A. Reinhardt (eds), Institute for Energy and Environmental Research, Allemagne, 1997
- **ECOTEC 1999** "Financial and Environmental Impact of Biodiesel as an Alternative to Fossil Diesel in the UK" ECOTEC Research and Consulting Ltd., Royaume-Uni, Novembre 1999.
- **Levington 2000** "Energy Balances in the Growth of Oilseed Rape and of Wheat for Bioethanol", I. R. Richards, Levington Agriculture Ltd., Royaume-Uni, Juin 2000.
- **ECOTEC 2000** "Emissions from Liquid Biofuels" ECOTEC Research and Consulting Ltd., Royaume Uni, 2000
- **ECOTEC 2001** "Lifecycle Greenhouse Gas Assessment of RME – Comparative Emissions from Set-aside and Wheat" ECOTEC Research and Consulting Ltd., Royaume-Uni, 2001.
- **CSIRO 2002** "Comparison of Transport Fuels: Life-Cycle Emissions Analysis of Alternative Fuels for Heavy Vehicles", T. Beer, T. Grant, G. Morgan, J. Lapszewicz, P. Anyon, J. Edwards, P. Nelson, H. Watson et D. Williams, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Australie, 2002.
- **ECOTEC 2002** "Analysis of Costs and Benefits from Biofuels Compared to Other Transport Fuels" ECOTEC Research and Consulting Ltd., Royaume-Uni, 2002.

Mortimer et al. analysent ces différentes études d'abord d'un point de vue qualitatif et ensuite d'un point de vue quantitatif. L'analyse qualitative a pour but d'établir dans quelle mesure les résultats et données de ces 11 études sont utilisables pour une analyse de l'utilisation du biodiesel au Royaume - Uni.

Un enseignement majeur tiré de cette comparaison est que la plupart de ces études ne présentent pas suffisamment de transparence pour pouvoir interpréter et/ou utiliser leurs résultats. C'est notamment le cas de l'étude VITO 1996 (la seule réellement spécifique à la Belgique jusqu'à présent). L'étude la plus transparente est celle d'IFEU 1997 qui fournit des résultats très détaillés ainsi que des précisions importantes sur leurs méthodes de calculs.

L'analyse quantitative montre qu'il est difficile de comparer les résultats de ces études en raison des différences de données, hypothèses, méthodes de calcul. Il insiste, comme nous l'avons fait ci-dessus, sur la nécessité d'une bonne compréhension des objectifs et hypothèses de chaque étude avant de comparer les résultats.

Impacts et catégories d'impacts : l'étude est centrée uniquement sur la consommation énergétique et les émissions de GES.

Résultats :

Les résultats agrégés des différentes études analysées par Mortimer et al. sont repris dans le Tableau 2. Ceux-ci sont fonction de différentes hypothèses et paramètres et notamment du type de culture et de leur rendement et de la valorisation des co-produits (principalement la paille de colza, la glycérine et le tourteau). On peut ainsi voir dans ce tableau que la majorité des études considèrent que la paille de colza sera valorisée comme combustible (Tableau 3).

Le Tableau 2 montre que :

- l'énergie consommée pour produire 1 MJ de biodiesel est estimée entre 0.33 et 0.89 MJ ;
- la quantité de CO₂ émise pour produire 1 MJ de biodiesel est estimée entre -0.091 et 0.036 kg CO₂. Il est à noter que l'étude ETSU 1992 suppose une valorisation énergétique de tous les co-produits (y compris la glycérine) et donc l'obtention de crédits CO₂ grâce au remplacement d'une production d'énergie à partir de sources primaires. Par ailleurs, il ne s'agit ici que des émissions de CO₂ et non de l'ensemble des émissions de GES. Les émissions de N₂O et de méthane lors de la culture ne sont donc pas prises en compte.

Mortimer et al. considèrent que différents facteurs influencent significativement les résultats :

- l'apport de fertilisants azotés qui peut varier du simple au double (il en va donc de même pour l'énergie nécessaire à leur production) ;
- les besoins énergétiques pour produire ces engrais et les émissions de CO₂ liées ;
- le rendement de la culture. Ce rendement varie du simple au double selon les études et apparemment n'est pas directement fonction de la région ou de la quantité d'intrants. Les hypothèses faites sur les pratiques agricoles et les rendements obtenus sont importantes et devraient être précisées (ce qui n'est pas toujours le cas dans les études reprises ci-dessus) ;
- les besoins énergétiques pour la culture et les émissions de CO₂. Il s'agit des émissions dues à l'utilisation des machines agricoles et à la production d'engrais (azotés ou non), pesticides, herbicides, etc. ;
- les données concernant le processus de transformation de l'huile : les études considèrent deux méthodes principales sont le pressage à froid suivi de l'utilisation d'hexane (solvant) ou le pressage et le broyage à chaud. Les données de consommation d'énergie et d'émissions de CO₂ sont cependant très différentes selon les études pour un même procédé ;
- le système de référence qui définit ce qui se serait passé si on avait pas utilisé de biocarburant. La définition de ce système est particulièrement importante notamment dans la question de l'affectation des terres. La terre utilisée pour la culture du colza aurait, sans l'utilisation du biocarburant, été affectée à d'autres usages : par exemple une mise en jachère ou une autre culture peut-être très « énergivore ». La comparaison des deux types de culture (biocarburant - référence) serait évidemment plus favorable, en termes de bilan global, aux biocarburants dans le second cas que dans le premier ;
- les procédures d'allocation : ces procédures ont pour but d'imputer, par exemple, les consommations et les productions d'énergie à chaque produit ou service d'un cycle de vie. La production de

biodiesel menant également à la production de glycérine et de tourteau, il faut répartir l'énergie consommée pour cette production entre les différents produits. Cette allocation peut être faite sur base de critères tels que le prix, la masse, le volume, le contenu énergétique, etc. L'approche par les prix est souvent difficile à appliquer en raison des fluctuations et de la difficulté d'estimation. L'approche par contenu énergétique est généralement considérée comme valable si les produits et co-produits sont utilisés comme combustibles, ce qui n'est généralement pas le cas pour la glycérine par exemple. L'approche la plus pertinente semble être celle de la substitution : on considère que le produit ou co-produit se substitue à un produit équivalent obtenu par une autre chaîne de production (c'est le cas quand on considère que le tourteau remplace du soja importé).

Etude	Culture	Pays	Intrants					Culture	
			Intrants kg N/ha, an	Emissions de CO2 g CO2/MJ	Cons. Énergie MJ/MJ biodiesel	Cons. Énergie MJ/kgN	Emissions de CO2 kgCO2/kgN	Cons. Énergie MJ/ha, an	Emissions de CO2 kgCO2/ha, an
ETSU 1992	Colza d'hiver	RU	260	-91	0,33	59,7	1,87	21167	877
ETSU 1992	Colza d'été	RU	150	36	0,33			14600	671
AFAS 1993	Colza d'hiver	All.	134	36	0,47			12620	
ETSU 1996	Colza d'hiver	RU	185	32	0,89	65,3	2,26	18131	521
ETSU 1996	Colza d'hiver	RU	185	20	0,66	65,3	2,26	18131	521
ETSU 1996	Colza d'hiver	RU	185	32	0,88	65,3	2,26	18131	521
ETSU 1996	Colza d'été	RU	120	20	0,66	65,3	2,26	12162	314
VITO 1996	Colza d'hiver	Bg	-	-	0,55	45 ?			
IFEU 1997	Colza d'hiver	All.	146	30	0,39	47,1	2,47	10015	544
ECOTEC 1999	Colza d'hiver	RU	290					4600	421
Levington 2000	Colza d'hiver	RU	180	12	0,54	38	1,14	13254	626
Levington 2000	Colza d'hiver	RU			0,55	38	1,14	13911	751
ECOTEC 2000	Colza d'hiver	RU	180	14					
ECOTEC 2001	Colza d'hiver	RU	188						

Tableau 2: Comparaison de la consommation énergétique et des émissions de CO₂ pour la production de biodiesel (Mortimer et al., 2003)

Etude	Culture	Pays	Système de référence			Méthode d'extraction			Allocation et valorisation		
			Crédits énergie MJ/ha, an	Crédits de CO2 kg CO2/ha, an		Cons. Énergie MJ/kg biodiesel	Emissions de CO2 CO2/kg biodiesel	Base de la procédure d'allocation	Commentaires de Mortimer et al.	Valorisation paille de colza	
ETSU 1992	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	9,6	0,67	Contenu énergie	surévaluation l'extraction et utilise des procédures d'allocation injustifiées	combustible
ETSU 1992	Colza d' été	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	9,6	0,67	Contenu énergie	idem	combustible
AFAS 1993	Colza d' hiver	All.	Jachère en rotation	7074 ?						manque de transparence sur données et hypothèses	?
ETSU 1996	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	20,92	0,97	Substitution du soja (tourteau)	surévaluation l'extraction et n'applique pas les procédures d'allocation à tous les co-produits	pas de valorisation
ETSU 1996	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	20,92	0,97	idem		combustible
ETSU 1996	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	20,92	0,97	idem		pas de valorisation
ETSU 1996	Colza d' été	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	20,92	0,97	idem		combustible
VITO 1996	Colza d' hiver	Bg				Solvant			Prix du marché	manque de transparence sur données et hypothèses	?
IFEU 1997	Colza d' hiver	All.	Jachère en rotation	1024	75	Solvant	11,43	0,75	Contenu énergie	très détaillée et documentée	?
ECOTEC 1999	Colza d' hiver	RU							Pas d'allocation?	manque de transparence sur données et hypothèses	?
Levington 2000	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage	11,43 ?		Contenu énergie	rendement agricole très élevé, très peu d'énergie nécessaire à la fabrication des intrants, procédures d'allocation injustifiées	intransit
Levington 2000	Colza d' hiver	RU	Pas de référence	0	0	Pressage			Contenu énergie	idem	combustible
ECOTEC 2000	Colza d' hiver	RU	Jachère en rotation	?	58				Pas d'allocation?	rendement agricole très élevé, très peu d'énergie nécessaire à la fabrication des intrants, pas de procédures d'allocation	combustible
ECOTEC 2001	Colza d' hiver	RU	Culture de blé	?	389				Prix du marché (glycérine)	système de référence très favorable et n'applique pas les procédures d'allocation à tous les co-produit	combustible

Tableau 3: Comparaison des données et hypothèses des ACV de la production de biodiesel (Mortimer et al., 2003)

Sur base de cette analyse de la littérature, Mortimer et al. ont construit un schéma type d'une production d'une tonne de biodiesel en Grande-Bretagne. Ce schéma comprend les étapes suivantes :

- une culture de colza sur 0.924 ha qui produit 2.839 t de graines de colza avec 9% d'humidité et 2.782 t de paille de colza. Les hypothèses suivantes sont également faites :
 - apport d'engrais azotés : 196 kg N/ha, an (données basées sur des moyennes pour le RU),
 - le système de référence est une jachère de rotation ;
 - la consommation énergétique et les émissions de CO₂ dues à la production d'engrais sont basées sur des moyennes représentatives de l'UE ;
 - un taux d'émissions de N₂O de 6.736 +/- 0.276 kg CO_{2eq}/kg N a été utilisé ;
- le transport, séchage et stockage qui débouchent sur l'obtention de 2.664 t de graines de colza sèches ;
- l'extraction au solvant qui donne 1.079 t d'huile et 1.575 t de tourteau ;
- le raffinage qui fournit 1.052 t d'huile raffinée ;
- l'estérification qui produit .1 t de glycérine et 1 t de biodiesel ;
- la distribution du biodiesel.

Les résultats du cas pris comme référence par Mortimer et al. sont repris dans le Tableau 4. Ces résultats, à l'origine ramenés à la tonne de biodiesel produite, sont ici exprimés par rapport au contenu énergétique en faisant l'hypothèse que le PCI du biodiesel s'élève à 37270 MJ/t (Mortimer et al., 2003). On peut en tirer les conclusions suivantes :

- le ratio énergétique du biocarburant selon Mortimer et al. est estimé à 0,44 ;
- les émissions de GES sont dominées par trois postes importants : la culture du colza, l'extraction de l'huile et la réaction d'estérification. Ces trois postes sont les plus énergivores du cycle de vie.
- Les émissions de méthane et N₂O de l'agriculture grèvent de manière très importante le bilan « émissions de gaz à effet de serre » du biodiesel. Les 41 kg CO₂eq/GJ sont à comparer à la valeur de référence des émissions de GES du cycle de vie du diesel classique (GM et al., 2002) : 83,5 kg CO₂eq/GJ. Le biodiesel ne peut donc pas être considéré comme neutre du point de vue du cycle du carbone mais comme permettant une économie d'environ 50% des émissions de GES.

Activités	Consommation énergétique			Emissions de CO2			Emissions de GES		
	MJ/GJ de biodiesel	+/-	%	kg CO2/GJ de biodiesel	+/-	%	kg CO2eq/GJ de biodiesel	+/-	%
Intrants azotés	106	15	24	5	0,72	20	21	2,04	51
Autres intrants	50	6	11	2	0,35	10	3	0,35	6
Transport	14	1	3	1	0,03	4	1	0,03	2
Séchage	15	2	3	1	0,16	4	1	0,16	3
Stockage	6	0	1	0	0,05	2	0	0,05	1
Extraction	64	6	15	3	0,35	12	3	0,35	8
Rafinage	11	1	3	1	0,05	3	1	0,05	2
Estérification	153	16	35	10	1,07	40	10	1,07	25
Construction et maintenance de l'usine	4	1	1	0	0,03	1	0	0,03	0
Distribution	13	1	3	1	0,03	3	1	0,03	2
Total	437	24	100	25	1,40	100	41	2,36	100

Tableau 4: Consommation énergétique et émissions de GES par tonne selon Mortimer et al. (2003)

3.2.4 Denoeker et al., 1998

Objet de l'étude :

L'objectif de l'étude est de comparer, tout au long du cycle de vie, les impacts environnementaux du biodiesel obtenu à partir de colza et du diesel classique.

Impacts et catégories d'impacts

Les catégories d'impacts analysées sont les suivantes :

- Utilisation de combustibles fossiles
- Consommation de matières inorganiques
- Eau
- Effet de serre
- Acidification
- Eutrophisation
- Formation d'oxydants photochimiques
- Déchets non radioactifs
- Déchets radioactifs.

Unité fonctionnelle :

L'unité fonctionnelle est définie comme étant la quantité de carburant nécessaire pour parcourir 100 km à l'aide d'un véhicule défini au préalable. Dans ce cadre, 1 kg de biodiesel sont équivalents à 0.9 kg de diesel classique. L'étude est spécifiquement centrée sur le contexte belge, les données européennes ne sont utilisées qu'en dernier recours.

Frontières :

Le schéma fonctionnel utilisé comprend les étapes habituelles :

- culture et récolte, cette étape produit de la paille mais sa valorisation n'est pas précisée ;
- séchage, stockage et transport de la matière première ;
- extraction de l'huile par pressage à froid et utilisation de solvant (la production d'hexane entre dans les frontières) et transestérification ;
- pré-raffinage et transport,
- estérification

Résultats :

Les résultats de l'étude sont repris dans la Figure 1. Ils sont exprimés en pourcentage de l'impact le plus important de la catégorie concernée. Ainsi, selon ce graphique, on peut estimer que le biodiesel émet approximativement 50% de GES en moins que le diesel classique. Cette manière de présenter les résultats est intéressante en ce sens qu'elle permet une comparaison rapide des impacts au sein de

chacune des catégories. Malheureusement, elle ne permet pas de chiffrer l'impact et donc de comparer les résultats avec ceux d'autres études²

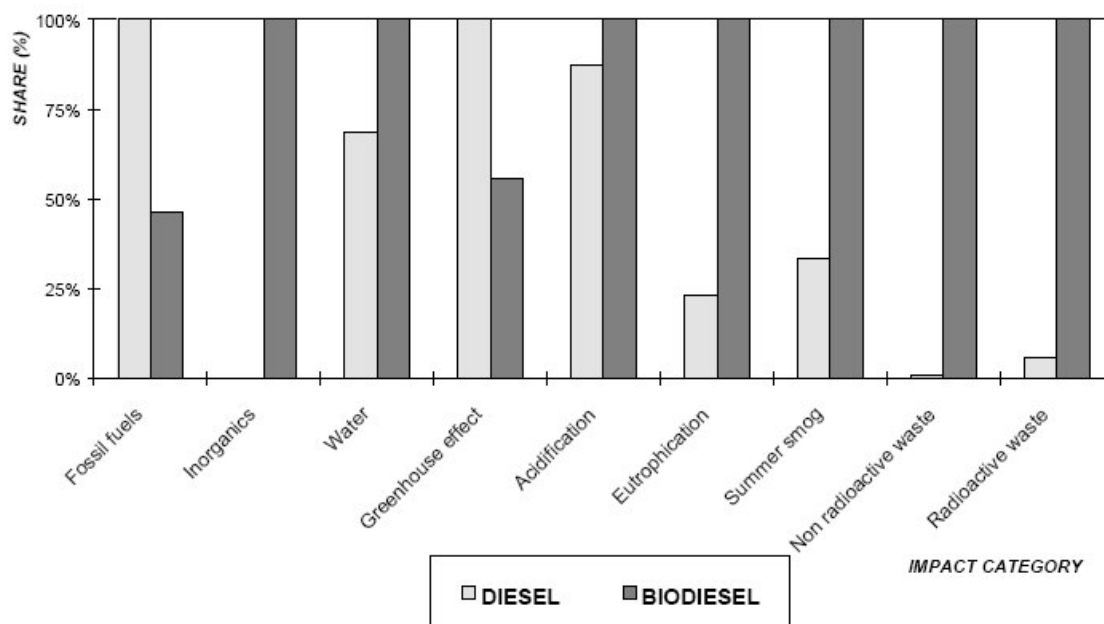


Figure 1: Impacts environnementaux du biodiesel et du diesel selon de Nocker et al. (1998)

Il apparaît, dans cette figure, que le biodiesel n'est plus avantageux que le diesel que pour les catégories « combustibles fossiles » et « émissions de gaz à effet de serre ». Cependant, il est impossible de conclure, à partir de cette figure, sur l'impact environnemental global des deux filières puisqu'il est impossible d'additionner ces différents impacts.

En effet, si la Figure 2 tend à montrer que l'impact sur les déchets radioactifs du biodiesel est nettement plus important que celui du diesel, rien ne permet de dire que l'impact du biodiesel dans cette catégorie n'est pas négligeable dans l'absolu (et donc celui du diesel encore plus négligeable !). Par ailleurs, cette catégorie d'impact est peut-être moins cruciale qu'une autre pour laquelle les conséquences sur la santé humaine ou les éco-systèmes sont plus dommageables. Une normalisation et une pondération des impacts seraient nécessaires pour comparer l'impact environnemental global (index environnemental).

De Nocker et al. ont tenté l'expérience sur 4 catégories d'impacts (effet de serre, acidification, eutrophication et oxydants photochimiques) en normalisant les impacts par rapport à l'impact total de toutes les activités de l'économie belge en 1997. La pondération utilisée est tirée d'un rapport hollandais de méthodologie d'ACV « *Eco-Indicators* ».

² si on estime que diesel émet 87,6 kgCO_{2eq}/GJ produit, on en déduit que le biodiesel induit des émissions de GES équivalentes à 43,8 kgCO_{2eq}/GJ (estimation personnel sur base de GM et al., 2002 et de l'interprétation du graphe). Cette valeur est similaire à celle trouvée par Mortimer et al. (2003).

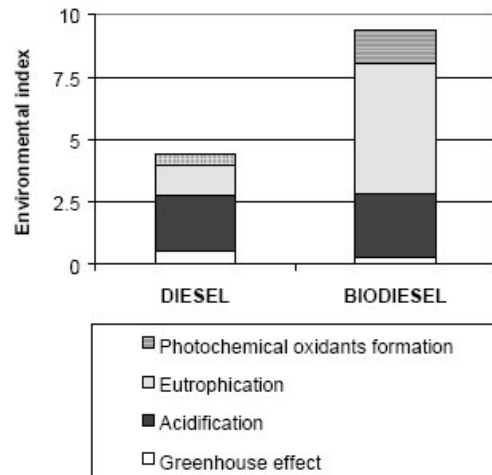


Figure 2: Calcul de l'index environnemental du biodiesel et du diesel (De Nocker et al, 1998)

La Figure 2 montre le résultat obtenu après calcul de l'indice environnemental des deux produits. Celui-ci suggère que l'impact environnemental global du biodiesel est deux fois plus grand que celui du diesel classique. Néanmoins, ces conclusions sont à relativiser en raison du caractère hautement subjectif de la pondération et de la non-prise en compte des autres catégories d'impacts. Toujours est-il que les résultats de De Nocker et al. soulignent que la substitution de biodiesel au diesel aura un impact négatif sur l'eutrophisation et l'acidification et un impact positif sur les émissions de GES.

3.2.5 Bernesson et al., 2004

Objet de l'étude :

L'objectif de l'étude est de déterminer si la production de biodiesel par des petites installations réduit la charge environnementale par rapport à une production plus centralisée. L'étude est spécifique aux conditions suédoises. 4 types de production sont étudiés :

- Petite échelle : production de colza d'hiver sur 40 ha – efficacité de l'extraction : 68% – pas de transport des graines et tourteau ;
- Echelle moyenne : production de colza d'hiver sur 1000 ha – efficacité de l'extraction : 75% – transport du tourteau et graines sur 7 km par tracteur avec remorques (tonnage 20t) ;
- Grande échelle : production de colza d'hiver sur 50000 ha – efficacité de l'extraction : 98%. L'extraction est accompagnée de l'utilisation d'hexane (solvant) – transport des graines et tourteau sur 110 km (tonnage 40t) ;

Le rendement annuel est de 2670 kg de graines de colza (15% d'humidité) /ha. Séchées, les graines de colza ne contiennent 8% d'humidité et 45% d'huile. Pour toutes les installations, l'huile est extraite mécaniquement et ensuite transestérifiée. La différence principale entre ces installations est le rendement de l'extraction et le transport.

Impacts et catégories d'impacts

L'ACV est limitée aux émissions dans l'air et à la consommation énergétique. Les émissions concernées sont les suivantes : émissions de CO₂ d'origine fossile, CO, HC, CH₄, NO_x, SO_x, NH₃, N₂O, et HCl. Ces impacts sont regroupés dans les catégories : réchauffement climatique, acidification, eutrophisation, oxydation photochimique.

Unité fonctionnelle : l'unité fonctionnelle est 1MJ de carburant produit

Frontières :

Le schéma fonctionnel utilisé comprend les étapes classiques :

- culture et récolte, la valorisation de la paille n'est pas prise en compte ;
- séchage et transport
- extraction de l'huile par pressage à froid et utilisation de solvant (seulement pour les installations à grande échelle) ;
- transestérification

Les procédures d'allocation concernent le biodiesel, le tourteau et la glycérine. Pour chaque produit on détermine sa valeur calorifique inférieure ainsi que son prix sur le marché. 3 types d'allocation des charges environnementales sont comparés :

- allocation économique basée sur le prix ;
- allocation énergétique basée sur le contenu énergétique (pouvoir calorifique inférieur) du produit et de ses sous-produits ;
- pas d'allocation : tous les impacts sont imputés au biodiesel et aucun aux sous-produits ;

- allocation dans un système étendu : le tourteau remplace du soja importé et la glycérine remplace de la glycérine produite à partir de propane. Les émissions et l'énergie nécessaires pour produire le soja et la glycérine issue de propane sont déduites du profil environnemental global.

Résultats :

Les résultats par catégorie d'impact sont repris dans le Tableau 5.

Bernesson et al. en tirent les conclusions suivantes :

- la taille des installations de production de biodiesel n'est pas un facteur déterminant. Il existe bien des différences du point de vue du rendement et de l'efficacité (meilleure pour les grandes installations) mais elles sont souvent compensées par des différences en termes d'exigence de transport ;
- la culture du colza induit la part la plus importante des impacts environnementaux du biodiesel, or cette étape est commune à toutes les installations ;
- le choix de la méthode d'allocation est, par contre, crucial puisque les résultats peuvent presque varier du simple ou double selon la méthode. La définition des frontières du système est également particulièrement importante. D'un point de vue méthodologique, les auteurs expriment leur préférence pour ce système avec déduction des impacts environnementaux des produits remplacés. Par contre, cette méthode paraît plus incertaine que les trois autres (incertitude sur l'évolution des caractéristiques et modes de production des produits remplacés) ;
- par rapport à un diesel classique, le biodiesel a un impact positif certain sur les changements climatiques et l'oxydation photochimique. Par contre, il a un impact négatif sur l'acidification et l'eutrophisation.

Type de production	Allocation	CC	AC	EUTR	OP.	CE
		gCO ₂ eq /MJ	mgSO ₂ eq /MJ	mgPO ₄ /MJ	mgC ₂ H ₄ eq /MJ	kJ /MJ
Petite échelle	Physique	40,3	236	39,1	3,3	295
Echelle moyenne	Physique	39,6	232	38,4	3,2	276,7
Grande échelle	Physique	40,3	236,5	39,2	3,4	284,1
Grande échelle	Economique	45,8	270	44,9	3,84	313
Grande échelle	Aucune	61,9	366	60,9	5,21	407
Grande échelle	Syst. Étendu.	30,9	161	44,5	1,38	-147

Tableau 5: Impacts environnementaux de la production de biodiesel en Suède selon 3 catégories de production avec allocation physique basée sur le contenu énergétique (Bernesson, 2004)

CC = changements climatiques ; AC = acidification ; EUTR = eutrophisation ; OP = oxydation photochimique ; CE = consommation énergétique

3.2.6 *Levington, 2000*

Objet de l'étude :

Etudier les exigences en termes d'énergie de la production de biodiesel et de bioéthanol au Royaume-Uni. Cette analyse a également pour but de prendre en compte des données actualisées en ce qui concerne le rendement des cultures et la fabrication des engrais azotés. Deux filières sont étudiées :

- Le bioéthanol produit à partir de froment : la quantité d'intrants nécessaire est estimée à 195 kgN/ha, le rendement est de 8,96 t de MS/ha avec une production de paille de 6,5 t/ha (MS ; 15 MJ/t). 1 tonne de froment donne 276 kg d'éthanol (PCI = 30 MJ/kg) ;
- Le biodiesel produit à partir de colza : la quantité d'intrants nécessaire est estimée à 180 kgN/ha, le rendement est de 4,08 t de MS/ha avec une production de paille de 4 t/ha (MS ; 15 MJ/t). 1 tonne de graine de colza donne 370 kg de biodiesel (PCI = 36 MJ/kg). 1 tonne de graines donne approximativement 0.58 t de tourteau qui ne peut être utilisé que si on ne se trouve sur une culture en rotation (dans le cas contraire, le tourteau est utilisé comme intrant et réduit la quantité d'engrais nécessaires) ;

Impacts et catégories d'impacts

Une seule catégorie d'impact : la consommation d'énergie

Unité fonctionnelle :

Un ha de champ cultivé.

Frontières :

Les étapes incluses dans les frontières sont les suivantes : fabrication et transport des engrais et emballage des produits, culture, transport de la production agricole, broyage (graine de colza) et transformation (transestérification ou fermentation).

Les données utilisées sont reprises dans le Tableau 6.

	Biodiesel	Bioéthanol
Engrais azotés (kgN/ha)	180	195
Engrais phosphatés (kg P ₂ O ₅ /ha)	50	70
Engrais potassium (kg K ₂ O)	40	90
Pesticides, herbicides, fongicides (MJ, ha, an)	1	3
Rendement agricole (t MS/ha, an)	4.08	8.96
Production de paille (t/ha, an)	4	6.5
PCI paille (MJ/kg)	15	15
Rendement de la transformation (kg biocarburant/t MS)	370	276
PCI du biocarburant (MJ/kg)	36	30
Co-produits et PCI des co-produits	Glycérine (35 MJ/kg)	Résidu de distillation (2MJ/kg)
Energie nécessaire au broyage (GJ/t biocarburant)	0.428	0
Energie nécessaire à la transformation (GJ/t biocarburant)	11	23.3

Tableau 6: Données utilisées par Levington (2000)

En outre, Levington fait l'hypothèse que 100 km doivent être parcourus pour acheminer la production agricole du champ à la ferme et 100 également de la ferme à l'unité de transformation. La consommation énergétique du transport intervient dans la comptabilisation de la consommation énergétique des biocarburants.

Résultats :

Les résultats de Levington sont repris dans le Tableau 7 pour 4 scénarios différents :

- La production de biocarburant (biodiesel et bioéthanol) où la paille est réutilisée comme intrant (et donc permet une économie d'engrais) ;
- La production de biocarburant (biodiesel et bioéthanol) où la paille est comptabilisée selon son contenu énergétique et ne sert donc pas d'intrant.

Levington exprime les résultats en MJ par ha. Dans ce tableau, nous les avons transposés en kJ par MJ de biocarburant produit. Le ratio énergétique exprime le ratio entre l'énergie utilisée par l'énergie délivrée (biocarburants + sous-produit) dans chaque scénario. On constate que, du point de vue de la consommation énergétique, le biodiesel est plus favorable que le bioéthanol. On peut également constater que la méthode d'allocation de la paille a un impact majeur sur les résultats, une allocation énergétique étant plus favorable. Cependant, cette dernière méthode semble la moins réaliste étant donné que la valorisation énergétique peu utilisée dans nos régions.

	Biodiesel avec paille utilisée comme intrant (kJ/MJ biocarburant)	Biodiesel avec paille utilisée comme combustible (kJ/MJ biocarburant)	Ethanol avec paille utilisée comme intrant (kJ/MJ biocarburant)	Ethanol avec paille utilisée comme combustible (kJ/MJ biocarburant)
Biocarburant	1000,00	1000,00	1000,00	1000,00
Tourteau	24,22	24,22	0,00	0,00
Paile	0,00	1104,04	0,00	1314,21
Total	1024,22	2128,25	1000,00	2314,21
Combustible agricole	-86,24	-90,99	-57,96	-64,34
Engrais	-132,30	-132,30	-105,34	-108,78
Pesticides, herbicides, fongicides	-6,20	-6,20	-14,09	-14,09
Graines	-0,64	-0,64	-12,47	-12,47
Emballage	-5,19	-5,19	-6,03	-6,54
Transport	-13,30	-20,65	-20,15	-28,97
transformation	-317,43	-317,43	-684,87	-684,87
Total	-561,31	-573,40	-900,90	-920,04
Balance	462,90	1554,85	99,10	1394,17
Ratio énergétique	0,55	0,27	0,90	0,40

Tableau 7: Bilan énergétique du biodiesel et du bioéthanol (Levington, 2000)

Levington estime également, pour les étapes de fabrication et d'utilisation des engrais, les émissions de composés azotés et de CO₂ dans l'air ainsi que les émissions de nitrates, d'azote et de composés phosphatés dans l'eau. Ces résultats sont repris dans le Tableau 8.

	Biodiesel avec paille utilisée comme intrant	Biodiesel avec paille utilisée comme combustible	Ethanol avec paille utilisée comme intrant	Ethanol avec paille utilisée comme combustible
	mg/MJ biocarburant	mg/MJ biocarburant	mg/MJ biocarburant	mg/MJ biocarburant
AIR				
NH3	69,527	33,460	56,477	24,405
NOx	119,651	74,182	92,736	52,886
N2O	119,651	57,582	99,880	43,159
CO2	11246,452	6493,057	8842,281	4653,763
EAU				
N composés pendant la fabrication	6,468	3,113	5,257	2,272
Nitrate N après utilisation	32,338	15,563	26,958	11,649
P composés pendant la fabrication	0,359	0,173	0,404	0,175

Tableau 8: Emissions lors de la fabrication des engrais, suite à leur application et dues au transport (Levington, 2000).

Les émissions des deux principaux GES impliqués dans la production de biocarburants, le CO₂ et le N₂O, sont comprises entre 18 et 48 gCO_{2,eq}/MJ de biocarburant produit. L'éthanol est responsable en moyenne de moins d'émission de N₂O que le biodiesel et a donc un impact climatique moins important. En comparaison des combustibles fossiles classiques, les biocarburants permettent une économie de GES :

- Pour le biodiesel, comprise entre 42% (allocation de la paille comme intrant) et 71% (allocation énergétique de la paille) ;
- Pour l'éthanol, comprise entre 51% (allocation de la paille comme intrant) et 78% (allocation énergétique de la paille).

D'une manière générale, la culture du froment semble responsable de moins de nuisances environnementales que la culture du colza, ce qui est dû, apparemment, à une exigence plus faible en termes d'engrais.

3.2.7 de Calvalho Macedo (2004)

Objet de l'étude :

L'objectif de l'étude est de réaliser un bilan du point de vue de la balance énergétique et des émissions de GES de l'éthanol obtenu à partir de canne à sucre au Brésil grâce à une méthodologie d'ACV. Les résultats ont pour but d'être représentatifs de la production au Brésil et se base donc sur des moyennes nationales. 2 scénarios principaux sont envisagés : le scénario 1 qui est représentatif de la situation actuelle et le scénario 2 qui représente une situation améliorée tenant compte des meilleures technologies et pratiques disponibles au Brésil. Macedo se place dans le cas d'une culture exclusive de canne à sucre et donc pas dans le cas d'une rotation de cultures.

Impacts et catégories d'impacts :

Deux seules catégories d'impacts : la consommation énergétique et les émissions de GES.

Unité fonctionnelle :

Les résultats sont généralement exprimés en tonne de sucre de canne (TC) et sont ramenés à cette unité.

Frontières :

Les étapes prises en compte sont les suivantes:

- Fabrication des engrais
- Construction des équipements et des bâtiments nécessaires
- Culture et récolte de la canne à sucre
- Transport de la ferme à l'unité de transformation
- Transformation en éthanol
- Transport de l'unité de transformation à la station de distribution
- L'utilisation de l'éthanol à la place d'essence

La procédure d'allocation ne concerne qu'un seul co-produit : la bagasse qui est un résidu fibreux de la canne à sucre. On fait ici l'hypothèse que la bagasse est utilisée pour produire de l'électricité qui remplace une production à partir d'énergie fossile (mix brésilien). Cette méthode d'allocation (allocation physique) correspond aux pratiques existantes au Brésil.

Résultats :

Les résultats, exprimés par rapport au 1 GJ de bioéthanol produit, sont repris dans le Tableau 9. On constate que le ratio énergétique est particulièrement favorable dans cette région en raison du haut rendement de sucre de la canne à sucre mais également de la valorisation énergétique de la bagasse. Par ailleurs, les émissions de GES par GJ produit sont particulièrement faibles en comparaison des émissions des biocarburants produits en Europe.

Ces résultats comprennent l'ensemble des étapes du cycle de vie de l'éthanol brésilien mais l'étude ne donne pas d'estimation sur les autres impacts environnementaux. Un autre aspect intéressant de cette étude sont les données concernant l'utilisation d'engrais pour la production de bioéthanol à partir de canne à sucre : 75 kgN/ha, an ; 100 kg K₂O/ha, an ; 36,7 kg P₂O₅/ha, an, ce qui correspond, exprimés par rapport à l'énergie de biocarburant produit e : 0,532 gN/MJ ; 0,709 g K₂O/MJ ; 0,260 g P₂O₅/MJ.

Consommation énergétique (MJ/GJ biocarburants)		
	Scénario 1	Scénario 2
Agriculture	98,4	89,5
Procédés industriels	24,1	19,4
<i>Total</i>	<i>122,4</i>	<i>108,9</i>
Production d' énergie (éthanol + bagasse)	-1019,0	-1154,3
Bilan énergétique	-896,5	-1045,4
Ratio énergétique	-0,12	-0,09

Emissions de GES (kgCO2eq/GJ biocarburants)		
	Scénario 1	Scénario 2
dues à la combustion fossile	9,4	8,6
autres émissions	7,5	7,5
<i>total émissions</i>	<i>16,8</i>	<i>16,1</i>
évitée par substitution éthanol-essence	-118,2	-126,2
évitée par combustion bagasse	-6,1	-11,4
<i>Total émissions évitées</i>	<i>-124,3</i>	<i>-137,6</i>
Bilan émissions	-107,5	-121,5

Tableau 9: Bilan énergétique et des émissions de GES de la production d'éthanol au Brésil

3.2.8 IEA (2004)

Objet de l'étude :

L'objectif de cette étude est de réaliser une analyse relativement complète des filières biocarburants dans le monde. Elle envisage ainsi les différentes matières premières et technologies disponibles pour leur production, la réduction des émissions de GES et le bilan énergétique, les coûts et les impacts de marché, la performance des véhicules, l'utilisation des sols, ainsi que les politiques de promotion des biocarburants mises en place dans différents pays du monde.

Cette étude ne reprend que les émissions de GES et la consommation énergétique comme impacts environnementaux. Il ne s'agit donc pas d'une ACV bien qu'elle incorpore, dans l'analyse de ces impacts environnementaux, les résultats d'analyses de cycle de vie complètes ou partielles.

Impacts et catégories d'impacts : émissions de GES et consommation énergétique

Résultats :

Différentes études européennes (notamment GM et al, 2002) citées dans le rapport de l'IEA (2004) évaluent les émissions de GES et le bilan énergétique de la production d'éthanol à partir de sucre de betterave (Tableau 11). Ces études tendent à montrer que la réduction d'émission de GES, estimée sur l'ensemble du cycle de vie, est sans doute supérieure de 35% par rapport aux combustibles fossiles classiques, le bilan énergétique étant également largement favorable au biocarburant.

Au Brésil, le ratio énergétique de la production d'éthanol à partir de canne à sucre est de 6 à 8 fois plus favorable que ceux obtenus dans l'UE ou aux USA. Les raisons sont à chercher dans les rendements particulièrement élevés qui peuvent être obtenus au Brésil grâce à un ensoleillement intense, la faible utilisation d'intrants et, également, dans la récupération de la bagasse (résidu fibreux) de la canne à sucre pour la production d'énergie. L'énergie ainsi produite à partir de source renouvelable est utilisée pour le processus de transformation mais peut également être réinjectée, sous forme d'électricité, dans le réseau régional, économisant ainsi éventuellement l'utilisation de combustibles fossiles. L'utilisation de combustibles fossiles pour produire le biocarburant peut donc, dans les cas les plus favorables, être négative.

Matière première (MP)	Efficienc e de la production (litre/tonne de MP)	Ratio éner gétique	Variation des émissions de GES (par rapport à la filière essence classique)
Betterave(UE)	54.1 à 101.3	0.56 à 0.84	-35 à - 56%
Cane à sucre (Brésil)	-	0.10 à 0.12	-92%

Tableau 10: bilan énergétique et climatique du bioéthanol- filière céréale (IEA, 2004)

De nombreuses études ont comparé les bilans énergétiques et les émissions de gaz à effet de serre (GES) du bioéthanol obtenu par la filière céréale à ceux de l'essence classique. L'IEA a répertorié une série de ces études et montre que l'économie de GES due à l'utilisation du bioéthanol provenant de la filière céréale peut être estimée entre 20 et 40 % des émissions de la filière essence classique. Une étude répertoriée indiquait cependant une augmentation des émissions de GES pour une production à partir de maïs (Pimentel, 2001).

Le ratio énergétique (ratio entre l'énergie nécessaire à la production du bioéthanol et l'énergie libérée lors de sa combustion), selon ces mêmes études, varie entre 0,5 et 0,98 pour le maïs et entre 0,81 et 1,03 pour la filière froment. Pimentel (2001) calcule cependant un ratio largement défavorable au biocarburant produit à partir de maïs (1.65).

Matière	Efficienc e de la produc-	Ratio éner gétique-	Variation des émissions de
----------------	----------------------------------	----------------------------	-----------------------------------

première (MP)	tion (litre/tonne de MP)	que	GES (par rapport à la filière essence classique)
Maïs	366.4 à 470.0	0.50 à 0.98	-21 à - 38%
Froment	346.5 à 385.4	0.81 à 1.03	-19 à - 47%

Tableau 11: bilan énergétique et climatique du bioéthanol – filière céréales (IEA, 2004)

Comme on peut le constater dans le Tableau 11 les différences entre les estimations sont significatives puisque, dans certains cas, le bilan énergétique du biocarburant pourrait même se révéler négatif. Différents facteurs peuvent expliquer ces différences, notamment :

- l'efficacité de la transformation matière première-éthanol est particulièrement importante car, non seulement, elle détermine la quantité de carburant (souvent fossile) nécessaire à la transformation mais également la quantité de matière première nécessaire pour produire une même quantité de biocarburant ;
- la prise en compte des sous-produits : nourriture animale, co-génération d'électricité, etc.
- les différences dans les pratiques agricoles, notamment dans l'utilisation des engrais, peuvent générer des émissions supplémentaires de N₂O, un puissant gaz à effet de serre.
- les hypothèses concernant le changement d'utilisation des terres : la déforestation ou le remplacement du système de racine dans le sol relâche dans l'atmosphère des quantités de carbone (séquestrées dans le sol ou les plantes) qui peuvent grever le bilan du biocarburant même si cet impact « one-shot » est réparti sur de nombreuses années.

Les émissions de GES et la consommation énergétique due à la production de biodiesel varie largement en fonction des hypothèses faites en ce qui concerne l'utilisation d'engrais, les systèmes de culture et la prise en compte des co-produits. Le Tableau 12 reprend les résultats cités par l'IEA.

Matière première (MP)	Ratio énergétique	Variation des émissions de GES (par rapport à la filière essence classique)
Colza	0.34 à 0.56	-49 à - 66%
Cane à sucre (Brésil)	0.10 à 0.12	-92%

Tableau 12: bilan énergétique et climatique du biodiesel (IEA, 2004)

4 Discussion et conclusion

4.1 Une comparaison des résultats est-elle possible ?

Dans la partie précédente, nous avons résumé les résultats de différentes analyses de cycle de vie ou études concernant différents types de biocarburants. Même si la plupart de ces études appliquent les principes d'une ACV, une comparaison de leurs résultats s'avère presque impossible, et ce en raison de leurs caractéristiques spécifiques.

La première caractéristique est bien sûr le **biocarburant analysé** : on distingue le biodiesel d'huile végétale mais les impacts environnementaux dépendront en outre du type de culture dont ils sont issus. Il convient donc de faire également une distinction entre un bioéthanol obtenu à partir de betteraves ou de froment.

La seconde est la **région de production du biocarburant et les technologies utilisées**. En effet, les pratiques et les rendements agricoles, les distances de transport, les sources d'énergie, etc. sont différents d'une région à l'autre et affectent, d'une manière ou d'une autre, les résultats d'une ACV.

Plusieurs ACV sont partielles et se contentent d'analyser quelques **impacts environnementaux** (généralement la consommation énergétique et les émissions de gaz à effet de serre). D'autres, plus complètes, analysent un plus grand nombre d'impacts. Cependant, les catégories d'impacts diffèrent également (Par exemple, Denocker évalue la quantité de déchets induite par la production de biodiesel, or cette catégorie d'impact n'est reprise par aucune autre ACV).

Le **système de référence** et les **méthodes d'allocation** sont des éléments méthodologiques importants qui ne sont pas toujours suffisamment explicités dans les ACV (cf. Mortimer et al., 2003). On sait ainsi qu'une terre en jachère permanente ne nécessitera pas la même quantité d'engrais qu'une jachère en rotation. Par ailleurs, on a vu que différentes méthodes d'allocation sont envisageables mais que leur pertinence dépend du contexte. Ainsi, dans nos régions il semble plus probable que la glycérine remplace une glycérine synthétique et que le tourteau se substitue à du soja importé plutôt que de voir ces co-produits utilisés comme combustibles. Cependant, pour des raisons de disponibilité des données, la méthode d'allocation basée sur le contenu énergétique est encore utilisée pour ces co-produits.

Bernesson et al. (2004) ont montré que deux éléments revêtent une importance capitale dans les ACV des biocarburants :

- La culture de la plante de base et les hypothèses sur ses impacts. En effet, la culture est la source principale des impacts environnementaux des biocarburants ;
- Les méthodes d'allocation en particulier si les produits remplacés par les co-produits du biocarburant ont des impacts environnementaux importants.

Les hypothèses sous-jacentes à la normalisation et à la pondération sont potentiellement des éléments de divergence entre les études. Cependant, peu d'entre elles vont jusqu'à cette étape de comparaison (une seule dans notre sélection : Denocker et al., 1998).

4.2 Quels sont les principaux impacts environnementaux des biocarburants ?

4.2.1 La consommation énergétique et les émissions de GES

Comme on vient de le voir, il est difficile de comparer les résultats des différentes analyses de cycle de vie. Cependant, on peut tirer différents enseignements de ces études quant aux impacts environnementaux en comparaison de l'utilisation des combustibles fossiles.

Ainsi, la plupart des études concluent à un avantage pour les filières biocarburants, que ce soit de l'éthanol ou du biodiesel et quelle que soit la région de production, en ce qui concerne les émissions de GES et la consommation énergétique. On peut y ajouter, bien entendu, la réduction de consommation de ressources fossiles. Ces impacts positifs sont dus principalement à la substitution du biocarburant aux combustibles fossiles (essence et diesel). Néanmoins, on ne peut considérer que les biocarburants sont neutres d'un point de vue du carbone. Ils sont en effet responsables d'émissions de CO₂ (suite à l'utilisation de combustibles fossiles pour leur production) mais également de N₂O et de méthane lors de la production d'engrais et la culture de la plante.

Les émissions de GES des filières biocarburants ont été estimées comme suit :

- Entre 20 et 41 kg CO_{2eq}/GJ pour le biodiesel obtenu à partir de colza ;
- Entre 43,3 et 66,2 kg CO_{2eq}/GJ pour le bioéthanol obtenu par la filière céréale en Europe ;
- Entre 35,9 et 53,1 kg CO_{2eq}/GJ pour le bioéthanol obtenu par la filière sucre (betteraves) en Europe ;
- Entre 4,7 et 10,7 kg CO_{2eq}/GJ pour le bioéthanol obtenu par la filière canne à sucre au Brésil ;

Ces valeurs sont à comparer aux émissions dues aux combustibles fossiles diesel et essence (estimée également via des ACV) : 87,6 kg CO_{2eq}/GJ et 85,8 kg CO_{2eq}/GJ respectivement.³

La filière céréale, parce qu'elle implique une consommation énergétique plus importante lors de la transformation, apparaît comme la moins intéressante de ce point de vue. Par contre, au Brésil, la canne à sucre, grâce à son haut rendement et la valorisation énergétique de la bagasse, permet des économies de GES supérieures à 90%. Dès lors, même si on inclut la consommation d'énergie et les émissions de GES du transport international, le bioéthanol brésilien reste une alternative plus intéressante du point de vue de ces deux catégories d'impacts que les biocarburants européens !⁴

4.2.2 Acidification et eutrophisation

La plupart des études concluent également à un impact négatif de la filière des biocarburants sur l'acidification et l'eutrophisation. Ces deux impacts sont imputables aux pratiques agricoles et à l'utilisation d'engrais azotés et phosphorés. Les résultats sont extrêmement sensibles au système de référence choisi. En effet, l'impact environnemental ne sera pas le même si la culture énergétique remplace une jachère permanente, une jachère de rotation ou une culture alimentaire.

³ Source : CONCAWE

⁴ Michaelowa et Krause (2000) proposent un coefficient d'émission pour le transport de combustible de 7,7 gCO₂/t.km. En faisant l'hypothèse d'un transport Buenos -Aires – Anvers de 9500 km et d'un PCI du bioéthanol de 27763 MJ/t, les émissions dues au transport maritime de l'éthanol brésilien se montent à moins de 3 kg CO₂/GJ.

L'acidification est causée par les émissions d'oxydes d'azote, oxydes de soufre et ammoniacale lors de la culture de la plante. Ces émissions sont fortement dépendantes de la quantité d'engrais utilisée. L'eutrophisation des eaux est causée par les surplus de phosphate et d'azote utilisés comme engrais. Ce phénomène se manifeste par la prolifération excessive d'algues dans les eaux de surface au détriment d'autres organismes.

Les études qui analysent en profondeur les émissions acidifiantes et eutrophisantes de la production de biocarburants en Europe ne sont pas nombreuses (Jossart, 2003 ; Denoeker, 1998 ; Bernesson, 2004). Jossart (2003) estime que les émissions acidifiantes pour la production du biodiesel s'élèvent à 0,383 g SO_{2eq}/MJ, ce qui correspond à une augmentation d'environ 25% par rapport à un diesel classique. Denoeker (1998) parvient aux mêmes conclusions. Ces résultats sont comparables à ceux de Bernesson et al. (2004) sauf si on prend en compte une allocation étendue à l'ensemble des co-produits pour laquelle une valeur de 0,161 g SO_{2eq}/MJ serait à retenir⁵.

Ces valeurs ne concernent que le biodiesel. Aucune étude n'évalue les émissions acidifiantes de la production de bioéthanol. Etant donné que les cultures de betteraves et de froment requièrent des quantités d'engrais du même ordre de grandeur que celles des cultures de colza, on peut s'attendre à un impact similaire. Puisque la teneur en soufre de l'essence est particulièrement faible, il apparaît que le bilan « acidification » est en défaveur du bioéthanol européen.

Jossart (2003) estime que l'impact du biodiesel sur l'eutrophisation des eaux est incertain au contraire de Denoeker et al. (1998) qui jugent le biodiesel contribue 4 fois plus à l'eutrophisation que le diesel.

Quelle que soit la comparaison avec les combustibles classiques, il apparaît que la quantité d'engrais utilisée pour produire les biocarburants est directement liée à l'ampleur des impacts « eutrophisation » et « acidification ». 3,3 kg N/GJ et 2,6 kgN/GJ sont des ordres de grandeur d'intrants nécessaires à la production, respectivement, de biodiesel et d'éthanol. Or, Macédo (2004) estime la quantité d'engrais azoté nécessaire à la production de bioéthanol à partir de canne à sucre au Brésil à 0,53 kgN/MJ. Des conclusions similaires s'appliquent également aux autres types d'intrants.

Ces chiffres sont cependant purement indicatifs et ne permettent pas de tirer de conclusions quant à l'impact global du bioéthanol brésilien sur l'eutrophisation en raison, notamment, des différences importantes de caractéristiques des sols. Néanmoins, on peut supposer que le problème de l'eutrophisation revêt une importance moins grande au Brésil que dans nos régions.

4.2.3 *Les autres effets environnementaux*

D'autres effets sont parfois pris en compte dans les analyses de cycle de vie mais les données sur ces impacts sont beaucoup plus lacunaires :

- **La production d'ozone photochimique** par la réaction de N₂O, de composés organiques volatiles et du soleil. Le diesel et l'essence sont responsables de l'émission de composés organiques volatiles lors de leur combustion. L'utilisation d'hexane lors de l'extraction de l'huile de colza peut également induire de telles émissions. Denoeker et al. estiment d'ailleurs que l'incidence du biodiesel dans cette catégorie d'impacts est nettement plus importante que celle du diesel classique. Rappelons que l'utilisation d'hexane n'intervient que dans la préparation du biodiesel (et non des autres biocarburants) et peut être évitée si on se contente d'une extraction mécanique.

⁵ Il est à noter que de nouvelles qualités de diesel à faible teneur en soufre seront bientôt disponibles sur le marché. Les émissions de SO₂ du diesel seront donc probablement bien inférieures à celles utilisées dans les études citées ci-dessus.

-
- **L'utilisation de ressources naturelles** : les biocarburants permettent une économie de combustibles fossiles mais sont plus exigeants en termes d'autres ressources minérales (chaux, phosphate, potasse, soufre) nécessaires à la production d'engrais (Jossart, 2003 ; Denoeker, 1998) ;
 - **L'utilisation d'eau** : nécessaire à la fabrication du biocarburant serait plus importante que dans le cas d'un combustible fossile, en tout cas pour le biodiesel (nettoyage des produits agricoles, production d'engrais, processus d'estérification pour le biodiesel). La mesure de cet impact apparaît cependant comme très incertaine ;
 - **La production de déchets** a été envisagée dans l'étude de Denoeker (qui conclut au désavantage du biodiesel) mais est exclue des frontières de la majorité des autres ACV.

4.2.4 Conclusions sur les effets environnementaux

Les analyses de cycle de vie évoquées ci-dessus montrent que la substitution des biocarburants aux carburants fossiles classiques a des effets positifs en ce qui concerne la réduction des émissions de gaz à effet de serre et la préservation des ressources fossiles. Par contre, différents effets néfastes pourraient être amplifiés comme l'eutrophisation des eaux et l'acidification des eaux et des sols.

Quel que soit le biocarburant et la plante dont il est issu, la culture des plantes énergétiques est l'étape critique responsable des impacts environnementaux négatifs les plus importants. Ceux-ci sont fonction de la quantité d'engrais apportés lors de la culture.

Le bioéthanol brésilien a, apparemment, des effets négatifs moins importants en raison du haut rendement de la canne à sucre et de la faible quantité d'engrais nécessaire à sa culture. De plus, en raison de la valorisation énergétique de la bagasse ainsi que de la faible mécanisation de l'agriculture, le bilan énergétique et climatique du bioéthanol brésilien est plus favorable que celui des biocarburants européens, malgré la distance séparant le lieu de fabrication du lieu de consommation.

Soulignons cependant que ces conclusions ne sont valables que si la culture de la canne à sucre ne se fait pas au détriment de surfaces protégées et de puits carbone permanents.

Notons enfin que les analyses de cycle de vie considérées ici n'envisagent pas certaines catégories d'impacts qui sont pourtant souvent citées comme problématiques par les associations de défense de l'environnement. Ainsi, par exemple, l'utilisation de l'espace et la biodiversité ne sont évaluées dans aucune ACV.

4.3 Les biocarburants : une stratégie efficace pour réduire les émissions de gaz à effet de serre ?

La directive européenne 2003/30/CE propose des objectifs indicatifs de mise sur le marché des biocarburants entre 2005 et 2010. Afin de mesurer l'impact potentiel de cette politique sur les émissions du transport, nous avons construit 3 scénarios extrêmes. Ces scénarios sont construits pour la période 2003 – 2008. 2008 est en effet l'année où les taux d'incorporation maxima prévus par la loi -

programme de juillet 2005 (7% pour l'essence, 5% pour le diesel) seront d'application. Ce qui se passera après 2008 est plus difficile à cerner à l'heure actuelle⁶.

- Le scénario 1 dans lequel les biocarburants ne sont pas introduits sur le marché belge. La consommation de carburants routiers est supposée augmenter de 5,4% en volume (litres) et de 5,6% en émissions de GES (en équivalent CO₂). Dans ce scénario, la consommation d'essence continue de diminuer au profit du diesel ;
- Le scénario 2 : les biocarburants sont supposés être introduits sur le marché au taux d'incorporation maxima prévus par la loi-programme de juillet 2005. Dans ce scénario, les impacts sont évalués pour les valeurs basses et hautes des coefficients d'émission des biocarburants⁷. Tous les autres paramètres sont identiques au scénario 1 ;
- Le scénario 3 : la même quantité de biocarburants que dans le scénario 2 est introduite sur le marché belge mais l'éthanol provient uniquement du Brésil.

Taux d'émission des biocarburants		Scénario 1	Scénario 2		Scénario 3	
Biodiesel (colza)	kgCO ₂ eq/GJ	NA	25,3	35,8	NA	
Bioéthanol_ETBE(betteraves et céréales)	kgCO ₂ eq/GJ	NA	41,8	53,7	NA	
Bioéthanol (canne à sucre)	kgCO ₂ eq/GJ	NA	NA	NA	9,2	12,2
Résultats						
Emissions totales du transport en 2003	ktCO ₂ eq/an	29230	29230	29230	29230	29230
Emissions totales du transport routiers en 2008	ktCO ₂ eq/an	30860	29890	30070	29800	29812
Variation 2004-2008	% du BAU	5,58	2,26	2,87	1,95	1,99
Economie due aux biocarburants	% du BAU	0,00	-3,14	-2,56	-3,43	-3,40
Surface agricole nécessaire en Belgique	% de la SAU	0,00	23,10		NA	

Tableau 13: Hypothèses et résultats des 3 scénarios d'introduction des biocarburants en Belgique

Le Tableau 13 montre que le respect des prescriptions de la loi programme permet, en 2008, une économie de gaz à effet de serre de 0.79 à 0.97 MtCO₂eq par rapport à un scénario BAU, soit moins de 4% des émissions projetées du transport. Pour réaliser cet objectif, la Belgique devrait alors consacrer plus de 23% de sa surface agricole utile à la culture des trois plantes énergétiques envisagées ici : le colza, la betterave et le blé.⁸

A titre de comparaison, l'utilisation de bioéthanol Brésilien permettrait une économie de GES d'environ 1.5 MtCO₂eq soit un peu plus de 3% des émissions du transport en Belgique en 2008. Notons que la surface nécessaire à la production de cette quantité de biocarburants au Brésil est deux fois moins importante que dans le scénario 2.

⁶ Pour plus de détail sur les taux d'incorporation maximaux et les prescriptions de la loi-programme, voir le rapport de Philippe Defeyt : « Quelques données et enjeux économiques », Institut pour un Développement Durable, août 2005, disponible sur le site de l'IDD : www.iddweb.be.

⁷ Les intervalles des valeurs ont cependant été resserrés autour des bornes 25-75% on nous avons supposé que l'éthanol céréales ne représenterait jamais, en Belgique, plus de la moitié de l'éthanol produit.

⁸ Etant donné l'importance de la surface à consacrer aux biocarburants, une estimation rigoureuse des économies de gaz à effet de serre devrait également tenir compte de l'impact de cette politique sur les émissions de l'agriculture. Dans ce calcul, on a en effet fait l'hypothèse que les terres utilisées pour la production de biocarburant n'auraient pas été cultivées dans un scénario BAU.

Quelle que soit la provenance du biocarburant, on peut néanmoins constater que cette politique ne permet pas d'enrayer la progression observée des émissions du transport en Belgique. L'objectif de Kyoto appliqué au transport routier belge demanderait une réduction d'émission de 12,6 MtCO_{2eq} par rapport à notre scénario BAU soit plus 10 fois plus que la réduction escomptée par l'introduction des biocarburants.

Il apparaît donc clairement qu'une politique de l'offre, comme celle des biocarburants, n'est pas suffisante pour réduire de manière significative les émissions de gaz à effet de serre dans le domaine du transport et ne pourra, en aucun cas, se substituer à une réelle politique de la demande.

Bibliographie

1. Bernesson S., Nilsson D., Hansson P-A. (2004), « A limited LCA comparing large- and small-scale production of rape methyl ester (RME) under Swedish conditions », *Biomass & Bioenergy*, **26**, pp. 545-559.
2. CONCAWE, EUCAR et JRC (2004), "Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context", disponible à l'adresse www.concawe.be.
3. de Calvedo Macedo I., Lima Verde Leal R. R., Azevedo Ramos da Silva J.E. (2004), "Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil", Government of the State of São Paulo.
4. De Nocker L., Spirinckx C. et Torfs R. (1998), "Comparison of LCA and external-cost analysis for biodiesel and diesel", VITO, disponible sous « www.novem.nl », décembre.
5. IEA (2004), « Biofuels for transport : an international perspective », International Energy Agency.
6. IFEU (2003), « Life Cycle Assessment of Biodiesel : update and new aspects », Institute for Energy and Environmental Research, Germany.
7. ISO (1997), « ISO 14040 : Management environnemental – analyse du cycle de vie – principes et cadres ».
8. Jossart JM (2003), "Les biocarburants en Wallonie", Valbiom, disponible sous «www.valbiom.be», 82 p., mars.
9. Kaltschmitt M., Reinhardt G. A., Stelzer (1997), « Life cycle analysis of biofuels under different environmental aspects », in *Biomass and Bioenergy*, **12(2)**, pp. 121-134.
10. Levington (2000), "Energy Balances in the Growth of Oilseed Rape and of Wheat for Bioethanol", I. R. Richards, Levington Agriculture Ltd., Royaume-Uni, Juin 2000.
11. Mortimer N. D., Cormack P., Elsayed M. A. and Horne R. E., (2003), "Evaluation of the comparative energy, global warming and socio-economic costs and benefits of biodiesel », Department for Environment, Food and Rural Affairs.
12. Pimentel D (2001), "The limits of Biomass Energy", Encyclopaedia of Physical Sciences and Technology, septembre
13. Puppen D. (2002), "Environmental evaluation of biofuels", in *Periodica Polytechnica Ser. Soc. Man. Sci.*, **10(1)**, pp. 95-116.
14. Ulg (2004), « Évaluation environnementale des produits par analyse du cycle de vie », laboratoire de Chimie Industrielle de l'Université de Liège et Cellule SME de la Fondation Universitaire Luxembourgeoise.
15. Van Gerpen J. (2000), "Analysis of Comparative LCA of Biodiesel and Fossil Diesel Fuel by Ceuterick and Spirinckx", Iowa State University, disponible sous www.biodiesel.org , 6 p., juillet.