



HAL
open science

Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la biomasse algale : prise en compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire

Pierre Collet

► **To cite this version:**

Pierre Collet. Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la biomasse algale : prise en compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire. Sciences du Vivant [q-bio]. Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Montpellier; Institut National d'Etudes Supérieures Agronomiques de Montpellier, 2012. Français. NNT: . tel-02811206

HAL Id: tel-02811206

<https://hal.inrae.fr/tel-02811206>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



**Analyse de Cycle de Vie de la valorisation
énergétique de la biomasse algale : prise en
compte des aspects dynamiques dans l'étape
d'inventaire**

*Life Cycle Assessment of bioenergy production from microalgae
: consideration of temporal dynamic in the inventory step*

PhD thesis 2012

Pierre COLLET

THESE*Pour obtenir le grade de*DOCTEUR DE L'ECOLE NATIONALE SUPERIEURE AGRONOMIQUE DE
MONTPELLIER

Discipline : Génie des Procédés

École Doctorale : Sciences des Procédés et Sciences des Aliments

Soutenue le 04 avril 2012 par

Pierre COLLET

**Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la
biomasse algale :
prise en compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire**

JURY :

M. Olivier BERNARD, Directeur de Recherche, INRIA	Président
Mme Isabelle BLANC, Maître de Recherche, MINES Paris Tech	Rapporteuse
M. Arnaud HELIAS, Maître de conférences, Montpellier SupAgro	Examineur
M. Stéphane LEPOCHAT, Responsable R&D chez Enea	Examineur
Mme. Marie-Noëlle PONS, Directeur de Recherche, CNRS	Rapporteuse
M. Jean-Philippe STEYER, Directeur de recherche, INRA Narbonne	Directeur de thèse

Comment le temps fait-il pour tourner rond dans des horloges carrées ?

Quino

Résumé

La production de biocarburant à partir de microalgues est de plus en plus étudiée. Une des solutions proposées pour valoriser de manière plus optimale le contenu énergétique des microalgues est la digestion anaérobie de celles-ci, le biogaz étant utilisé sous forme de carburant. Ce travail de thèse s'intéresse à l'évaluation de cette technologie émergente. Après une synthèse bibliographique, une ACV prospective du système couplant culture d'algues et digestion anaérobie a été réalisée au cours de la thèse à partir de données de la littérature, de résultats expérimentaux et de l'utilisation de modèles dynamiques. La réalisation d'ACV de production de biogaz et de biodiesel à partir de microalgues a permis de souligner l'importante contribution de l'électricité aux différents impacts évalués. Une ACV de production de biodiesel avec un mix électrique comprenant des énergies renouvelables a été faite de manière à évaluer les diminutions d'impacts potentiels, et à les comparer avec des améliorations de productivité. L'ACV est un outil d'évaluation statique, les caractéristiques temporelles et spatiales sont perdues lors de la phase d'agrégation des émissions dans la phase d'inventaire. De plus lors de la phase d'évaluation des impacts, il est supposé que les processus écologiques répondent de manière linéaire aux perturbations environnementales et que les effets seuils sont négligés. Pour pallier ces lacunes, les dynamiques temporelles au niveau de l'évaluation des impacts sont de plus en plus intégrées par la communauté scientifique. Un travail préalable nécessaire est l'obtention d'un inventaire du cycle de vie dynamique. Cette thèse propose une méthodologie pour réaliser un inventaire dynamique lors d'une ACV. Celle-ci est construite par l'identification des flux clés dans le système par des analyses de sensibilité. La procédure compare ensuite pour les flux préalablement sélectionnés les dynamiques intrinsèques des émissions ou des échanges dans la technosphère avec les dynamiques des impacts envisagés. A ce titre, des dimensions temporelles des impacts sont proposées et discutées. Ce travail est ensuite illustré sur des cas théoriques et des systèmes réels du domaine des bioénergies.

Mots clés : ACV, Microalgues, Bioénergie, Inventaire, Analyses de sensibilité, Echelles de temps des impacts

Abstract

Biofuel production from microalgae is more and more pointed out as an interesting alternative to produce bioenergy. An innovative way for taking advantage of the energetic content of the microalgae is to directly carry out anaerobic digestion, and to use the biogas as a biofuel. This PhD work focuses on the environmental evaluation of this new technology. A critical review of Life Cycle Assessment (LCA) studies of algal biofuels is firstly done. Then a prospective LCA of microalgae culture coupled to biogas production is carried out, based on bibliographic data, experimental results and dynamic models. Literature about biofuel and biogas production from microalgae has underlined the high contribution of electricity to the assessed impacts. A LCA of biodiesel production using electricity produced by local and renewable sources has been undertaken in order to estimate potential impacts' modifications and to compare them with the consequences of an increase of microalgal productivity.

Life Cycle Inventory (LCI) is usually based on steady-state and linear models of elementary processes and temporal or spatial variations of commodity flows and emissions are most of the time ignored or aggregated within the overall uncertainty. Furthermore Life Cycle Impact Assessment (LCIA) framework generally assumes that the biological processes respond linearly to environmental disturbances and that threshold effects can be neglected. As the development of dynamic impact methods is based on dynamic inventory data, it seems essential to develop a general methodology to achieve a temporal LCI. This PhD thesis presents a methodology to pursue a dynamic LCI based on the identification of key flows by sensitivity analyses. Once these commodity flows and environmental flows have been identified, their own timescales are compared to the inherent timescales of the impact categories affected by the flows. From this perspective, temporal dimensions of different impact categories are suggested and discussed. This approach is illustrated by theoretical and existing bioenergy systems.

Key words: LCA, Microalgae, Bioenergy, Inventory, Sensitivity analyses, Impacts' timescales.

Remerciements

“I want to thank you falettinme

Be mice elf agin”

Sly and The Family Stone. *Thank You Falettinme Be Mice Elf Agin*

Après ces trois années de thèse, il ne va être facile de remercier toutes les personnes rencontrées qui ont fait de cette aventure une très belle période de ma vie. Alors, du fond du cœur, et en oubliant sûrement des personnes (pas trop j'espère...) un grand grand merci...

Aux membres du jury

M. Olivier Bernard. Merci d'avoir présidé ce jury, merci pour ta gentillesse et tes qualités pédagogiques, qui m'ont amené vers la modélisation de systèmes biologiques et merci pour ton accueil à Nantes et à Peyresq.

Mme Isabelle Blanc et Mme Marie-Noëlle Pons. Merci d'avoir rapporté ce travail de thèse, et d'avoir contribué à son amélioration à travers vos rapports.

M. Stéphane Le Pochat. Merci d'avoir pris part à ce jury en tant que membre invité, et d'avoir grandement enrichi la discussion lors de la soutenance.

M. Jean-Philippe Steyer. Merci de m'avoir fait confiance au début de Symbiose et d'avoir dirigé cette thèse, et merci pour l'atmosphère que tu donnes au LBE, pour l'esprit grande famille qui y règne.

M. Arnaud Hélias. Alors par où commencer... Merci pour les animaux en plastique gluants, pour Pierre Henry et le Rocky Horror Picture Show, pour les trajets en vélo entre la gare de Narbonne et le LBE... En tant qu'encadrant, ça a été un régal, et tu m'avais bien prévenu des écueils avant de commencer. Enfin merci pour ton écoute, ta patience, et ton sens du détail infographique ! Hasta bientôt Nono !

Enfin un merci à Laurent Lardon, qui a co-encadré cette thèse avec Arnaud Hélias. Un grand merci pour ta disponibilité tout au long de la thèse, et pour avoir pris le temps d'éclairer ma lanterne au cours de discussion de 20 minutes qui m'ont souvent fait faire de grands bonds en avant... Hasta bientôt Lolo !

Aux personnes du LBE :

A Sylvie et Nadine, pour votre disponibilité et votre gentillesse, et vos solutions à tout dans tous les cas de figure possibles.

A l'équipe Infime, pour les échanges riches autour de l'ACV, du génie des procédés et de la digestion anaérobie.

A tous les stagiaires, thésards et post-doc du labo, vive l'antre de l'échoppe, et merci pour la sono, 250 décibels, ça crache !

A toutes les personnes croisées au LBE, un grand merci.

Aux membres de mon comité de thèse

A Claudine Basset-Mens, pour ton éclairage sur la dimension spatiale en ACV et ses liens avec la dimension temporelle.

A Michael Corson, pour ta disponibilité et tes encouragements.

A Naskeo,

Et plus spécialement à Romy-Alice, pour sa bonne humeur

A toutes les autres personnes rencontrées pendant le projet Symbiose, notamment le 72's crew :

Christophe Vasseur, 72 power

Bruno Sialve, pour les futures rave party au Canada et le modjo !

A ELSA, équipe au si doux prénom !

Oui... Philippe Roux ! Un grand merci pour ce gimmick attrapé la 1^{ère} année, et pour Rodrigo y Gabriela et le Köln concert. Merci pour ton enthousiasme communicatif lors des discussions sur la CED, et un grand bravo au MHSC.

A Eléonore Loiseau et Philippe Loubet, les deux autres thésards du frigo / four du bas... Merci pour les grenades, les pétages de plomb collectifs et les intermèdes musicaux.

A Eva Risch, pour ta bonne humeur perpétuelle, les soirées gaming zone et tes photos du bout du monde.

A Catherine Macombe, pour les découvertes sur l'ACV sociale et le recul sur l'ACV environnementale.

A Brigitte Langevin, car c'est grâce à toi que je me suis lancé dans cette aventure. Un grand merci pour ton ouverture d'esprit, tes conseils pré-soutenance et ton soutien pendant l'oral !

A Mary Hahnoun, pour tes plats délicieux et la force dont tu fais preuve, chapeau.

A Montse, pour ton énergie débordante, c'est quand ta pendaison de crémaillère ???

A Yves Djoko Gérard, pour la découverte de Magasin Général, je continue la collec !

A Mélissa Cornélus, pour ta relecture du chapitre 2 et les futurs apéros rhum arrangé.

A Anthony Benoist, pour les soirées et les v..... qui t..... (ou l'inverse), et pour l'idée, que je plagie totalement, des citations de chansons.

A Cyril Arnoult, pour les inconnus, les années 90, les soirées raclette chez Laurette.

A Pyrène Larrey Lassalle, ma plus ancienne collègue intermittente de la recherche, un grand merci pour la joie de vivre et la fraîcheur que tu fais rayonner autour de toi.

A Juliette Langlois, bien plus qu'une collègue ELSA... 10 ans de chemin pas si loin l'un de l'autre, ça a été très sympa ! De toute manière, à très bientôt.

Enfin à toutes les autres personnes d'ELSA, stagiaires, intermittentes ou permanentes, grâce à qui ELSA est une équipe soudée où il fait bon travailler.

A toute l'équipe du Génie Rural,

Flo, Annie, Hélène, Véro, Carole, Catherine, Gilles, Bruno, Alain, Arnaud, Cédric, pour la bonne ambiance au premier étage du bâtiment 21 et les repas de Noël en juillet.

A tous les potos montpelliérains,

A Lio, compagnon d'infortune et a fortiori de fortune, pour les gambas à la plancha et Babylone, Ouh Yeah Ouh Yeah.

A Midou, Montpellier est bien vide sans toi ! Tu as été essentielle dans la thèse et tu le resteras dans ma vie, bisous Midou.

A Yaya, popopop Bro! Big Up, keep the faith, the face and the reste ! Hasta tetou !

A JuanSeco, winter is coming, avé le Mas Amiel.

A Bacchus, à quand la prochaine pétanque aux arceaux ?

A Paulo, change rien mec ! Hasta très vite, pour un repas à base de protéines exclusivement.

A Erwan, prêt pour le marathon de Paris vieux poney ?

A Yo et Président, pour les bons moments à la coloc de Croix d'Argent.

Et à Grand Phi (Bellawebel tour !), Fifi, Les Bouchots, Les Fées, Marions S, Lucile Blonde et Lucile Brune, Floflo, Jen, Ingrid, et tous ceux que j'oublie...

Aux potos parisiens,

Vincent, Steph, Rémi, parce que ça fait un bail, pour les soirées chez Papa, pour les nouvel-ans toujours réussis, les parties de tarot, Brrrrra, Brrrrra !

A toute ma famille,

Et spécialement pour Toch et Michou et Odile et Fred pour avoir fait le déplacement à une soutenance en charabia, et les cousins et cousines de Montpellier, Sophie, Fanny, Raphaëlle et Jérôme.

A buse Martin pour les soirées buses en général, et les découvertes de tes potos aussi riches que variées.

A Agnès, pour tes précieux conseils sur cette expérience de thèse et tes relectures attentives.

A Gérard, pour mes discussions sans fin à Paris, Lourmarin ou ailleurs, un grand merci pour m'avoir appris à regarder le monde sous un autre angle.

A Juju, ma ptite sœurette, on va se voir plus souvent maintenant.

A Romain mon Refré, sans toi la vie serait bien plus grise. T'es de loin le meilleur (sauf au poker), je suis heureux et fier d'être ton frère.

A Papa, pour la transmission d'un humour parfois douteux, mais qui me fait toujours rire ! Pour ta clairvoyance et tes analyses qui ouvrent les yeux sur ce qui nous entoure, pour ton amour du vin et ton amour tout court, merci Vieux Bouc !

A Maman, pour avoires supporter tes chouchous pendant très longtemps, pour ta signature de SMS digne de James Bond, pour ton amour immense qui m'a donné la force et l'envie d'aller au bout de cette aventure, merci Mamounette.

Enfin à Anaïs, parce que t'avoir rencontrée au milieu de la thèse a été une chance inouïe, pour m'avoir épaulé à la fin dans les moments difficiles, pour ton humour, ta gentillesse et ta folie, parce que avec toi c'est mieux, merci ma Sugar.

Et pour paraphraser une célèbre BD, d'une façon générale cette thèse est dédicacée à toutes les personnes rencontrées pendant ces trois ans avec qui mes rapports furent aussi divers qu'enrichissants.

En avant la musique, it's getting better all the time...

Table des matières

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION À L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE (ACV)	9
1.1 HISTORIQUE	11
1.2 DÉFINITION DE L'ACV	12
1.3 DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ÉTUDE	13
1.3.1 DÉFINITION DU SYSTÈME	14
1.3.2 UNITÉ FONCTIONNELLE	14
1.3.3 RÈGLES D'ALLOCATION	15
1.4 RÉALISATION DE L'INVENTAIRE	15
1.5 ANALYSE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	16
1.6 INTERPRÉTATION	18
1.7 CONCLUSION	18
CHAPITRE 2 : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE MICROALGUES ET ACV	21
2.1 INTRODUCTION	24
2.2 APPLICATION DE L'ACV AUX SYSTÈMES DE PRODUCTION DE BIOCARBURANTS DE PREMIÈRE GÉNÉRATION	25
2.2.1 RÉSULTATS D'ACV DE BIOCARBURANTS DE PREMIÈRE GÉNÉRATION	26
1.1.1.1 Emissions de gaz à effet de serre	26
1.1.1.2 Changement d'affectation des sols	26
1.1.1.3 Autres impacts	27
2.3 FONCTIONS ÉVALUÉES, UNITÉS FONCTIONNELLES ASSOCIÉES ET PÉRIMÈTRES DES ACV DE PRODUCTION DE MICROALGUES	28
2.4 MODÉLISATION DES DONNÉES D'INVENTAIRE	31
2.4.1 PRISE EN COMPTE DES INTRANTS	31
2.4.2 CULTURES DES MICROALGUES	32
2.4.2.1 Choix du système et du milieu de culture	32
2.4.2.2 Conditions opératoires et quantités d'intrants	35
2.4.3 RÉCOLTE ET SÉCHAGE	40
2.4.3.1 Teneur en Matière Sèche	40
2.4.3.2 Technologies utilisées	41
2.4.4 TRANSFORMATION DE LA BIOMASSE MICROALGALE EN ÉNERGIE	41
2.4.4.1 Production d'électricité	41
2.4.4.2 Production de biodiesel	42
2.4.4.3 Production de biogaz	42
2.4.5 UTILISATION DE L'ÉNERGIE PRODUITE	43
2.5 ÉVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	46
2.5.1 PRISE EN COMPTE DES COPRODUITS	46
2.5.1.1 Allocation	47
2.5.1.2 Substitution	47
2.5.2 BILAN ÉNERGÉTIQUE ET IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	48
2.5.2.1 Bilan énergétique	49
2.5.2.2 Changement climatique	53
2.5.2.3 Autres impacts environnementaux	54
2.5.3 CONSOMMATION D'EAU	55
2.6 DISCUSSION	56

2.6.1	INFLUENCE DU CHOIX DES DONNÉES D'INVENTAIRE	56
2.6.1.1	Mix énergétique	56
2.6.1.2	Fertilisants	57
2.6.1.3	Technologies utilisées	58
2.6.2	CHOIX DE LA MODÉLISATION DES ÉMISSIONS VERS L'ENVIRONNEMENT	59
2.6.3	CHOIX DE LA GESTION DES COPRODUITS ET DE L'ÉVALUATION DES IMPACTS	59
2.6.3.1	Gestion des coproduits	59
2.6.3.2	Evaluation des impacts	60
2.6.3.3	Harmonisation des données	61
2.7	RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES	63
2.8	CONCLUSION	64

CHAPITRE 3 : ACV DE SYSTÈMES COUPLANT CULTURE DE MICROALGUE ET PRODUCTION DE BIOGAZ **67**

3.1	INTRODUCTION	69
3.2	PRINCIPES GÉNÉRAUX DE LA DIGESTION ANAÉROBIE	69
3.2.1	BIOCHIMIE DE LA DIGESTION ANAÉROBIE	69
3.2.2	ÉVALUATION DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ	71
3.2.3	MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHANISATION	72
3.2.3.1	Caractérisation des substrats	72
3.2.3.2	Température de la méthanisation	72
3.3	RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	73
3.4	DISCUSSION	75
3.4.1	CONDITIONS DE CULTURE DES MICROALGUES	77
3.4.1.1	Choix de l'espèce cultivée	77
3.4.1.2	Choix du milieu de culture	78
3.4.1.3	Imposition d'un stress azoté	78
3.4.1.4	Choix du mode de récolte	79
3.4.2	DIGESTION ANAÉROBIE DES MICROALGUES ET DES RÉSIDUS D'EXTRACTION	79
3.4.2.1	Prétraitements	79
3.4.2.2	Pouvoir méthanogène et teneur en méthane du biogaz	80
3.4.2.3	Charge volumique appliquée et temps de séjour	80
3.4.2.4	Consommations énergétiques	83
3.4.3	GESTION DES DIGESTATS	86
3.4.3.1	Recyclage des nutriments dans le milieu de culture	86
3.4.3.2	Epanchage de la partie solide	87
3.4.4	RÉCUPÉRATION DU CO ₂	87
3.5	RECOMMANDATIONS	88
3.6	CONCLUSION	89

CHAPITRE 4 : ACV DE LA PRODUCTION DE BIODIESEL MICROALGAL EN UTILISANT DES SOURCES D'ÉLECTRICITÉ RENOUVELABLES **91**

4.1	INTRODUCTION	93
4.2	RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	94
4.3	RÉSULTAT COMPLÉMENTAIRES	98
4.4	CONCLUSION	101

CHAPITRE 5 : LA PLACE DU TEMPS EN ACV **103**

5.1	INTRODUCTION	105
5.2	MODÉLISATION DES DONNÉES D'INVENTAIRE	107
5.2.1	UTILISATION DE SCÉNARIOS	107
5.2.2	ANALYSE D'UN ENSEMBLE DE PRODUITS	107
5.2.3	COUPLAGE DE MODÈLES DYNAMIQUES AVEC L'ACV	109
5.3	MODÉLISATION DES IMPACTS	109
5.3.1	DÉVELOPPEMENT DE FONCTIONS DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS	109
5.3.2	DISTINCTION DES ÉMISSIONS À COURT TERME ET À LONG TERME	110
5.3.3	CAS PARTICULIER DES GAZ À EFFET DE SERRE	111
5.3.3.1	Considérations générales sur l'impact « changement climatique »	111
5.3.3.2	Cas particulier du carbone d'origine biogénique	114
5.3.3.3	Prise en compte des composés ayant un impact sur le réchauffement climatique à court terme	116
5.3.4	PRISE EN COMPTE DES MODIFICATIONS DU MILIEU RÉCEPTEUR	116
5.4	AMORTISSEMENT DES IMPACTS ET CHOIX DES PERSPECTIVES CULTURELLES	117
5.4.1	AMORTISSEMENT TEMPOREL DES IMPACTS	117
5.4.2	INTÉGRATION DU TEMPS DANS LA DÉFINITION DE CHOIX CULTURELS	118
5.5	DISCUSSION ET CONCLUSION	118

CHAPITRE 6 : UTILISATION DE MODÈLES POUR L'ACV : LE CAS DU SYSTÈME SYMBIOSE **121**

6.1	INTRODUCTION	123
6.2	ACV DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ À PARTIR DE MICROALGUES	123
6.3	COUPLAGE D'UN MODÈLE DE CROISSANCE DE MICROALGUES AVEC UN MODÈLE DE DIGESTION ANAÉROBIE	124
6.3.1	MODÈLE DE CULTURE DE MICROALGUES	125
6.3.2	MODÈLE DE DIGESTION ANAÉROBIE	126
6.3.3	CALCUL DU PH	127
6.3.4	ECHANGES GAZEUX AVEC L'ATMOSPHÈRE	128
6.4	RÉSULTATS	130
6.5	DISCUSSION ET CONCLUSION	133

CHAPITRE 7 : PRISE EN COMPTE DU TEMPS LORS DE LA PHASE D'INVENTAIRE DE L'ACV **135**

7.1	INTRODUCTION	137
7.2	RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	137
7.3	RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES	142
7.3.1	APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE À UN SYSTÈME DE PRODUCTION DE BIOGAZ À PARTIR DE MICROALGUES (SYMBIOSE)	142
7.3.2	APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE À UN SYSTÈME DE PRODUCTION DE BIODIESEL À PARTIR DE MICROALGUES	143
7.4	CONCLUSION	143

Liste des figures

Figure 1.1: Cadre méthodologique de l'ACV, d'après ISO 14040 (2006)	13
Figure 1.2 : Démarche de l'évaluation des impacts midpoint et endpoint, d'après ISO 14044 (2006)	17
Figure 2.1 : Différents types de systèmes de culture de microalgues. A : bassin ouvert (ORW), B : Photobioréacteurs tubulaires (TPBR), C : Photobioréacteurs tubulaires à panneaux plats (FPBR), d'après Jorquera et al. (2010)	33
Figure 2.2 : Différentes alternatives considérées lors des étapes de fertilisation, de culture, de transformation et de combustion	45
Figure 2.3 : Répartition des consommations et des productions d'énergies (NER)	51
Figure 2.4 : Répartition des consommations et productions d'énergies (CEDR)	52
Figure 2.5 : Changement climatique et impacts endpoint des différents mix énergétiques (en pourcentage d'impact du cas le plus défavorable par catégorie d'impact)	57
Figure 2.6 : Changement climatique et impacts endpoint des différents engrais azotés utilisés (en pourcentage d'impact du cas le plus défavorable par catégorie d'impact)	58
Figure 3.1 : Principales étapes réactionnelles de la digestion anaérobie, d'après Lardon et Ras (2009)	71
Figure 3.2 : Vue d'ensemble du système couplant production de microalgues et digestion anaérobie (les valeurs correspondent à un système de 100 ha)	73
Figure 3.3 : Principaux contributeurs à la production de 1 MJ à partir de biométhane algal (abréviations détaillées dans le Tableau 2.17)	74
Figure 3.4 : Comparaison des impacts générés par la combustion de 1 MJ de biométhane algal et d'autres carburants	75
Figure 3.5 : Evolution du potentiel méthane de différentes espèces de microalgues en fonction du temps de séjour, d'après Ras et al. (2011)	82
Figure 4.1 : Périmètre du système de production de biodiesel microalgal étudié	94
Figure 4.2 : Contribution des différents processus aux impacts environnementaux générés par la production et la combustion d'1 MJ de biodiesel algal (ReCiPe midpoint)	96
Figure 4.3 : Comparaison des impacts endpoint générés par la production et la combustion d'1 MJ de biodiesel algale, de biocarburants de 1 ^{ère} génération et de diesel	97
Figure 4.4 : Analyse de sensibilité du changement climatique à la productivité, à la concentration en biomasse algale et au mix électrique	98
Figure 4.5 : Variations des impacts liées à un changement de la concentration en algues dans les bassins et à un changement de composition du mix électrique (exprimées par rapport aux impacts d'une concentration en biomasse de 0.5 g.L ⁻¹ et un mix électrique utilisé EuroMix)	100
Figure 5.1: Mise en évidence de l'incohérence temporelle lors du choix d'un horizon temporel fixe, d'après Benoist, (2009) et Levasseur et al. (2010)	112
Figure 5.2 : Diminution du CO ₂ dans l'atmosphère d'une émission à t = 0 et d'une émission équivalente amortie sur 20 ans, d'après Kendall et al. (2009)	114
Figure 5.3 : GWP _{bio} pour différents horizons temporels selon la période de rotation de la biomasse, d'après Cherubini et al. (2011)	115
Figure 6.1 : Variations annuelles de production de méthane et d'émissions d'ammoniac (t0 correspond au premier janvier)	130
Figure 6.2 : Distribution temporelle de quatre impacts (acidification, changement climatique, radiations ionisantes et oxydation photochimique)	132
Figure 7.1 : Principales étapes de la démarche d'introduction d'une dynamique temporelle dans la phase d'inventaire	141
Figure 7.2 : Sélection des couples où une dynamique temporelle pourrait être introduite, (production de biogaz à partir de microalgues)	142

Liste des tableaux

Tableau 2.1: Fonctions, unités fonctionnelles et périmètres des publications	31
Tableau 2.2 : Sources d'énergies utilisées pour la production de biocarburants et de biomasse à partir de microalgues	32
Tableau 2.3 : Comparaison de deux systèmes de cultures de microalgues ORW et PBR, d'après Carlsson et al. (2007)	34
Tableau 2.4 : Synthèse des systèmes de culture, milieux de culture et espèces cultivées	35
Tableau 2.5 : Conditions opératoires et quantités d'intrants pour la culture de microalgues	37
Tableau 2.6 : Différentes sources d'azote utilisées pour la culture de microalgues	38
Tableau 2.7 : Différentes sources de phosphore utilisées pour la culture de microalgues	38
Tableau 2.8 : Différentes sources de potassium utilisées pour la culture de microalgues	38
Tableau 2.9 : Formes de CO ₂ apportées pour la culture de microalgues et étapes incluses dans les inventaires	39
Tableau 2.10 : Différents types de flocculants utilisés pour la récolte des microalgues	41
Tableau 2.11 : Procédés de récolte, de séchage et de transformation de la biomasse microalgale en énergie	43
Tableau 2.12 : Gestion des coproduits de la filière biocarburants préconisée par l'ADEME selon leur devenir	46
Tableau 2.13 : Énergie consommée par étape, énergie produite, et Net Energy Ratio	50
Tableau 2.14 : Énergies cumulées consommées par processus, énergies cumulées produites, et Cumulative Energy Demand Ratio	52
Tableau 2.15 : Potentiels de changement climatique des trois principaux gaz à effet de serre	53
Tableau 2.16 : Bilan des émissions de gaz à effet de serre lié à la production (et à l'utilisation) de bioénergie algale	53
Tableau 2.17 : Impacts de CML	54
Tableau 2.18 : Consommation en eau liée à la production de bioénergie ou de biomasse algale	55
Tableau 2.19 : Gestion des coproduits et évaluation des impacts liés à la production de bioénergie ou de biomasse algale	56
Tableau 2.20 : Principales informations à renseigner lors de la réalisation d'ACV à partir de biomasse microalgale	64
Tableau 3.1 : Types d'énergies produites et périmètres des publications traitant de l'ACV de biogaz microalgale	77
Tableau 3.2 : Conditions de culture des microalgues traitées par digestion anaérobie	77
Tableau 3.3 : Comparaison du NER pour TSH = 46 jours et TSH = 23 jours, d'après Collet et al. (2011)	83
Tableau 3.4 : Principales informations concernant l'ACV de la digestion anaérobie de microalgues ou de tourteaux d'algues	85
Tableau 3.5 : Évolution de la biodégradabilité et du taux de minéralisation en fonction du temps de séjour, d'après Ras et al. (2011)	86
Tableau 3.6 : Devenir des digestats et du CO ₂ issus de la combustion du méthane microalgale	88
Tableau 3.7 : Principales informations à renseigner lors de la réalisation d'ACV de digestion anaérobie de microalgues	88
Tableau 4.1 : Productivités nécessaires pour atteindre les mêmes diminutions d'impacts qu'un changement de mix électrique	100
Tableau 5.1 : Horizons temporels selon les différentes perspectives de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe	118
Tableau 6.1 : Variables du compartiment « culture de microalgues » utilisées dans le modèle	124
Tableau 6.2 : Variables du compartiment « digestion anaérobie » utilisées dans le modèle	124
Tableau 6.3 : Paramètres utilisés dans les modèles de croissance de microalgues et de digestion anaérobie	130
Tableau 7.1 : Échelle de temps des impacts de la méthode ReCiPe	140

Préambule

Ce travail de recherche fait partie du projet « SYMBIOSE » de Agence Nationale de la Recherche (2009-2012, <http://anr-symbiose.org/>). Ce projet a pour ambition d'explorer une voie parallèle et souvent complémentaire aux filières de valorisations énergétiques usuelles des microalgues, en centrant les axes de recherche sur la production de biogaz. L'idée consiste à produire du méthane en utilisant en entrée une source de CO₂ industriel, une source de déchets organiques, une culture de microalgues et l'énergie solaire.

La recherche des microalgues ainsi que des écosystèmes les plus adaptés aux conditions imposées par la configuration particulière du système constitue la base du travail envisagé. Dans ce projet, le laboratoire de Physiologie et Biotechnologie des Algues de l'IFREMER de Nantes a pour tâche d'identifier des souches pures adaptées et le laboratoire Ecosym (UM2, CNRS, IRD, UM1, Ifremer) de Sète réalise le même travail sur des écosystèmes complexes. Les conditions opératoires assurant une conversion énergétique optimale de ces biomasses en méthane sont définies par une approche théorique et une validation expérimentale au sein du Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE) de l'INRA et de Naskeo. L'implémentation d'un modèle de digestion anaérobie et d'un modèle de culture d'algues est faite par l'équipe Biocore (INRIA) de Sophia-Antipolis. Enfin la tâche de coordination est assurée par Naskeo.

La mise en œuvre d'un tel procédé intégré qui prétend au double objectif de produire de l'énergie avec un rendement élevé, et de s'inscrire durablement dans le paysage des activités humaines suppose de prendre en compte l'impact potentiel de celui-ci. Avec une démarche d'écoconception, la définition de nouveaux procédés doit en effet appréhender les impacts sur l'environnement dès les étapes de conception. L'analyse du cycle de vie (ACV) donne un cadre clairement défini (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) pour quantifier ces impacts. L'analyse « du berceau à la tombe » d'une activité permet en effet d'identifier l'impact total de l'activité sur l'environnement mais aussi les étapes clés au regard des conséquences environnementales. Par la prise en compte d'un ensemble d'impacts sur l'environnement, l'ACV permettra d'évaluer et de choisir la configuration du procédé. Dans le cadre de ce projet, ce travail est réalisé par le LBE.

Introduction

« Au premier temps de la valse »
Jacques Brel, *La valse à mille temps*

Contexte

La fourniture d'énergie pour une population mondiale s'accroissant rapidement est un défi majeur du XXI^{ème} siècle. La consommation énergétique mondiale devrait en effet augmenter de 44% entre 2006 et 2030 (IEO, 2009). Or cette énergie est principalement fournie via la combustion de ressources fossiles (81%) (IEA, 2007). L'utilisation de ces formes d'énergie pose aujourd'hui deux problèmes majeurs :

- S'agissant d'énergies fossiles, leurs quantités sont par définition limitées, et ne se renouvellent qu'à une échelle de temps géologique. De plus en plus d'experts s'accordent à dire que le pic pétrolier est imminent (si ce n'est derrière nous (Bentley et al., 2007)), et les exploitations de pétrole et de gaz naturel futures se tournent de plus en plus vers des gisements dits non conventionnels, provoquant des impacts sur l'environnement potentiellement importants.
- La combustion de ces énergies entraîne l'émission de quantités élevées de gaz à effet de serre qui impactent fortement le climat et les températures (IPCC, 2007).

L'utilisation de biomasse pour la production d'énergie est considérée comme étant une alternative des plus prometteuses aux énergies fossiles. Cette biomasse peut provenir d'une valorisation de déchets (pour la production de biogaz par exemple) ou d'une production végétale (combustion directe ou production de biocarburants liquides ou de biogaz).

Les filières de production de bioénergie à partir de biomasse végétale font l'objet de plus en plus d'intérêt. Elles permettent la production de biocarburants liquides pouvant s'intégrer aux filières de distribution de carburant déjà existantes.

Cependant, les cultures énergétiques peuvent entrer en compétition vis-à-vis des cultures à vocation alimentaire pour l'occupation de terres arables. Elles peuvent aussi engendrer des impacts environnementaux non négligeables au niveau de la toxicité, induire des pollutions liées aux flux d'azote et entraîner des actions de déforestation.

Dans ce contexte, la culture des microalgues à vocation énergétique apparaît comme une alternative très intéressante, car elle s'affranchit en partie des contraintes révélées par la filière des biocarburants. De plus leur très haut rendement photosynthétique permet d'une part d'obtenir une production de biomasse élevée tout au long de l'année, et leur capacité à accumuler des lipides conduit à d'importantes productivités potentielles (Chisti, 2007).

Cependant cette voie attractive est fortement pénalisée par les besoins énergétiques des étapes de récolte, de séchage et d'extraction, et d'importantes quantités d'engrais nécessaires. Une alternative à la production de biodiesel algal est la méthanisation des microalgues, idée qui a vu le jour dès la fin des années 50 (Golueke et al., 1957). Le projet SYMBIOSE (présenté en préambule) a pour objectif de lever ces différents verrous en couplant des cultures de microalgues à un procédé de digestion anaérobie pour recycler l'azote et le phosphore et limiter les consommations énergétiques. Une évaluation environnementale intégrée de ce nouveau mode de production d'énergie est nécessaire pour mener à bien une démarche d'écoconception de la filière.

Afin d'évaluer les impacts environnementaux des différentes filières de production de bioénergie à partir de microalgues, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) a été choisie. C'est une méthode normalisée (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) d'évaluation d'un produit ou d'un service. Tous les impacts potentiels sont quantifiés, depuis l'extraction des matières premières jusqu'au traitement des déchets (« du berceau à la tombe » selon l'expression consacrée). Cette vision globale des filières de production permet d'identifier les étapes et les procédés générant le plus d'impacts. Ceci permet également d'identifier les transferts de pollution (d'une étape de la filière vers une autre ou d'un impact sur l'environnement vers un autre).

A l'origine conçu pour l'évaluation de produits manufacturés, cet outil est de plus en plus utilisé dans le domaine des productions du secteur primaire, notamment pour l'estimation des impacts environnementaux des biocarburants (Gnansounou et al., 2009; Cherubini et Strømman, 2011). Les systèmes de production de bioénergie à partir de microalgues sont des systèmes au carrefour des productions agricoles et des procédés industriels, car fortement anthropisés et en milieu partiellement fermé. Afin d'obtenir une vision globale de ces filières en cours de création, l'ACV est un outil particulièrement bien adapté pour l'évaluation de ces procédés où les frontières entre la technosphère et l'écosphère sont bien délimitées.

Problématique et démarche scientifique

La production d'énergie à partir de microalgues n'est pour le moment pas réalisée à l'échelle industrielle. Les filières sont en cours de définition, ce qui offre une opportunité pour la mise en œuvre d'approches d'écoconception, où l'environnement est pris en compte dès le début des projets.

Cette thèse est une contribution à l'évaluation des impacts sur l'environnement de ces filières : la production de biogaz et de biodiesel à partir de microalgues.

Dans ce contexte de filières émergentes, l'acquisition des données repose sur des ressources bibliographiques et sur l'usage de modèles. Dans le cadre de cette thèse, des modèles de développement de microalgues et de digestion anaérobie ont été utilisés pour obtenir des données d'inventaire nécessaires à la réalisation d'ACV. Ces modèles permettent d'avoir accès à une distribution temporelle des flux technologiques (entre les étapes de la filière) et environnementaux (du système technique vers la sphère environnementale et inversement). Ces dynamiques ne sont actuellement pas utilisées dans les approches ACV. Or plusieurs travaux ont récemment souligné l'importance de la prise en compte d'une dimension temporelle en ACV (Levasseur et al., 2010, 2011; Cherubini et al., 2011). Cette thèse aborde donc l'utilisation de données distribuées dans le temps acquises à l'aide de modèles dans le cadre général de l'ACV.

D'un point de vue méthodologique, cette thèse propose une méthode permettant d'introduire une dimension temporelle dans la phase d'inventaire. Elle repose sur l'introduction sélective d'une dynamique temporelle en fonction de la sensibilité des impacts à des variations de flux technologiques ou environnementaux.

Ce document de thèse s'articule autour de ces deux grands axes : l'évaluation environnementale de systèmes de production de bioénergie à partir de microalgues et le développement d'une méthode permettant de prendre en compte le temps lors de la réalisation de la phase d'inventaire de l'ACV.

Le **chapitre 1** décrit les principales étapes de la méthodologie de l'ACV. Il présente aussi des résultats d'ACV appliqués à l'évaluation des biocarburants de première génération, et identifie les principaux points noirs de ces filières. Dans le **chapitre 2**, une analyse critique des différents systèmes de production de bioénergie et de biomasse à partir de microalgues est réalisée. En réponse aux écueils identifiés, le **chapitre 3** présente les résultats d'une ACV de production de biogaz à partir de biomasse microalgale, et discute ces résultats par rapport à la littérature existante. Toujours face à ces écueils, dans le **chapitre 4**, l'intégration d'énergies renouvelables dans la production de biodiesel à partir de microalgues est considérée,

l'électricité étant un des principaux contributeurs aux impacts environnementaux lors de la production de biodiesel ou de biogaz.

Afin de mieux prendre en compte les aspects dynamiques dans les systèmes, le **chapitre 5** est une revue bibliographique de la prise en compte de la dimension temporelle en ACV. Il est suivi du **chapitre 6** qui présente une application du couplage de modèles de culture de microalgues et de digestion anaérobie avec le cadre statique de l'ACV. Enfin le **chapitre 7** propose une méthodologie permettant d'identifier les flux technologiques et environnementaux où l'introduction d'une dynamique temporelle est la plus pertinente.

Les **chapitres 3,4 et 7** introduisent et discutent les articles scientifiques réalisés au cours de ce travail de doctorat (Annexe A, B, et C respectivement).

Chapitre 1 : Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV)

« What goes up must come down,
Spinning wheel got to go round »
Blood, Sweat & Tears, *Spinning wheel*.

SOMMAIRE

1.1	HISTORIQUE	11
1.2	DÉFINITION DE L'ACV	12
1.3	DÉFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP D'ÉTUDE	13
1.3.1	DÉFINITION DU SYSTÈME	14
1.3.2	UNITÉ FONCTIONNELLE	14
1.3.3	RÈGLES D'ALLOCATION	15
1.4	RÉALISATION DE L'INVENTAIRE	15
1.5	ANALYSE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	16
1.6	INTERPRÉTATION	18
1.7	CONCLUSION	18

Au cours de ce chapitre, les principales étapes de l'ACV sont présentées : la définition des objectifs et du champ d'étude, la réalisation de l'inventaire, l'évaluation des impacts et l'interprétation. La démarche est cyclique et itérative, avec de nombreux retours à chacune des étapes pour affiner les hypothèses. La portée globale de la méthode et son exhaustivité se font en contrepartie d'importantes significations, notamment au niveau de l'agrégation des données d'inventaire.

1.1 Historique

La place des impacts environnementaux liés à l'activité humaine est de plus en plus sur le devant de la scène. L'hypothèse d'une croissance infinie basée sur l'utilisation de ressources finies est largement remise en cause (Meadows et al., 1972). L'épuisement des ressources et la capacité de l'environnement à absorber les effets de l'activité humaine posent des limites au développement de nos sociétés et au maintien d'un mode de vie pour le moins consumériste (à outrance parfois).

Les impacts environnementaux générés par l'activité humaine ont été dès les années 70 formulés par l'équation suivante, proposée lors d'un débat entre Ehrlich, Hildren et Commoner, et depuis souvent utilisée en évaluation environnementale (York, 2003):

$$I = P \times A \times T \quad (1)$$

où I correspond aux impacts environnementaux, P à la population, A à la consommation par personne et T aux impacts environnementaux par unité de consommation. La diminution des impacts passe par la diminution d'une de ces trois variables. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) est un des outils d'évaluation focalisé sur la troisième variable. C'est une approche permettant de déterminer les priorités d'action à mener pour diminuer les impacts liés à la fabrication d'un produit.

Historiquement, l'ACV trouve ses origines à la fin des années 60 dans le développement par des chercheurs américains, suisses et suédois de modèles associant utilisation de matériaux bruts et consommation d'énergie avec la production d'un produit. Le développement de ces modèles s'est ensuite accéléré avec la mise en évidence lors de la fondation du Club de Rome en 1972 d'une limite au développement sociétal basé sur des prédictions de disponibilité restreinte des ressources. Parallèlement, l'envie de procéder à des évaluations multicritères, prenant en compte les émissions vers l'eau, l'air et le sol s'est faite rapidement sentir.

En 1973, le premier choc pétrolier a lieu. Les approches dites « bilan » se généralisent, mais en se focalisant particulièrement sur les aspects énergétiques, et en délaissant la prise en compte d'autres facteurs environnementaux. Au milieu des années 80, l'approche multicritère revient sur le devant de la scène, notamment dans l'analyse des déchets solides. Cependant, pour les ACV développées durant cette période, l'absence d'harmonisation entre les différentes méthodes employées rend difficile l'interprétation des résultats.

En 1991, la SETAC (Society for Environmental Toxicology And Chemistry) publie un premier rapport définissant le cadre méthodologique de l'ACV (Fava et al., 1991). Ce

document a permis l'émergence de lignes directrices essentielles à la réalisation d'une ACV, en insistant notamment sur :

- la définition et l'utilisation de catégories clairement énoncées,
- un déroulement en quatre étapes (définition du champ d'étude et des objectifs, inventaire des ressources consommées et des émissions vers l'environnement, évaluation des impacts et interprétation des résultats).

Depuis lors, la SETAC participe activement au développement de l'ACV, en partenariat avec deux autres organisations majeures, l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE). Une première norme ISO (ISO 14 040) datant de 1997 a défini le cadre méthodologique de l'ACV, et elle a été suivie par les normes ISO 14 041, 14 042 et 14 043 décrivant respectivement les étapes d'inventaire, d'évaluation des impacts et d'interprétation des résultats. Ces quatre normes ont été révisées en 2006, et fusionnées en deux normes : l'ISO 14040 (2006), exposant les principes généraux de l'ACV, et l'ISO 14044 (2006) regroupant le contenu technique destiné aux praticiens. Actuellement, l'ACV est reconnue internationalement comme une des méthodes de référence pour l'évaluation des impacts environnementaux.

1.2 Définition de l'ACV

La définition fournie par la norme ISO 14040 (2006) est la suivante :

« L'analyse du Cycle de Vie est un outil d'évaluation des impacts sur l'environnement d'un système incluant l'ensemble des activités liés à un produit ou à un service depuis l'extraction des matières premières jusqu'au dépôt et traitement des déchets. »

Il s'agit d'une approche globale : elle est multi-étapes, (l'ensemble du cycle de vie associé à la fonction étudiée est considéré), et multicritères, (plusieurs catégories d'impact sur l'environnement sont regardées). Les principaux domaines d'application de l'ACV sont :

- la quantification de l'impact environnemental d'un choix stratégique ;
- la comparaison des charges environnementales de différents produits, processus ou systèmes entre eux ou au sein des différentes étapes du cycle de vie d'un même produit ;
- l'amélioration de la performance environnementale d'un système.

L'ACV a donc vocation à répondre aussi bien à des besoins internes (aide à l'écoconception, comparaison inter-sites...) qu'à des besoins externes (communication environnementale, rapports d'activité...).

Selon les normes éditées par l'ISO et les recommandations de la SETAC, une ACV se déroule en quatre phases. La première est la définition des objectifs et du champ d'étude. Ensuite l'inventaire des émissions et des extractions est réalisé. Il consiste à quantifier les émissions polluantes et les extractions de matières premières. La troisième étape permet d'évaluer les impacts environnementaux des émissions et des extractions inventoriées précédemment. Enfin l'interprétation des résultats est faite. La démarche mise en œuvre se veut cyclique et itérative, avec de nombreux retours à chacune des étapes pour affiner les différentes hypothèses en fonction de leur importance sur les résultats de l'étude. La Figure 1.1 illustre le cadre méthodologique de l'ACV en mettant en évidence le processus cyclique et itératif de l'ACV.

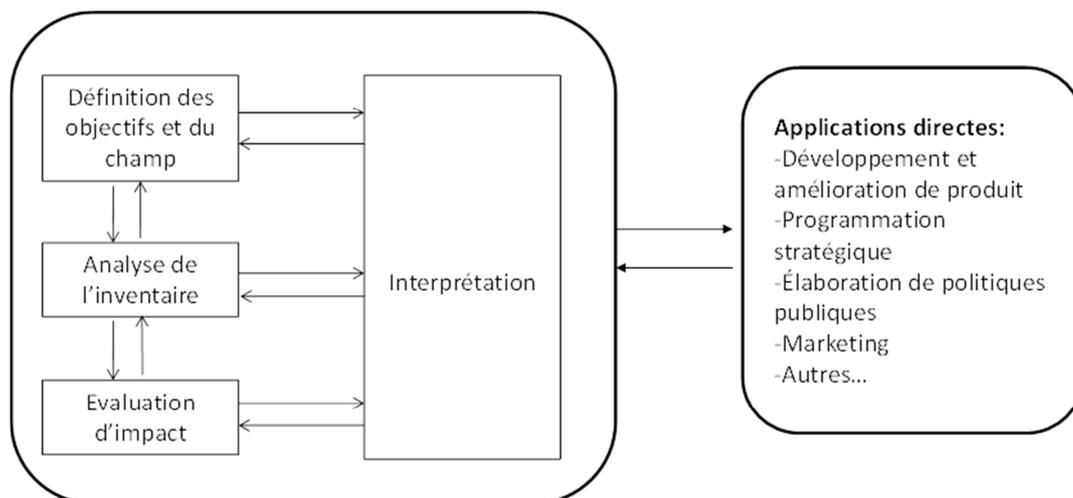


Figure 1.1: Cadre méthodologique de l'ACV, d'après ISO 14040 (2006)

L'ACV se focalise uniquement sur les impacts environnementaux, et ne répond donc qu'au pilier environnemental du développement durable. Les deux autres piliers (social et l'économique) ne sont pas intégrés dans cet outil. La prise de décision faisant suite à une ACV doit donc être faite à la lumière d'analyses économiques et sociales complémentaires.

1.3 Définition des objectifs et du champ d'étude

La phase de définition des objectifs et du champ d'étude est essentielle dans l'ACV. C'est pendant celle-ci que seront définis les objectifs de l'étude, le public concerné, le système étudié, le produit ou plus généralement la fonction du produit, l'unité fonctionnelle ainsi que

la ou les méthodes choisies pour l'évaluation des impacts. En lien avec les domaines d'application, les objectifs potentiels d'une ACV sont les suivants :

- donner des informations sur les impacts environnementaux d'un produit existant ;
- évaluer un produit par rapport à une réglementation existante en le comparant à un standard ;
- comparer des alternatives de production ;
- améliorer un produit en identifiant et en perfectionnant les étapes du processus de fabrication les plus impactantes ;
- élaborer des choix stratégiques et politiques.

1.3.1 Définition du système

Le champ d'étude de l'ACV est défini en fonction des domaines d'application et des motivations des commanditaires et des destinataires du travail. Selon Guinée et al. (2001), il doit indiquer quelles sont les couvertures temporelles, géographiques et technologiques. Il doit aussi clairement définir les limites du système, l'inventaire, les émissions et les extractions et les impacts considérés. Cette étape spécifie de manière claire l'ensemble des flux entrants et sortants du système. Les critères pour l'inclusion des processus dans le système sont leur contribution en masse, en énergie ou impact environnemental, ce qui souligne le caractère itératif de l'étude.

1.3.2 Unité fonctionnelle

En fonction des objectifs visés et du public concerné, l'unité fonctionnelle (UF) est choisie. Il s'agit d'une grandeur de référence adaptée à la fonction du produit évalué et à laquelle tous les flux et tous les impacts environnementaux sont rapportés. Cette unité doit impérativement être quantitative et additive, afin de pouvoir comparer différents systèmes entre eux, et traduire au mieux la fonction étudiée. L'UF peut varier fortement selon les objectifs et le contexte d'une étude. Gnansounou et al. (2009) ont mis en évidence des biais significatifs existant dans l'évaluation des émissions de gaz à effet de serre liés à différents choix de modélisation au niveau de la définition du système et de ses limites, de l'unité fonctionnelle, du système de référence et des méthodes d'allocation. A partir de cette unité fonctionnelle, le flux de référence est défini comme la quantité de produit nécessaire pour remplir la fonction étudiée. Sur la base de ce flux de référence, il devient alors possible de réaliser l'inventaire

des flux entrants (consommation de ressources) et des flux sortants (émissions vers l'environnement).

1.3.3 Règles d'allocation

De nombreux systèmes conduisent à la formation de plusieurs produits remplissant différentes fonctions. Par exemple la production de biodiesel algal génère aussi la production de tourteaux, qui peut être utilisé comme source de production de bioéthanol (même fonction de production d'énergie) (Sander et Murthy, 2010) ou comme source d'alimentation animale (fonction de nutrition) (Baliga et Powers, 2010; Batan et al., 2010).

Dans ces cas-là, des règles d'allocation régissent la part des flux de matière et d'énergie ainsi que des substances émises à attribuer à la réalisation de la fonction principale et à la réalisation des fonctions des coproduits. Les travaux de Luo et al. (2009) ont souligné la dépendance des résultats de l'évaluation des impacts environnementaux de filières de production de biocarburants à ces règles d'allocation. Plusieurs études proposent des démarches à adopter sur ce point méthodologique majeur (Heijungs et Frischknecht, 1998; Azapagic et Clift, 1999; Ekvall et Finnveden, 2001).

1.4 Réalisation de l'inventaire

L'étape d'inventaire concerne le recueil des données ainsi que leur traitement. Il s'agit généralement d'une phase très gourmande en temps (selon le niveau de finesse des données recherchées) mais ne posant pas de problème méthodologique majeur. L'élément central de cette phase est l'attention portée à la qualité des données recueillies, puisque cette dernière influe directement sur celle des résultats obtenus. Plusieurs bases de données ont été constituées au cours des dernières années, notamment Ecoinvent (Frischknecht et Rebitzer, 2005) qui est très bien documentée et compte plus de 7900 procédés.

Lors de cette étape, deux grands types de flux doivent être renseignés et quantifiés. Les flux techniques (ou économiques), qui correspondent aux produits ou services échangés entre les étapes du cycle de vie, et les flux environnementaux, qui correspondent aux extractions de ressources naturelles et aux émissions dans les trois compartiments de l'environnement (air, eau et sol).

Au cours de cette étape, les caractéristiques temporelles et spatiales sont perdues lors de la phase d'agrégation des émissions et des extractions. Cette agrégation repose sur l'hypothèse

forte que les impacts d'une substance sont liés à ses propriétés intrinsèques plus qu'à son mode d'émission et à son milieu récepteur (Doka et Hirschier, 2004).

1.5 Analyse des impacts environnementaux

A la fin de la phase d'inventaire, le praticien a recueilli l'ensemble des extractions de ressources et d'émissions vers l'environnement induites par la réalisation de l'unité fonctionnelle. Lors de l'analyse des impacts environnementaux, ces flux, dont le nombre peut atteindre plusieurs centaines, sont convertis en un nombre restreint d'indicateurs traduisant leurs impacts sur l'environnement. Les grandes aires de protection environnementale couvertes par l'ACV sont l'environnement naturel, la santé humaine et les ressources naturelles (Udo de Haes et al., 1999).

D'après le cadre méthodologique défini par les normes ISO, trois étapes sont essentielles dans l'analyse d'impact. La première est le choix des catégories d'impact et des indicateurs associés. Les principaux critères de sélection sont (ISO 14044, 2006):

- La complétude : l'ensemble des impacts environnementaux pertinents vis à vis du système étudié doivent être pris en compte.
- La non-redondance : les catégories d'impacts se doivent d'être les plus indépendantes possibles.
- La validité : les modèles de caractérisation des impacts doivent être acceptés et reconnus scientifiquement.

La seconde étape est la classification de chaque donnée d'inventaire dans une ou plusieurs catégories d'impacts. Par exemple le méthane a des effets sur le changement climatique et sur la formation de molécules photo-oxydantes.

Enfin le calcul des valeurs des indicateurs spécifiques à chaque catégorie d'impact est réalisé au moyen de facteurs de caractérisation. Différentes méthodes de caractérisation des impacts existent et diffèrent selon les impacts considérés et le degré d'agrégation de ces derniers, mais il n'y a pas de consensus sur le choix d'une méthode de référence.

Le score d'impact est calculé de la manière suivante :

$$SI_i = \sum_s FI_{s,i} \times M_s \quad (2)$$

Avec SI_i score de caractérisation d'impact pour la catégorie d'impact i , $FI_{s,i}$ facteur de caractérisation d'impact de la substance s pour la catégorie d'impact i et M_s masse émise ou extraite de la substance s .

La méthodologie employée en ACV ne permet pas de prendre en compte les différenciations spatiales et temporelles, ni la non-linéarité de certains processus.

Une étape supplémentaire schématisée sur la Figure 1.2 associe dans certaines méthodes d'évaluation des impacts (comme ReCiPe, (Goedkoop et al., 2009)) les catégories d'impacts (*midpoint*) à des catégories de dommages (*endpoint*). Deux grands types d'indicateurs peuvent donc être distingués selon leur position dans la chaîne causale entre émissions et impacts : les indicateurs *midpoint* et les indicateurs *endpoint*. Un indicateur *midpoint* (par exemple le changement climatique) peut intervenir dans plusieurs indicateurs *endpoint* (santé humaine, atteintes aux écosystèmes). Plus la chaîne d'effets est grande (*i.e* plus on se rapproche des catégories *endpoint*), plus la modélisation des effets sur l'environnement d'une émission ou d'une extraction comporte d'incertitudes.

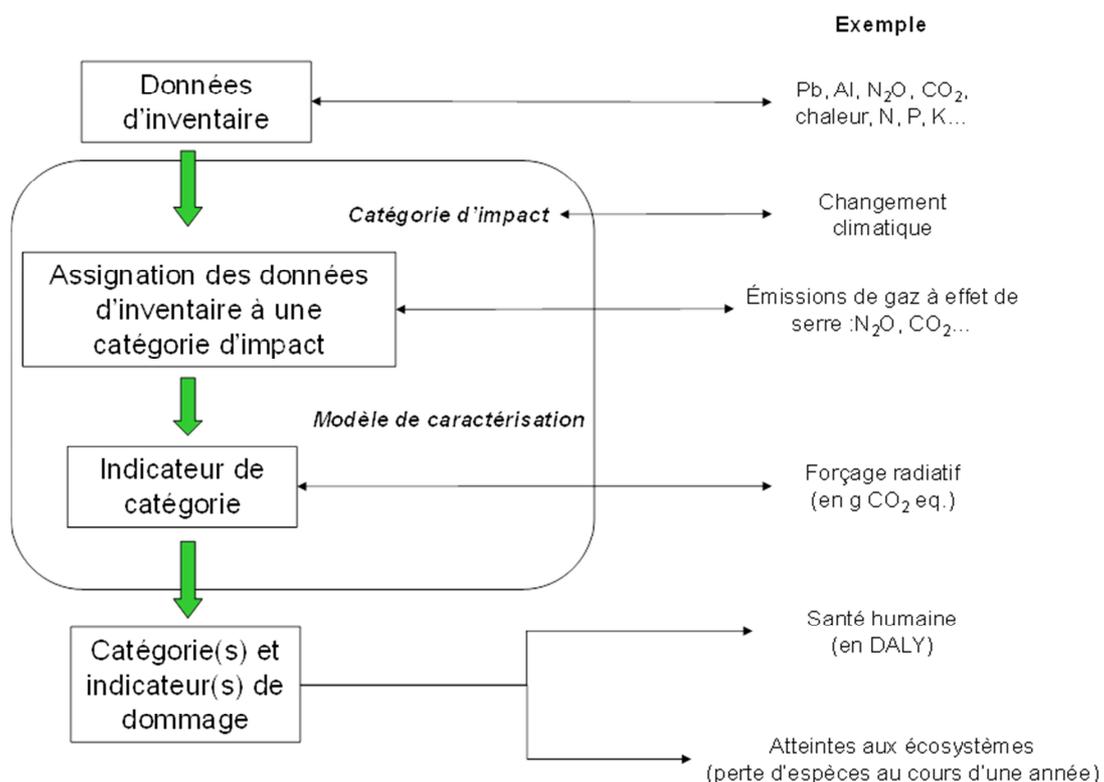


Figure 1.2 : Démarche de l'évaluation des impacts *midpoint* et *endpoint*, d'après ISO 14044 (2006)

Trois étapes optionnelles peuvent être faites suite au calcul des indicateurs d'impacts et de dommages : la normalisation, le regroupement et la pondération. La normalisation consiste à rapporter les résultats de la caractérisation des impacts à des valeurs de référence. Elle compare la contribution du produit ou du service à l'effet total à l'échelle mondiale, nationale ou régionale pour une catégorie d'impacts ou de dommages donnée. Le regroupement peut se

faire sur la base des caractéristiques des différentes catégories d'impacts, ou bien consister en un classement préalablement défini par les commanditaires de l'étude. Enfin lors de la pondération, les impacts normalisés sont multipliés par un facteur défini selon des jugements qui reposent sur des valeurs culturelles, sociales ou politiques.

1.6 Interprétation

La dernière phase de l'ACV est l'interprétation des résultats, permettant d'évaluer les résultats obtenus et les conclusions qui en découlent. On doit y expliquer, les limites de l'étude et apporter des recommandations. L'interprétation est structurée autour de trois grands axes : l'identification des enjeux significatifs, la vérification de l'étude et l'établissement des conclusions et des recommandations. On y estime aussi la robustesse, la qualité et l'incertitude des données utilisées et des résultats obtenus.

1.7 Conclusion

Ce premier chapitre établit les éléments de connaissance indispensables à la compréhension de la méthodologie de l'ACV. Cette dernière s'articule autour de quatre grandes étapes, faisant chacune appel à différents champs disciplinaires (Guinée et al., 2001) :

- La définition des objectifs et du champ d'étude fixe les éléments du système à inclure et à exclure de l'étude, et détermine l'unité fonctionnelle. Cette étape repose sur la consultation des différents acteurs (consommateurs, décisionnaires, scientifiques...) du système analysé.
- La réalisation de l'inventaire détermine la qualité des données et les éventuelles affectations des flux aux différents produits. Cette phase se base sur des théories d'analyse de systèmes et sur le génie des procédés.
- L'évaluation des impacts sélectionne les indicateurs de l'étude, les modèles de calculs de ces indicateurs, ainsi que les références de normalisation et les facteurs de pondération. Les champs disciplinaires majoritaires sont les sciences environnementales pour la conversion des extractions et émissions en impacts, et les sciences sociales pour la détermination des facteurs de pondération.
- L'interprétation du cycle de vie vérifie les données de l'étude et établit des conclusions et des recommandations.

Ce travail de synthèse a aussi fait ressortir le caractère holistique de la méthodologie de l'ACV. Sa portée globale et son exhaustivité se font en contrepartie d'importantes

simplifications, notamment au niveau de l'agrégation spatiale et temporelle des données d'inventaire. La perte d'une dimension temporelle et ses conséquences sur les résultats d'une ACV sont discutées au **chapitre 5**, et une méthodologie de prise en compte du temps au niveau de la réalisation de la phase d'inventaire est présentée au **chapitre 7**.

Chapitre 2 : Revue bibliographique microalgues et ACV

« Algues brunes ou algues rouges,
Dessous la vague bouge... »
Serge Gainsbourg, *Les goémons*

SOMMAIRE

2.1	INTRODUCTION	24
2.2	APPLICATION DE L'ACV AUX SYSTÈMES DE PRODUCTION DE BIOCARBURANTS DE PREMIÈRE GÉNÉRATION	25
2.2.1	RÉSULTATS D'ACV DE BIOCARBURANTS DE PREMIÈRE GÉNÉRATION	26
1.1.1.1	Emissions de gaz à effet de serre	26
1.1.1.2	Changement d'affectation des sols	26
1.1.1.3	Autres impacts	27
2.3	FONCTIONS ÉVALUÉES, UNITÉS FONCTIONNELLES ASSOCIÉES ET PÉRIMÈTRES DES ACV DE PRODUCTION DE MICROALGUES	28
2.4	MODÉLISATION DES DONNÉES D'INVENTAIRE	31
2.4.1	PRISE EN COMPTE DES INTRANTS	31
2.4.2	CULTURES DES MICROALGUES	32
2.4.2.1	Choix du système et du milieu de culture	32
2.4.2.2	Conditions opératoires et quantités d'intrants	35
2.4.3	RÉCOLTE ET SÉCHAGE	40
2.4.3.1	Teneur en Matière Sèche	40
2.4.3.2	Technologies utilisées	41
2.4.4	TRANSFORMATION DE LA BIOMASSE MICROALGALE EN ÉNERGIE	41
2.4.4.1	Production d'électricité	41
2.4.4.2	Production de biodiesel	42
2.4.4.3	Production de biogaz	42
2.4.5	UTILISATION DE L'ÉNERGIE PRODUITE	43
2.5	EVALUATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	46
2.5.1	PRISE EN COMPTE DES COPRODUITS	46
2.5.1.1	Allocation	47
2.5.1.2	Substitution	47
2.5.2	BILAN ÉNERGÉTIQUE ET IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	48
2.5.2.1	Bilan énergétique	49
2.5.2.2	Changement climatique	53
2.5.2.3	Autres impacts environnementaux	54
2.5.3	CONSOMMATION D'EAU	55
2.6	DISCUSSION	56
2.6.1	INFLUENCE DU CHOIX DES DONNÉES D'INVENTAIRE	56
2.6.1.1	Mix énergétique	56
2.6.1.2	Fertilisants	57
2.6.1.3	Technologies utilisées	58
2.6.2	CHOIX DE LA MODÉLISATION DES ÉMISSIONS VERS L'ENVIRONNEMENT	59
2.6.3	CHOIX DE LA GESTION DES COPRODUITS ET DE L'ÉVALUATION DES IMPACTS	59
2.6.3.1	Gestion des coproduits	59
2.6.3.2	Evaluation des impacts	60
2.6.3.3	Harmonisation des données	61
2.7	RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES	63
2.8	CONCLUSION	64

La production de bioénergie à partir de microalgues se présente comme une alternative intéressante aux biocarburants de première génération, notamment par la très forte diminution des impacts liés à l'utilisation et à l'occupation des sols. Une revue bibliographique portant sur 14 publications utilisant l'ACV et portant sur la production de biomasse microalgale ou de bioénergie à partir de microalgues a été réalisée. De nombreuses hypothèses différentes sont proposées par les auteurs, que ce soit au niveau du choix des données relatives à la sphère technologique ou environnementale. Une attention particulière est portée dans ces études sur l'évaluation des impacts au niveau du changement climatique, mais peu de travaux évaluent les impacts en défaveur des filières de production de biocarburants de première génération.

2.1 Introduction

Afin de répondre aux préoccupations grandissantes dans les domaines de la sécurité énergétique et du changement climatique, une alternative au tout-pétrole s'avère nécessaire. Cela passe par une amélioration de l'efficacité des consommations d'énergie et également aussi par une diversification des sources d'approvisionnement. Parallèlement à l'électricité et au gaz naturel, les biocarburants apparaissent comme une hypothèse de substitution intéressante. Ces produits, développés à partir de ressources renouvelables issues de matières premières végétales ou animales (agriculture, élevage, sylviculture ou déchets), offrent une source alternative d'énergie et une réduction potentielle des émissions de gaz à effet de serre. En 2009, le parlement européen a adopté la directive 2009/28/EC (European Union, 2009) relative à l'évaluation de la durabilité des biocarburants. Les réductions de gaz à effet de serre par rapport aux carburants fossiles attendues sont de 35% l'année de mise sur le marché du biocarburant et de 50% en 2017.

Cependant, la conversion de biomasse en biocarburants génère des émissions qui peuvent être à l'origine de nombreux impacts et assombrir le bilan environnemental des filières. En effet, la production de biocarburants entraîne la consommation de ressources fossiles, via le fonctionnement des machines agricoles et via la production des engrais et autres intrants. Les engrais nécessaires à la production de la biomasse induisent aussi des impacts au niveau de l'eutrophisation et de l'acidification. De plus les pesticides sont une source de toxicité humaine et d'écotoxicité et les solvants nécessaires à la conversion en carburants génèrent une oxydation photochimique.

De ce fait, les bénéfices potentiels de la production de biocarburants font l'objet de débats, notamment sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Searchinger et al., 2008), les impacts sur la biodiversité ou la pollution et la consommation d'eau (Börjesson et Tufvesson, 2011).

Dans ce contexte, la culture des microalgues à vocation énergétique offre des perspectives très séduisantes car elles s'affranchissent de plusieurs contraintes des filières des agrocarburants (Chisti, 2007): leur très haut rendement photosynthétique et leur taux de croissance important permettent d'obtenir une production de biomasse élevée tout au long de l'année. De plus leur capacité à accumuler des lipides conduit à des productivités potentielles (production d'huile par an et par hectare) bien supérieures à celles du colza ou du tournesol par exemple. La fraction lipidique peut être transformée en un biodiesel ayant des caractéristiques comparables à celui issu des plantes terrestres par transestérification après une récolte et une extraction

adaptées. De plus, grâce à des systèmes de culture semi-contrôlés, la culture de microalgues peut utiliser du CO₂ d'origine industrielle comme les fumées de cimenteries ou de centrales électriques (Huntley et Redalje, 2006; Chisti, 2007).

Dans ce chapitre, une analyse succincte de l'évaluation des impacts liés à la production de biocarburants de première génération est présentée dans un premier temps. Ensuite une revue bibliographique portant sur l'analyse de 14 publications utilisant l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) comme méthode pour caractériser l'impact environnemental associé à la production de différents produits issus de microalgues est réalisée. Un des critères majeurs de la sélection de ces articles est l'existence d'une unité fonctionnelle clairement définie, une caractéristique propre à l'ACV (Udo de Haes et al., 2006) et indispensable pour la réalisation d'une comparaison pertinente.

Alors que les premières ACV se focalisaient sur les bilans énergétiques et les émissions de gaz à effet de serre, des études plus récentes incluent d'autres impacts comme le changement d'occupation et l'utilisation des sols. La production de bioénergie à partir de microalgues est une technologie émergente. Par conséquent, de nombreuses hypothèses ont été posées sur le choix des technologies de culture et de récolte, des données d'inventaires, des limites du système et de la gestion des coproduits. Ce travail se veut être un miroir de cette diversité et souligne la difficulté de comparer différentes études en l'absence d'hypothèses communes.

2.2 Application de l'ACV aux systèmes de production de biocarburants de première génération

On distingue classiquement trois modes de production de biocarburants, le plus souvent en fonction du type de biomasse utilisée (Benoist, 2009) :

- La première génération utilise les organes puits des cultures (graines des céréales ou des oléagineux, racines tubérisées de la betterave, fruits du palmier à huile...).
- La seconde génération valorise les parties ligno-cellulosiques des plantes (tiges, feuilles...), plus difficiles à convertir en énergie.
- La troisième génération repose sur la valorisation des lipides et des carbohydrates contenus dans les algues.

D'autres définitions reposant sur le degré de maturité des technologies employées pour convertir la biomasse en énergie utilisable conduisent sensiblement aux mêmes groupes de classement de la biomasse.

Selon que le biocarburant produit est de l'essence ou du gazole, les composés cellulaires valorisés et convertis en énergie utilisable et stockable ne sont pas les mêmes. La production d'éthanol (un substitut de l'essence) repose sur la conversion des carbohydrates en alcool par fermentation. La production d'huile végétale se fait simplement par extraction des lipides de la biomasse. Ces lipides peuvent être ensuite convertis en biodiesel par transestérification, Les résultats d'ACV analysés dans le paragraphe suivant se focaliseront sur les biocarburants de première génération qui sont les plus communs actuellement et dont les filières de production sont matures et bien connues.

2.2.1 Résultats d'ACV de biocarburants de première génération

Dans la plupart des ACV de biocarburants de première génération, l'évaluation de l'impact sur le changement climatique des émissions de gaz à effet de serre est faite. Par contre, la considération d'autres impacts sur la santé humaine ou sur les écosystèmes n'est pas systématique. Enfin, selon Cherubini et Strømman (2011), la prise en compte du changement d'affectation des sols, que ce soit de manière directe ou indirecte, n'est faite que dans peu de publications.

1.1.1.1 Emissions de gaz à effet de serre

La diversité des hypothèses faites dans le choix de l'unité fonctionnelle, le périmètre de l'étude, la gestion des coproduits ou encore l'inclusion du changement d'affectation des sols ou la prise en compte des émissions azotées aux champs est à l'origine de résultats très variables selon les publications étudiées (Cherubini et al., 2009; Hossain et Davies, 2010).

D'une manière générale, les biocarburants émettent moins de gaz à effet de serre (GES) que les carburants fossiles. Cela est d'autant plus marqué que la biomasse est produite avec de faibles quantités d'intrants et d'énergie, et que le carburant fossile de référence est peu efficient et émetteur de beaucoup de gaz à effet de serre (comme le charbon par exemple).

1.1.1.2 Changement d'affectation des sols

La prise en compte du changement d'affectation des sols fait l'objet de plus en plus d'attention (Fargione et al., 2008; Plevin et al., 2010). Deux types de changement d'affectation du sol (CAS) peuvent avoir lieu :

- les CAS directs : conversion d'une surface (cultivée ou non) vers une culture de production de biocarburants ;

- les CAS indirects : remplacement de culture alimentaire par une culture énergétique. La culture alimentaire doit alors être réalisée ailleurs dans l'hypothèse d'un maintien du même niveau de consommation alimentaire.

Les conséquences des CAS directs et indirects sur le bilan des émissions de GES peuvent être importantes. Les effets des CAS directs sont évalués par les changements : de la teneur en biomasse au-dessus et en dessous du sol de l'espace considéré, de la teneur en carbone du sol, des quantités de litière et de bois mort. Par contre, les émissions de GES dues aux CAS indirects sont beaucoup plus incertaines. Elles supposent l'utilisation de modèles décrivant les marchés agricoles et les dynamiques d'utilisation des sols, et sont beaucoup plus compliquées à évaluer (Hoefnagels et al., 2010).

L'utilisation des sols et leur changement d'affectation (directs ou indirects) sont des impacts à inclure dans l'évaluation de la production de bioénergie à partir de cultures agricoles. En effet ces usages peuvent modifier significativement la fonction écosystémique de régulation du climat en influant sur les bilans de GES (Müller-Wenk et Brandão, 2010). De plus de nombreux autres services habituellement rendus par les écosystèmes terrestres peuvent également être affectés par l'usage des sols. Ainsi plusieurs tentatives de prise en compte de ces impacts sur les écosystèmes ont été entreprises, en quantifiant une altération (1) de la biodiversité (Koellner et Scholz, 2006; Michelsen, 2007; Jeanneret et al., 2008) (2) de la qualité des sols (Mila i canals et al., 2007), ou (3) du potentiel de production de biomasse (Lindeijer, 2000).

1.1.1.3 Autres impacts

La plupart des études concluent que la production de biocarburants provoque des impacts plus importants du point de vue de la toxicité humaine et de l'écotoxicité (Zah et al., 2007), ainsi que pour les impacts corrélés avec l'utilisation d'azote (eutrophisation, acidification) (Luo et al., 2009), en comparaison avec des systèmes de production d'énergie fossile. Ces impacts sont en grande partie dus aux intrants nécessaires à la culture des plantes (engrais et pesticides).

L'application de l'ACV à la production de biocarburants de première génération a permis de souligner certains besoins méthodologiques nécessaires à une évaluation plus complète des bioénergies. C'est le cas notamment des impacts induits par les changements d'affectation du sol et l'utilisation de pesticides. Or ces deux points sont cruciaux dans le bilan environnemental des filières de production. Le récent développement de la méthode

d'évaluation des impacts USEtox permet de mieux quantifier les atteintes sur l'environnement de l'épandage de produits phytosanitaires. La quantification des impacts induit par les changements d'affectation des sols, et plus particulièrement les changements indirects, reste actuellement un défi majeur d'une évaluation complète et pertinente des biocarburants de première génération.

La production de biocarburants de troisième génération à partir de biomasse de microalgues répond en partie aux problèmes posés par les biocarburants de première génération. En effet ces nouveaux systèmes de production de bioénergie à partir de biomasse algale s'affranchissent des deux désavantages précédemment cités. La culture des microalgues se fait le plus souvent en milieu fermé dans des bassins ou des photobioréacteurs. L'occupation de terres arables n'est donc pas nécessaire, de même que l'utilisation de pesticides. La suite de ce chapitre présente une revue bibliographique de l'évaluation environnementale de production de bioénergie à partir de biomasse microalgale.

2.3 Fonctions évaluées, unités fonctionnelles associées et périmètres des ACV de production de microalgues

Sur l'ensemble des 14 publications analysées, deux fonctions sont évaluées : produire de la biomasse (une publication) et produire de l'énergie (13 publications). Les publications sélectionnées sont brièvement décrites ci-dessous :

- Kadam (2002) (Kad) : ACV comparative de la production d'électricité à partir de charbon seul ou à partir de charbon en co-combustion avec des microalgues.
- Lardon et al. (2009) (Lar) : ACV de la production de biodiesel en bassins ouverts sous divers modes de culture et avec différentes techniques d'extraction des lipides.
- Baliga et Powers (2010) (Bal) : ACV de la production de biodiesel en milieu froid en photobioréacteurs.
- Batan et al. (2010) (Bat) : ACV de la production de biodiesel en photobioréacteurs basée sur le modèle GREET (Greenhouse Gases, Regulated Emissions and Energy use in Transportation).
- Clarens et al. (2010) (Cla10) : ACV comparative du contenu énergétique des microalgues par rapport à des plantes terrestres utilisées comme source de biocarburants.
- Jorquera et al. (2010) (Jor) : ACV énergétique de trois systèmes de cultures d'algues : bassins ouverts, photobioréacteurs tubulaires et photobioréacteurs à panneaux plats.

- Sander et Murthy (2010) (San) : ACV de la production de biodiesel en bassin basée sur le modèle GREET avec une première phase d'inoculation en photobioréacteurs.
- Stephenson et al. (2010) (Ste) : ACV comparative de la production de biodiesel en bassins et en photobioréacteurs.
- Brentner et al. (2011) (Bre) : ACV combinatoire de différentes méthodes de production de biodiesel.
- Campbell et al. (2011) (Cam) : ACV et analyse économique de la production de biodiesel en bassins avec trois scénarios d'apport en CO₂ et deux taux de productivité différents.
- Clarens et al. (2011) (Cla11) : ACV des microalgues comme sources d'énergies pour le transport. Quatre modes de production d'énergie sont comparés : (A) digestion anaérobie pour la production de bioélectricité ; (B) production de biodiesel avec digestion anaérobie des tourteaux pour la production de bioélectricité ; (C) production de biodiesel avec combustion des tourteaux pour la production de bioélectricité ; (D) combustion directe de la biomasse algale pour la production de bioélectricité. Quatre voies d'approvisionnement des nutriments sont possibles pour chacune de ces filières de production d'énergie : (1) CO₂ pur ; (2) CO₂ purifié ; (3) CO₂ sous forme de fumées de centrales électriques ; (4) CO₂ sous forme de fumées de centrales électriques et apports de nutriments via des eaux usées.
- Hou et al. (2011) (Hou) : ACV de la production de biodiesel et comparaison avec le soja et le jatropha.
- Khoo et al. (2011) (Kho) : ACV de la production de biodiesel en bassin avec une première phase d'inoculation en photobioréacteurs et comparaison des résultats avec 4 autres publications présentes dans cette sélection (Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2010; Jorquera et al., 2010; Stephenson et al., 2010).
- Yang et al. (2011) (Yan) : ACV de l'eau et des nutriments lors de la production de biodiesel. Cette étude se limite à la quantification des consommations de nutriments et des besoins en eau.

La production d'énergie se fait sous différentes formes :

- production de biodiesel (11 publications) ;
- production de biogaz (1 publication) ;
- production d'électricité par combustion directe (2 publications) ;
- évaluation du contenu énergétique de la biomasse (1 publication).

Il est important de souligner que ces énergies ne présentent pas les mêmes caractéristiques. En effet, le biogaz et le biodiesel sont stockables, alors que l'électricité ne l'est pas. A cette diversité des fonctions étudiées se superpose une diversité des unités fonctionnelle (UF) choisies. Par exemple pour une même forme de production d'énergie (production de biodiesel), l'unité fonctionnelle choisie par Baliga et Powers (2010) est le litre de biodiesel produit alors que celle utilisée par Lardon et al. (2009) est la combustion d'1 MJ de biodiesel dans un moteur. Or le choix de l'UF conditionne la définition du périmètre de l'étude, et donc les étapes à inclure dans le système. Dans l'exemple cité précédemment les émissions générées lors de la combustion du biodiesel sont prises en compte par Lardon et al. (2009), alors que ce n'est pas le cas dans le système décrit par Baliga et Powers (2010). De plus l'énergie produite lors de la combustion peut être évaluée soit à l'aide du pouvoir calorifique supérieur (PCS), soit du pouvoir calorifique inférieur (PCI). Le PCS correspond à l'énergie thermique libérée par la combustion d'un kilogramme de combustible, en prenant en compte la chaleur latente de vaporisation de l'eau. Le PCI quant à lui ne correspond qu'à l'énergie libérée sous forme de chaleur sensible, la vapeur d'eau n'étant pas condensée et la chaleur non récupérée.

Le périmètre des publications peut être globalement divisé en cinq étapes majeures :

- la production des intrants nécessaires à la réalisation de la culture (I),
- l'étape de culture proprement dite (C),
- la récolte et le séchage des microalgues (R),
- la transformation en différentes formes d'énergie (T),
- l'utilisation de l'énergie produite (U).

Le Tableau 2.1 présente les différentes fonctions, unités fonctionnelles ainsi que les périmètres d'études associés des différentes publications analysées.

Tableau 2.1: Fonctions, unités fonctionnelles et périmètres des publications

Réf	PCI*, PCS** (MJ.kg ⁻¹)	Fonction évaluée et unité fonctionnelle					Périmètre (I : Intrants C : Culture R : Récolte T : Transformation U : Utilisation)
		Produire de l'énergie				Produire de la biomasse	
		Biodiesel	Biogaz	Electricité	Contenu énergétique		
Kad	-	-	-	1 MWh	-	-	I, C, R, U
Lar	37.8*	1 MJ	-	-	-	-	I, C, R, T, U
Bal	-	1 L	-	-	-	-	I, C, R, T
Bat	-	1 MJ	-	-	-	-	I, C, R, T
Cla10	24**	-	-	-	317 GJ	-	I, C, R
Jor	31.5, NC	-	-	-	-	100 t matière sèche (MS)	I, C
San	41.2**	1000 MJ	-	-	-	-	I, C, R, T
Ste	37.2*	1 tonne	-	-	-	-	I, C, R, T, U
Bre	34**	10 GJ	-	-	-	-	I, C, R, T
Cam	-	1 tonne.kilomètre par camion ^a	-	-	-	-	I, C, R, T, U
Cla11	23.1, NC biomasse	a) VKT.ha ⁻¹ ^b b) VKT ^c			-	-	I, C, R, T, U
Hou	39.5, NC	1 MJ	-	-	-	-	I, C, R, T, U
Kho	40*	1 MJ	-	-	-	-	I, C, R, T
Yan	-	1 kg	-	-	-	-	I, C, R, T

^a : combustion de la quantité de carburant nécessaire dans un camion de fret pour transporter une tonne sur un kilomètre

^b : énergie utilisable par unité de surface : « vehicle kilometers travelled » (VKT per ha)

^c : charge environnementale par VKT

2.4 Modélisation des données d'inventaire

La définition du système est suivie par la compilation des données d'inventaire nécessaires à la réalisation de l'ACV. Ces données peuvent être issues de données expérimentales, de modélisation ou de ressources bibliographiques. Les données d'inventaire sont détaillées pour chacune des publications.

2.4.1 Prise en compte des intrants

La prise en compte des intrants revient à inclure dans l'inventaire les flux environnementaux et économiques des processus en amont de la culture d'algues. Cela va des matériaux utilisés pour fabriquer les supports de culture aux fertilisants, ainsi qu'à la consommation d'électricité et de gaz. La majorité des publications considère ces intrant de manière exhaustive à l'exception de :

- Jorquera et al. (2010) : pas de prise en compte des fertilisants.
- Clarens et al. (2010, 2011) : pas de prise en compte des infrastructures.

- Sander et Murthy (2010) : prise en compte uniquement des procédés et flux contribuant à plus de 5% du total massique, énergétique et économique.

Le Tableau 2.2 précise les sources d'électricité et de gaz utilisées dans les différentes publications. L'origine du mix électrique est corrélée au pays de l'étude. Dans certaines publications, les besoins en électricité ou en gaz sont en partie ou complètement couverts par la production de bioénergie à partir des microalgues, soit par digestion anaérobie des tourteaux (Stephenson et al., 2010; Brentner et al., 2011; Campbell et al., 2011; Clarens et al., 2011), soit par combustion directe de la biomasse algale ou des résidus d'extraction (Clarens et al., 2011).

Tableau 2.2 : Sources d'énergies utilisées pour la production de biocarburants et de biomasse à partir de microalgues

Types d'énergie	Energie électrique								Energie thermique		
	Mix USA	Mix UK	Mix UE	Mix Australie	Mix Chine	Charbon	Algues	NC	Gaz naturel	Algues	NC
Réf	Bal, Bat Cla10, San, Cla11	Ste	Lar	Cam	Hou	Kad	Ste Bre Cam Cla11	Jor, Kho, Yan	Kad, Lar, Bal, Bat, San, Cla11, Hou	Ste, Bre, Cla11	Cam, Kho, Yan

NC : non communiqué

2.4.2 Cultures des microalgues

2.4.2.1 Choix du système et du milieu de culture

Choix du système de culture

La culture de microalgues est réalisée dans deux types de système : les bassins ouverts appelés open raceway (ORW), et les photobioréacteurs (PBR) (Figure 2.1).

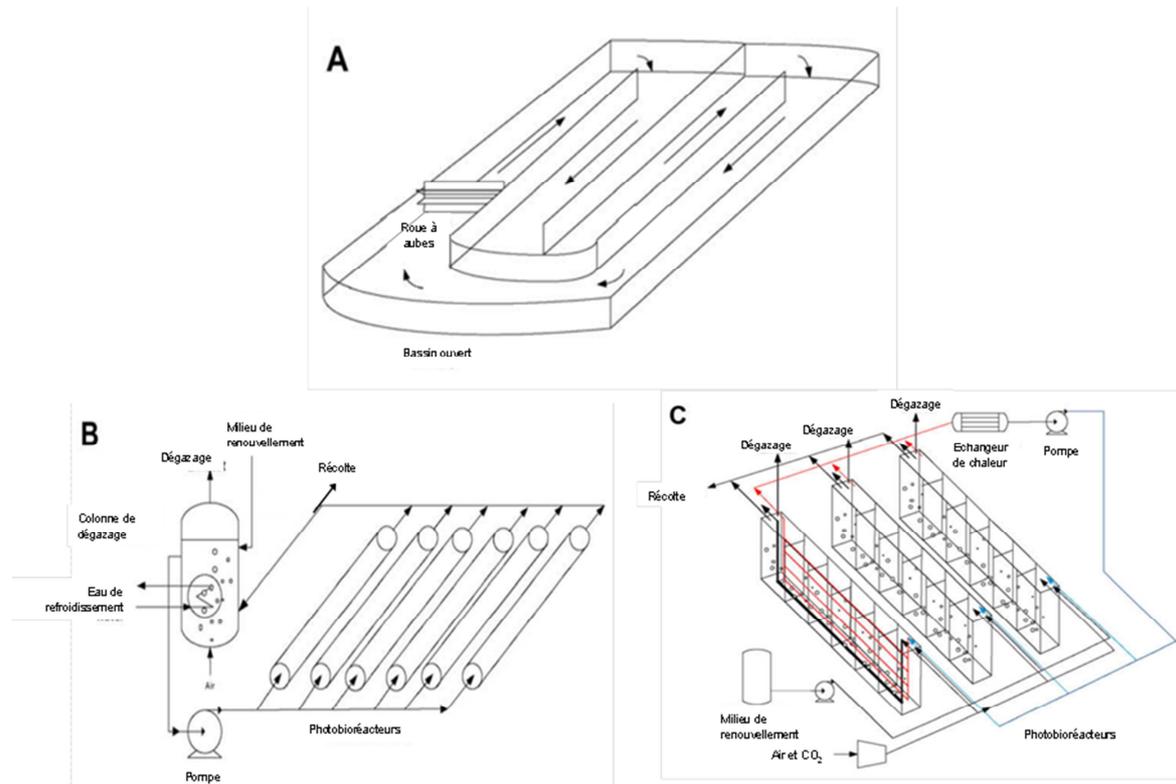


Figure 2.1 : Différents types de systèmes de la culture de microalgues. A : bassin ouvert (ORW), B : Photobioréacteurs tubulaires (TPBR), C : Photobioréacteurs tubulaires à panneaux plats (FPBR), d'après Jorquera et al. (2010)

Les ORW sont des bassins peu profonds (entre 10 et 50 cm de profondeur) en béton (Lardon et al., 2009) et éventuellement recouverts de liner (polyéthylène haute densité, PEHD), en polychlorure de vinyle (PVC) ou simplement creusés dans le sol (Campbell et al., 2011). Ils sont généralement ouverts, mais peuvent parfois être abrités sous une serre afin de maintenir une température favorable à la croissance des microalgues et de limiter les contaminations extérieures. Cela permet aussi de réduire les pertes d'eau par évaporation. L'agitation et la mise en suspension du milieu se fait généralement au moyen d'une roue à aubes. Ce type de système est communément utilisé à l'échelle industrielle pour la production de différentes microalgues à vocation alimentaire (Shimamatsu, 2004; Del Campo et al., 2007).

Les PBR sont des systèmes fermés de différents types. Ils peuvent être tubulaires (TPBR) ou constitués de panneaux plats (FPBR) (Jorquera et al., 2010), ou bien plus rustiquement de simples sacs de polyéthylène plongeant dans un bain thermostaté (Batan et al., 2010). Ces systèmes conduisent à une productivité volumétrique et à des concentrations d'algues dans le milieu bien plus importantes que des cultures en ORW. Cependant leur construction et leur fonctionnement requièrent des investissements matériels et des consommations énergétiques plus élevés.

Le Tableau 2.3 compare les principales caractéristiques de ces deux systèmes de culture.

Tableau 2.3 : Comparaison de deux systèmes de cultures de microalgues ORW et PBR, d'après Carlsson et al. (2007)

Paramètre	ORW	PBR
Surface requise	Elevée	Faible
Pertes en eau	Très élevées (peuvent être limitées par l'utilisation de serre)	Faibles
Pertes en CO ₂	Elevées, fonction de la profondeur des bassins	Faibles
Concentration en O ₂	Assez faible	Besoin d'un système d'échange gazeux pour soutirer de l'O ₂ (pour éviter l'inhibition de la photosynthèse)
Température	Très variable	Refroidissement souvent nécessaire
Agitation	Faible	Elevée
Contamination	Elevée (peut être limitée par l'utilisation de serre)	Faible
Qualité de la biomasse	Variable	Reproductible
Concentration de la biomasse	Faible, entre 0.1 et 0.5 g.L ⁻¹	Elevée, entre 2 et 8 g.L ⁻¹
Influence des conditions extérieures	Elevée (intensité lumineuse, température, précipitations)	Moyenne (intensité lumineuse)
Coûts d'investissement	Elevés	Très élevés
Coûts opératoires	Faibles	Très élevés

Selon différents auteurs (Chisti, 2007; Jorquera et al., 2010), la culture d'importantes quantités de microalgues est plus rentable en terme de consommation énergétique en ORW qu'en PBR. De plus, d'un point de vue économique les coûts d'un PBR sont près de dix fois plus élevés (Del Campo et al., 2007). Cependant dans les régions où les températures ne permettent pas une culture en extérieur tout au long de l'année, certains auteurs suggèrent que les PBR sont des systèmes de culture plus adaptés (Baliga et Powers, 2010). Enfin des systèmes de culture couplant une première phase de croissance en PBR avec une seconde phase de stress azoté (afin de favoriser l'accumulation de lipides) en ORW ont aussi été proposés (Sander et Murthy, 2010).

Le Tableau 2.4 répertorie les systèmes de cultures des différentes publications sélectionnées, ainsi que les milieux de cultures et les espèces utilisées.

Milieux de culture

Le choix du milieu de culture peut se faire indépendamment du choix du système. Selon les espèces sélectionnées, les algues peuvent être cultivées dans de l'eau douce, salée ou saumâtre. L'utilisation d'eaux usées pour la culture a également été étudiée par certains auteurs (Clarens et al., 2010, 2011; Sander et Murthy, 2010). La consommation d'eau a été identifiée comme un des impacts environnementaux majeurs lors de la production de bioénergie à partir de microalgues. Certains auteurs suggèrent donc que le milieu de culture soit un milieu salé, ce qui permet d'avoir accès à une ressource illimitée d'eau à partir des mers et des océans (Batan et al., 2010; Khoo et al., 2011). De l'eau saumâtre provenant de nappes phréatiques est aussi utilisée dans certains systèmes (Clarens et al., 2011). De l'eau

douce est tout de même nécessaire dans les systèmes précédemment cités afin de stabiliser la salinité. Suivant le milieu choisi, une ou plusieurs espèces présentant des intérêts particuliers pour la production visée (contenu important en lipides, principalement en triglycérides pour la production de biodiesel, pouvoir méthanogène élevé pour la production de biogaz...) sont sélectionnées.

Tableau 2.4 : Synthèse des systèmes de culture, milieux de culture et espèces cultivées

Réf	Systèmes de culture		Milieux de culture				Espèces cultivées
	ORW	PBR	Eau douce	Eau salée	Eau saumâtre	Eau usée	
Kad	X			X	X		NC
Lar	X		X				<i>Chlorella vulgaris</i>
Bal		X		X			<i>Phaeodactylum tricornutum</i>
Bat		X		X			<i>Nannochloropsis salina</i>
Cla10	X		X			X	NC
Jor	X	X		X			<i>Nannochloropsis sp.</i>
San	X					X	NC
Ste	X	X	X				<i>Chlorella vulgaris</i>
Bre	X	X	X				<i>Scenedesmus dimorphus</i>
Cam	X			X			NC
Cla11	X				X	X	<i>Tetraselmis sp.</i> , <i>Cyclotella sp.</i> , <i>Dunaliella sp.</i> , <i>Phaeodactylum tricornutum</i>
Hou	X			X			NC
Kho	X	X		X			<i>Nannochloropsis sp.</i>
Yan	X		X				<i>Chlorella vulgaris</i>

2.4.2.2 Conditions opératoires et quantités d'intrants

Le Tableau 2.5 résume pour chaque publication les conditions opératoires (taux de croissance, concentration en microalgues dans le milieu et existence ou non d'un stress azoté) ainsi que les quantités d'intrants.

Taux de croissance et concentrations

Suivant le type de système choisi, on observe de fortes différences de taux de croissance ainsi que de concentrations de microalgues dans le milieu. En milieu ouvert, les taux de croissance sont compris entre 25 (Batan et al., 2010) et 40.6 g.m⁻².j⁻¹ (Clarens et al., 2010). En milieu fermé, les productivités sont beaucoup plus élevées (d'un facteur 10), et varient de 270 (Jorquera et al., 2010) à 1536 g.m⁻³.j⁻¹ (Brentner et al., 2011). La productivité est exprimée par mètre carré dans les cultures en bassins, le taux de croissance étant principalement fonction de

la surface d'exposition qui reçoit la lumière. Par contre, pour les cultures en PBR, la productivité s'exprime par unité de volume. La conception du PBR a une grande influence sur le taux de croissance des algues : $560 \text{ g.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ dans un PBR tubulaire contre $270 \text{ g.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ dans un PBR constitué de panneaux plats (Jorquera et al., 2010). La concentration des microalgues dans un ORW est comprise entre 0.5 (Lardon et al., 2009) et 1.67 g.L^{-1} (Stephenson et al., 2010). En PBR, la biomasse algale est généralement plus concentrée, entre 1.02 (Jorquera et al., 2010) et 8.3 g.L^{-1} (Stephenson et al., 2010).

Stress azoté

Dans quatre des quatorze publications sélectionnées (Lardon et al., 2009; Batan et al., 2010; Stephenson et al., 2010; Khoo et al., 2011), les auteurs suggèrent de soumettre les algues à un stress azoté. En effet, certaines espèces de microalgues répondent à un stress (stress azoté, phosphaté ou carence en silice pour les diatomées) par une augmentation de leur teneur en lipides (Ketchum et Redfield, 1949). Selon Lardon et al. (2009), le pourcentage de lipides de *Chlorella vulgaris* passe de 17.5 % sans stress azoté à 38.5% avec un stress. Cette augmentation de la teneur en lipides se fait au détriment de la synthèse des protéines (28.2 % sans stress, 6.7 % avec), d'où une productivité massique moindre ($24.75 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ sans stress, $19.25 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ avec). Certains auteurs proposent donc une culture en deux étapes (Stephenson et al., 2010). Dans un premier temps la biomasse algale est cultivée avec des apports en fertilisants azotés suffisants pour ne pas pénaliser la croissance. Puis dans une deuxième étape, les microalgues sont placées en condition de stress azoté pour augmenter leur teneur en lipides.

Teneur en lipides

La teneur en lipides des microalgues est très variable, allant de 17.5% (Lardon et al., 2009) à 50% (Kadam, 2002) sans stress azoté, et de 25% (Khoo et al., 2011) à 50% en condition limitante (Batan et al., 2010; Stephenson et al., 2010). Pour une même espèce (*Chlorella vulgaris*) et pour des conditions d'apport en azote identique, la teneur en lipides peut varier du simple (17.5% (Lardon et al., 2009)) au double (35% (Yang et al., 2011)).

Quantités de N, P, K et types d'apport

La quantité d'éléments minéraux à apporter varie fortement entre les espèces, et entre les publications pour une même espèce (Lardon et al., 2009; Stephenson et al., 2010; Yang et al.,

2011). Ainsi pour *Chlorella vulgaris*, les apports en phosphore vont de 2.4 g.kgMS⁻¹ (Lardon et al., 2009) à 71 g.kgMS⁻¹ (Yang et al., 2011).

L'apport en azote varie de 10.9 g.kgMS⁻¹ (Lardon et al., 2009) à 20.32 g.kgMS⁻¹ (Stephenson et al., 2010) en conditions limitantes (stress azoté), et de 9.41 g.kgMS⁻¹ (Kadam, 2002) à 77.6 g.kgMS⁻¹ (Clarens et al., 2011) en conditions de croissance. Les quantités de phosphore apportées varient quant à elles de 2.4 g.kgMS⁻¹ (Lardon et al., 2009) à 2.58 g.kgMS⁻¹ (Khoo et al., 2011) en condition limitantes (stress azoté), et de 0.02g.kgMS⁻¹ (Kadam, 2002) à 71 g.kgMS⁻¹ (Yang et al., 2011) en conditions de croissance. Enfin seulement trois publications (Kadam, 2002; Lardon et al., 2009; Yang et al., 2011) prennent en compte l'apport de potassium. La culture en milieu salin permet de réduire la consommation de certains éléments minéraux comme le potassium ou le magnésium par exemple, qui sont présents dans l'eau de mer.

Tableau 2.5 : Conditions opératoires et quantités d'intrants pour la culture de microalgues

Réf	Taux de croissance (g.m ⁻² .j ⁻¹) (g.m ⁻³ .j ⁻¹)*	Concentration (g.L ⁻¹)	Stress azoté	Teneur en lipides (%)	Intrants			
					N (g.kg ⁻¹ MS)	P (g.kg ⁻¹ MS)	K (g.kg ⁻¹ MS)	CO ₂ (kg.kg ⁻¹ MS)
Kad	31.4	0.8	Non	50	9.41	0.02	0.01	2.16
Lar	24.75	0.5	Non	17.5	46	9.9	8.2	1.8
	19.25		Oui	38.5	10.9	2.4	2.0	2.0
Bal	-	3.4	Non	30	65	13	-	0.51
Bat	25	-	Oui	50	-	-	-	-
Cla10	40.6	1	Non	-	70	14.73	-	1.6
Jor	ORW: 35 FPBR : 270* BPR : 560*	ORW: 0.35 FPBR : 2.7 TPBR : 1.02	Non	29.6	-	-	-	-
San	-	0.5	Non	30	-	-	-	-
Ste	ORW : 30 PBR : 1000*	ORW : 1.67 PBR : 8.3	Oui	50	20.32	-	-	2.30
Bre	ORW : 27.5 PBR : 1536 *	ORW : 0.47 PBR : 4	Non	31.25	82	10	-	1.79
Cam	30	-	Non	-	5.6	0.56	-	1.68
Cla11	27.9	1.4	Non	19.6	77.6 (dont eaux usées)	5.17 (dont eaux usées)	-	2.36
Hou	30	-	Non	45	5.5	0.56	-	1.68
Kho	ORW : 25 PBR : NC	0.5	Oui	25	24.7	2.58	-	1.83
Yan	35	1	Non	35	33	71	58	-

L'apport en éléments fertilisants peut se faire sous différentes formes. Certains auteurs comme Sander et Murthy (2010) considèrent que l'ensemble de l'azote et du phosphore nécessaire à la croissance des microalgues peut être apporté via l'utilisation d'eaux usées. Dans la plupart des publications, les éléments minéraux sont amenés sous forme d'engrais chimiques (ammonitrate, nitrate de calcium ou de sodium, ammonium phosphate ou

ammoniac pour l'azote, superphosphate simple ou triple pour le phosphore et chlorure et sulfate de potassium pour le potassium). Ils peuvent également être apportés sous forme organique (urée pour l'azote). Liu, Jeong, et al. (2011) ont montré que l'azote organique dissous est plus facilement assimilable pour la plupart des algues si la molécule est hydrophile, ce qui est le cas de l'urée. L'apport de nutriments peut aussi se faire via le recyclage des digestats issus de la méthanisation des tourteaux (Stephenson et al., 2010; Brentner et al., 2011; Campbell et al., 2011; Clarens et al., 2011) ou des algues (Clarens et al., 2011). Les Tableau 2.6, Tableau 2.7 et Tableau 2.8 résument pour l'ensemble des publications les différentes formes sous lesquelles les éléments minéraux sont apportés.

Tableau 2.6 : Différentes sources d'azote utilisées pour la culture de microalgues

	Azote minéral					Azote organique & recyclé			NC
	Ammonium nitrate	Nitrate de sodium	Nitrate de Calcium	Ammonium phosphate	Ammoniac	Urée	Digestats	Eaux usées	
Réf	Ste, Bre	Kho	Lar	Cla11	Kad	Cla10, Cam	Ste, Bre, Cla11	Cla10, San	Bal, Bat, Cam, Hou, Yan

Tableau 2.7 : Différentes sources de phosphore utilisées pour la culture de microalgues

	Phosphore minéral					Phosphore organique & recyclé		NC
	Superphosphate simple	Superphosphate triple	Phosphate de sodium	Phosphate de calcium	Phosphate d'ammonium	Digestats	Eaux usées	
Réf	Kad, Lar, Cla10	Ste	Kho	Bre	Cla11	Ste, Bre, Cla11	Cla10, San	Bal, Bat, Cam, Hou, Yan

Tableau 2.8 : Différentes sources de potassium utilisées pour la culture de microalgues

	Potassium minéral		NC
	Sulfate de potassium	Chlorure de potassium	
Réf	Kad	Lar	Yan

Apports de CO₂

Pour atteindre les niveaux de productivités importants cités dans les publications, un apport en CO₂ en complément du CO₂ atmosphérique est indispensable. Suivant les auteurs, cet apport varie de 0.51 à 2.36 kgCO₂.kgMS⁻¹. La forte dépendance des cultures de microalgues à un apport de CO₂ d'origine fossile rend d'ailleurs selon Pfromm et al. (2011) ce mode de production d'énergie non durable. Le CO₂ peut être apporté sous forme de CO₂ pur gazeux, ou bien présent à différents pourcentages dans des fumées d'usines (Tableau 2.9). Les pourcentages de CO₂ dans les fumées de centrales électriques varient de 5% (Stephenson et

al., 2010) à 15% (Brentner et al., 2011; Campbell et al., 2011). Pourtant, selon Stephenson et al. (2010), la teneur maximale en CO₂ pour une centrale électrique est de 12.5%. L'utilisation de fumées d'usines telles quelle, sans prétraitement épurateur avant injection dans le milieu de culture, entraîne des consommations d'énergies et des impacts bien plus importants, dus à un volume de gaz comprimé et injecté bien plus important que celui du gaz d'intérêt (Stephenson et al., 2010). De plus, l'impact de l'apport de CO₂ sous forme de fumées de centrales électriques sur le rendement ou sur les installations de culture est mal connu (Doucha et al., 2005). Selon Yoo et al. (2010), certaines espèces comme *Botryococcus braunii* et *Scenedesmus sp.* ont été cultivées en utilisant des fumées d'usine comme source d'approvisionnement en carbone.

Les étapes d'approvisionnement en CO₂ ne sont également pas les même selon les publications. Alors que les coûts énergétiques liés à l'injection et à la compensation des pertes de charges sont toujours pris en compte, certains auteurs (Kadam, 2002; Brentner et al., 2011; Clarens et al., 2011) rajoutent aussi les dépenses liées aux étapes de purification du CO₂.

Tableau 2.9 : Formes de CO₂ apportées pour la culture de microalgues et étapes incluses dans les inventaires

Réf	Formes de CO ₂ injectées dans le milieu de culture	Etapes incluses dans l'inventaire		
		Purification	Transport	Injection
Kad	a) CO ₂ pur	a) Oui, à partir de fumées de centrales électriques à 14% de CO ₂	Oui	Oui
	b) Fumées à 14% CO ₂	b) Non		
Lar	CO ₂ pur	Non	Non	Oui
Bal	CO ₂ pur	Oui	Oui	Oui
Cla10	CO ₂ pur	Non	Non	Non
Ste	a) Fumées à 12.5%	Non	Non	Oui
	b) Fumées à 9%			
	c) Fumées à 5%			
Bre	a) CO ₂ pur	a) Non, à partir de fumées d'usine d'ammoniac à 100% de CO ₂	Non	Oui
	b) CO ₂ pur	b) Oui, à partir de fumées de centrales électriques à 15% de CO ₂		
Cam	a) CO ₂ pur	a) Non, à partir de fumées d'usine d'ammoniac à 100% de CO ₂	Oui	Oui
	b) CO ₂ pur	b) Oui, à partir de fumées de centrales électriques à 15% de CO ₂		
Cla11	a) CO ₂ pur	a) Non	Oui	Oui
	b) CO ₂ pur	b) Oui		
	c) Fumées à 12.5%	c) Non		
Kho	CO ₂ pur	Non	Non	Oui

Emissions vers l'environnement

En ORW, l'apport du CO₂ se fait directement par bullage dans le milieu de culture, et tout le gaz carbonique n'est pas métabolisé par les microalgues. Ces pertes du gaz injecté au niveau des bassins sont peu prises en compte dans la littérature. Trois publications seulement (Kadam, 2002; Stephenson et al., 2010; Campbell et al., 2011) font état respectivement de pertes de 0.07%, 30% et 10%. Les bassins peuvent aussi être le siège d'émissions azotées. Contrairement aux milieux agricoles, la culture ne se fait généralement pas à même le sol, il n'y a donc pas lixiviation des éléments minéraux et transfert vers le compartiment sol. Par contre, une partie de l'azote apporté est volatilisé sous forme de NH₃ ou de N₂O. De la même manière que pour les émissions de CO₂, peu de publications prennent ces émissions en compte. Campbell et al. (2011) considèrent que 0.11% de l'azote apporté est volatilisé sans en préciser la forme, Hou et al. (2011) précisent que 0.5% est volatilisé sous forme de NH₃ sans prendre en compte le N₂O, et enfin Batan et al. (2010) font état de volatilisation sous forme de NH₃ sans quantification.

2.4.3 Récolte et séchage

2.4.3.1 Teneur en Matière Sèche

La récolte et le séchage des microalgues peuvent se faire de diverses manières suivant les types de bioénergie produite. La teneur en MS requise n'est pas la même selon les traitements postérieurs que va subir la biomasse (extraction de l'huile pour la production de biodiesel ou digestion anaérobie pour la production de biogaz). Les valeurs du Tableau 2.11 correspondent aux teneurs en MS après les étapes de récolte et de séchage quand celles-ci sont spécifiées. La teneur en MS avant extraction de l'huile pour la production de biodiesel va de 14% (Clarens et al., 2011) à 90% (Lardon et al., 2009). La teneur en MS proposée par ces derniers correspond à celle du soja, le procédé d'extraction de l'huile étant considéré comme similaire pour la biomasse algale et le soja. Une teneur en MS de 14-15% est suffisante selon Clarens et al. (2011) et Khoo et al. (2011) qui s'appuient sur des études de Golueke et Oswald (1965). Pour la valorisation en biogaz, la teneur en MS est comprise entre 14% pour la biomasse algale et plus de 20% pour les résidus d'extraction. Enfin pour la production de bioélectricité de manière directe par combustion de la biomasse algale, le pourcentage en MS varie de 50 à 98%.

2.4.3.2 Technologies utilisées

De nombreuses études abordent les différentes manières de flocculer la biomasse lors d'une première étape de concentration (Tableau 2.10). Cela va d'un ajustement du pH avec de la chaux (Lardon et al., 2009; Brentner et al., 2011) à l'ajout de sulfate d'aluminium (Clarens et al., 2010; Stephenson et al., 2010; Brentner et al., 2011), en passant par l'addition de chitosane (Brentner et al., 2011), qui est obtenu à partir du traitement de l'exosquelette de crustacés.

Tableau 2.10 : Différents types de flocculants utilisés pour la récolte des microalgues

Flocculants	Ajustement du pH à la chaux	Composés minéraux			Composés organiques	
		Sulfate d'aluminium	Chlorure de fer	NC	Chitosane	NC
Références et concentrations (g.kgMS⁻¹)	Lar = 300 Bre = 560	Clal0 = NC Ste = 90 Bre = 130	Hou = 0.009 Kho = 0.25	Cam = NC Hou = 2.427	Bre = 13	Lar = NC

Le moyen le plus classique d'augmenter la concentration de la biomasse est la centrifugation, bien que cette technologie soit l'une des plus énergivores (Molina Grima et al., 2003). Certaines technologies moins coûteuses en énergie mais encore peu utilisées à une échelle industrielle ont été considérées dans les ACV analysées (centrifugation à plateaux par exemple). Enfin le séchage solaire est aussi utilisé dans une étude (Kadam, 2002), ce qui diminue de manière importante les coûts énergétiques de cette étape.

Ces étapes sont parfois suivies d'une homogénéisation de la biomasse afin de détruire les parois des microalgues (96% d'éclatement) et d'améliorer leur digestibilité ou l'extraction des lipides (Stephenson et al., 2010; Clarens et al., 2011).

2.4.4 Transformation de la biomasse microalgale en énergie

Les ACV étudiées conduisent à la production de trois types de bioénergie différente : de l'électricité par combustion directe de la biomasse, du biodiesel par extraction de l'huile et estérification des triacylglycérols (TAG), et enfin du biogaz par digestion anaérobie. Le détail des valorisations envisagées dans les publications est fourni dans le Tableau 2.11.

2.4.4.1 Production d'électricité

La production d'électricité est le procédé le plus simple à mettre en œuvre. La biomasse est d'abord séchée (50-98% MS) puis brûlée en co-combustion avec du charbon.

Selon Clarens et al. (2011), ce mode de valorisation de la biomasse algale est celui ayant le moins d'impact sur l'environnement. Il est important de souligner que dans l'étude en

question, la chaleur nécessaire au séchage de la biomasse provient de la récupération de fumées d'usines électriques, et n'est donc pas comptabilisée dans le bilan énergétique ni le bilan environnemental de la filière.

2.4.4.2 Production de biodiesel

La production de biodiesel algal est le plus souvent faite sur le même modèle technico-économique que la production de biocarburants de première génération pour les phases d'extraction et d'estérification. Les végétaux de référence sont le soja ou le colza. L'huile est extraite avec un solvant, l'hexane, ce qui entraîne des impacts conséquents au niveau de l'oxydation photochimique à cause des pertes par volatilisation. Ensuite le biodiesel est synthétisé par transestérification avec un alcool, le méthanol, en milieu chauffé et avec ajout d'une base comme catalyseur. Le rendement de cette réaction peut être fortement diminué par l'existence d'une réaction de saponification, qui est favorisée par une teneur élevée en acide gras libres de l'huile et par la présence d'eau. Il est donc important d'obtenir une teneur en MS élevée lors des étapes de récolte et de séchage. D'autres voies de synthèse du biodiesel sont proposées par Brentner et al. (2011), notamment une extraction de l'huile au CO₂ supercritique, ou bien une extraction avec estérification *in situ* par utilisation de méthanol supercritique. Selon ces auteurs cette dernière technique est beaucoup moins énergivore, et permet de réduire de près de 80% la consommation énergétique par rapport à un procédé classique utilisant l'hexane et le méthanol.

2.4.4.3 Production de biogaz

En dernier lieu l'énergie peut être valorisée sous forme de biogaz, soit directement à partir de la biomasse algale, soit à partir des résidus obtenus après extraction de l'huile. La production de méthane à partir de la biomasse algale est fixée à 0.441 m³CH₄. kgMS⁻¹ par Clarens et al. (2011), et varie de 0.320 (Campbell et al., 2011) à 0.800 m³CH₄. kgMS⁻¹ (Brentner et al., 2011) à partir des tourteaux. Dans la plupart des études, la digestion anaérobie est réalisée sur les tourteaux d'algues, et l'énergie produite (électricité et chaleur) est utilisée sur place pour couvrir les besoins des étapes de culture, de récolte et transformation en biodiesel. Une étude plus approfondie de ce mode de valorisation énergétique est proposé au chapitre 3

Tableau 2.11 : Procédés de récolte, de séchage et de transformation de la biomasse microalgale en énergie

Réf	Techniques de récolte et de séchage : MS%		Transformation de la biomasse		
			Electricité	Biodiesel Extraction - Transestérification	Biogaz
Kad	Centrifugation 1 : 0.8% Centrifugation 2 : 12 % Séchage solaire : 50 %		Co-combustion avec du charbon	-	-
Lar	Floculation : 2 % Presse rotative : 20 %		-	Hexane - Méthanol (idem soja)	-
	Voie sèche : Séchoir à bandes: 90%	Voie humide : -			
Bal	Centrifugation : 30% Séchage à la vapeur : 95%		-	Hexane - Méthanol (idem soja)	-
Bat	Centrifugation : NC		-	Hexane - Méthanol (idem soja)	-
Cla10	Floculation : NC Centrifugation : 10%		-	-	-
San	Filtre presse : NC Séparateur à plaques : NC Séchoir : 91%		-	Hexane - Méthanol (idem soja)	-
Ste	Floculation Centrifugation : 22% Homogénéisation		-	Hexane Méthanol (idem colza)	Tourteaux : 0.383 m ³ CH ₄ . kgMS ⁻¹
Bre	Floculation Centrifugation : 20%		-	Hexane - Méthanol CO ₂ supercritique - Méthanol Sonication + estérification Méthanol supercritique	Tourteaux : 0.800 m ³ CH ₄ . kgMS ⁻¹
Cam	Floculation : NC Flottateur à air dissous : NC		-	Hexane - Méthanol (idem colza)	Tourteaux : 0.320 m ³ CH ₄ . kgMS ⁻¹
Cla11	Auto-floculation : 1.4% Décantation : 14% Homogénéisation		Séchage (90-98% MS) Co-combustion avec charbon	Hexane - Méthanol	Tourteaux : 0.369 m ³ CH ₄ . kgMS ⁻¹ Algues : 0.441 m ³ CH ₄ . kgMS ⁻¹
Hou	Floculation		-	Hexane - Méthanol	-
Kho	Floculation : 3% Centrifugation : 15%		-	Hexane - Méthanol	-
Yan	- : 90%		-	Hexane - Méthanol (idem soja)	-

2.4.5 Utilisation de l'énergie produite

Le Tableau 2.1 détaille les périmètres d'étude pour chacune des publications. L'étape d'utilisation correspond ici à la combustion du carburant définie par l'unité fonctionnelle, et non pas à l'utilisation éventuelle d'autres formes d'énergies produites au sein du système. Lorsque la fonction étudiée est de produire de l'électricité ou du biogaz, la combustion est toujours considérée. Par contre l'étape d'utilisation n'est pas toujours incluse dans les études portant sur la production de biodiesel. Deux approches sont distinguées : l'approche *well-to-pump* ne prenant pas en compte les émissions de la combustion (Baliga et Powers, 2010; Batan et al., 2010; Sander et Murthy, 2010; Brentner et al., 2011; Khoo et al., 2011; Yang et

al., 2011), et l'approche *well-to-wheel* qui les considère (Lardon et al., 2009; Stephenson et al., 2010; Campbell et al., 2011; Clarens et al., 2011; Hou et al., 2011).

Lors de la combustion du biodiesel, une partie du carbone émis provient du méthanol, qui est le plus souvent d'origine fossile. Seul une publication (Stephenson et al., 2010) prend cela en compte en attribuant une émission de $4 \text{ gCO}_2 \cdot \text{MJ}^{-1}$.

La Figure 2.2 présente les différentes alternatives considérées lors des étapes de fertilisation, de culture, de transformation et de combustion.

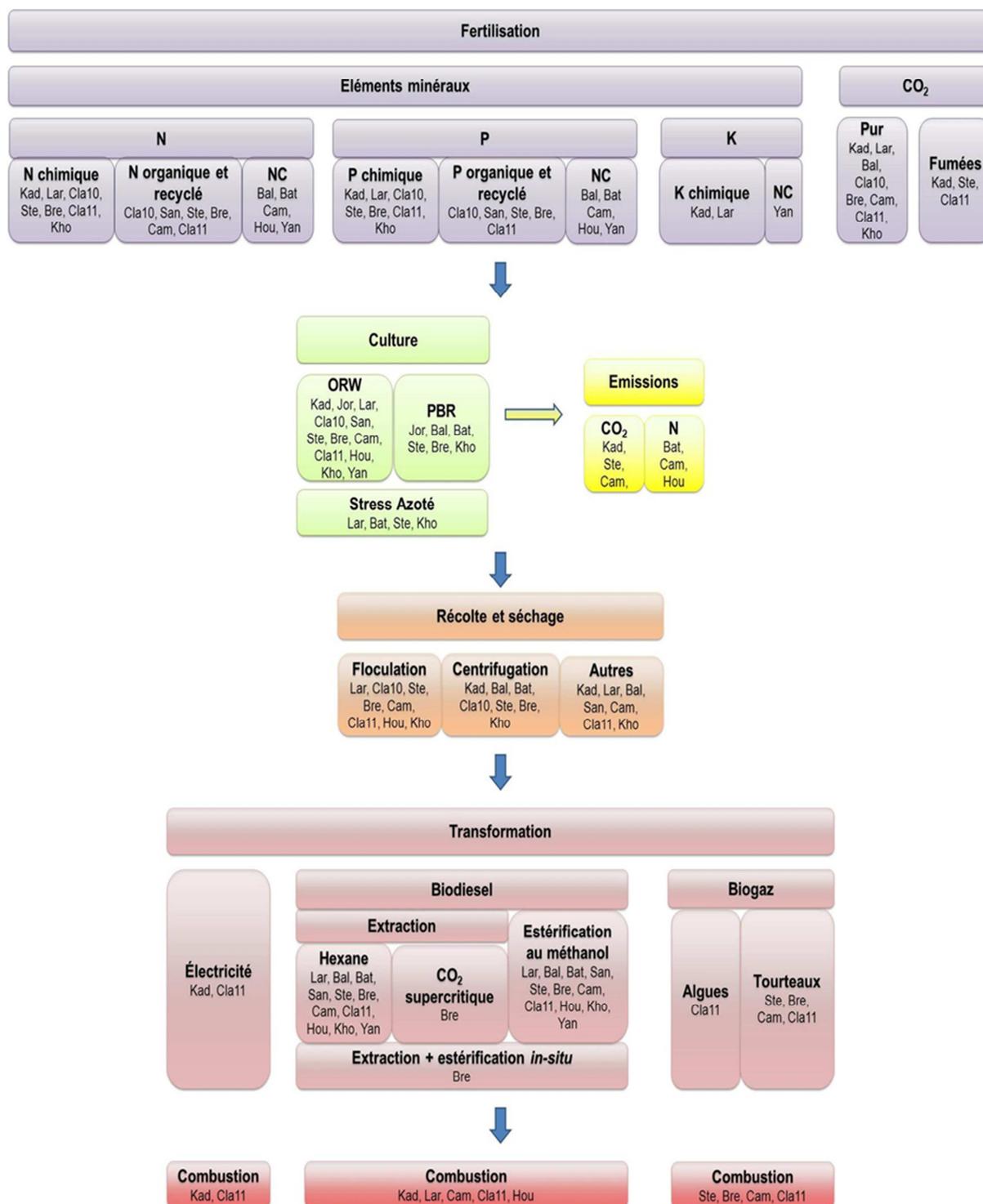


Figure 2.2 : Différentes alternatives considérées lors des étapes de fertilisation, de culture, de transformation et de combustion

2.5 Evaluation des impacts environnementaux

2.5.1 Prise en compte des coproduits

Un système peut conduire à la production de plusieurs produits. Or un des fondements de l'ACV est la définition d'une unité fonctionnelle, et l'ensemble des flux du système sont rapportés à ce flux de référence attaché à un produit ou à un service. Pour pallier la multifonctionnalité des systèmes, deux alternatives sont possibles : allouer une partie des impacts selon un critère défini (allocation économique, massique, énergétique...) ou étendre les frontières du système de manière à inclure le coproduit dans l'analyse (substitution). Les normes ISO 14040 (2006) et ISO 14044 (2006) précisent que lorsque cela est possible la gestion des coproduits doit se faire préférentiellement par substitution. Le parlement européen a quant à lui publié une directive stipulant que la substitution convient aux fins de l'analyse politique. Par contre, dans le cas de réglementation applicable aux différents opérateurs économiques, les coproduits doivent être gérés par allocation énergétique, car cette gestion est plus facile à appliquer et minimise les mesures d'incitation contre-productive (European Union, 2009). Enfin selon le rapport final de l'ADEME (ADEME, 2010) concernant la production de biocarburants de première génération, les différentes règles d'allocation pour la filière biocarburants sont détaillées dans le tableau ci-dessous (Tableau 2.12).

Tableau 2.12 : Gestion des coproduits de la filière biocarburants préconisée par l'ADEME selon leur devenir

Les coproduits sont	La Méthode recommandée est	Précaution
épanchés	Substitution	-
utilisés en alimentation animale	Prorata énergétique entre coproduits d'une étape	Faire une analyse de la réalité physique du procédé en amont
utilisés dans l'industrie		
utilisés à des fins énergétiques	Substitution	Mix énergétique si export d'électricité

Sur les 14 publications analysées, 3 publications ne mènent pas à la production de coproduits (Kadam, 2002; Clarens et al., 2010; Jorquera et al., 2010). Dans les cas de Khoo et al. (2011) et de Yang et al. (2011), le devenir de ces coproduits n'est pas précisé. Les résultats obtenus dans ces études ne traduisent donc que partiellement les impacts liés à la production de bioénergie à partir de microalgues car la valorisation potentielle des coproduits n'est pas considérée, ce qui surestime le poids environnemental de la filière.

2.5.1.1 Allocation

Les coproduits gérés par allocation sont les résidus d'extraction et la glycérine. La gestion des résidus d'extraction se fait par allocation énergétique ou massique. Comme souligné par Lardon et al. (2009), le contenu énergétique et le contenu en carbone des tourteaux d'algues ne sont pas les mêmes. Par conséquent, l'allocation énergétique ne correspond pas aux flux massiques. Un terme correctif doit être ajouté de manière à équilibrer la balance carbone, sans quoi la combustion du biodiesel algal libère moins de carbone que ce que la photosynthèse n'a fixé. Pour calculer ce terme correctif ε , on pose l'équation de conservation massique du carbone :

$$\alpha(N_c + \varepsilon) = \beta \times N_c \quad (3)$$

avec :

- α : coefficient d'allocation choisi,
- N_c : quantité de carbone du produit initial,
- β : fraction du carbone réellement transférée au produit.

2.5.1.2 Substitution

Conformément aux recommandations des normes ISO, la plupart des études gère les coproduits par substitution. Les tourteaux d'algues sont généralement envoyés en digestion anaérobie. Le biogaz produit est transformé en chaleur utilisée sur place pour chauffer les digesteurs et /ou converti en électricité. L'électricité est aussi consommée sur place et le surplus est injecté dans le réseau (Stephenson et al., 2010; Clarens et al., 2011). Les digestats obtenus après méthanisation sont soit considérés comme des amendements organiques et épandus aux champs (substitution à des engrais minéraux), soit traités comme des déchets.

Les tourteaux d'algues peuvent aussi se substituer à d'autres produits : nourriture pour l'aquaculture ou les animaux d'élevage, ou source de carbohydrates pour la production de bioéthanol. Dans ce dernier cas, il est important de souligner que selon Sander et Murthy (2010), plus la teneur en lipides des algues diminue, plus la production de bioéthanol à partir des tourteaux augmentent et plus le bilan énergétique de la filière est favorable. Le glycérol est quant à lui substitué à du combustible pour la production de chaleur.

Stephenson et al. (2010) ont comparé les variations des consommations énergétiques et des émissions de gaz à effet de serre entre un scénario de base avec allocation économique pour le

glycérol et un scénario alternatif avec une substitution à un combustible. Les résultats sont sensiblement différents entre ces deux options; le scénario alternatif induisant des réductions de 13.8% de consommation d'énergie et de 9.8% d'émissions de gaz à effet de serre.

2.5.2 Bilan énergétique et impacts environnementaux

La plupart des publications traduisent les résultats de l'inventaire en impacts environnementaux. Seuls Yang et al. (2011) n'incluent pas cette étape en se limitant à un bilan de la consommation en eau et aux besoins en fertilisants. Cette étude est donc exclue du paragraphe 2.5.2.

Une considération exhaustive de tous les cas d'étude analysés n'est pas possible car les données ne sont pas toujours disponibles pour toutes les configurations envisagées. Le paragraphe ci-dessous détaille les scénarios sélectionnés au sein des publications pour la suite de l'analyse.

- Kadam (2002) : purification du CO₂ via un processus d'extraction au monoéthanolamine (MEA), 50% du CO₂ recyclé.
- Lardon et al. (2009) : culture avec stress azoté et extraction humide des lipides.
- Baliga et Powers (2010) : culture sous serre avec lumière naturelle et chaleur nécessaire au séchage des algues issue des pertes thermiques d'une centrale électrique.
- Batan et al. (2010) : production en photobioréacteurs et modélisation de la production de biodiesel à l'aide du logiciel GREET.
- Clarens et al. (2010) : culture en ORW et apports d'engrais chimiques.
- Jorquera et al. (2010) : évaluation du contenu énergétique du biodiesel et comparaison entre culture en PBR et ORW.
- Sander et Murthy (2010) : séchage avec une presse à filtres.
- Stephenson et al. (2010) : culture en ORW et recyclage de la matière organique minéralisée lors de la digestion anaérobie comme fertilisants pour les algues (réduction de la demande en nutriments de 80%).
- Brentner et al. (2011) :
 - configuration de base : culture en ORW, extraction à l'hexane et transestérification au méthanol, sans valorisation des tourteaux ;
 - meilleure configuration: culture en PBR à panneaux, extraction et transestérification *in situ* via du méthanol supercritique, digestion anaérobie des tourteaux et recyclage de la matière organique minéralisée lors de la digestion

anaérobie comme fertilisants pour les algues (réduction de la demande en azote et phosphore de 70%).

- Campbell et al. (2011) : productivité de $30 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$, apport de CO_2 via des fumées pures d'usines de production d'ammoniac.
- Clarens et al. (2011) : CO_2 sous forme de fumées de centrales électriques et apports de nutriments via des eaux usées et production de biodiesel avec digestion anaérobie des tourteaux pour la production de bioélectricité (scénario 4B) ou combustion directe de la biomasse algale pour la production de bioélectricité (scénario 4D).
- Hou et al. (2011) : culture en ORW et apports d'engrais chimiques.
- Khoo et al. (2011) : teneur en lipides de 25% et PCI du biodiesel égal à 40 MJ/kg.

Dans 13 publications sur les 14 analysées, la fonction du système évaluée est la production d'énergie. La seule étude ayant pour unité fonctionnelle une production de biomasse (Jorquera et al., 2010) compare aussi les bilans énergétiques de différents modes de production. Seuls Campbell et al. (2011) ne présentent pas les consommations énergétiques liées à la production de bioénergie à partir de microalgues. Le paragraphe 2.5.2.1 présente les bilans énergétiques de ces publications, en précisant quand cela est possible la répartition des consommations entre les phases de culture, de récolte et de transformation.

A l'exception de Jorquera et al. (2010) et Yang et al. (2011), toutes les publications sélectionnées présentent des résultats en termes d'impacts environnementaux. Un des objectifs majeurs de la production de biocarburants étant la réduction de l'émission de gaz à effet de serre, toutes les publications présentant des impacts environnementaux incluent la catégorie d'impact « changement climatique ». D'autres impacts sont également considérés, qui diffèrent selon les études et les méthodes d'évaluation des impacts choisies.

2.5.2.1 Bilan énergétique

Net Energy Ratio

Le Tableau 2.13 présente les valeurs des ratios énergétiques (énergie consommées par rapport à l'énergie produite) pour les différentes publications. Les unités fonctionnelles ont toutes été rapportées à 1 MJ, et toutes les énergies des étapes de culture (C), de récolte et séchage (R), sont exprimées en MJ par MJ d'énergie produite. L'énergie produite peut être du biodiesel, de l'électricité, un mix de biodiesel et d'électricité, ou un équivalent énergétique de la biomasse.

Afin de comparer les différentes publications, nous utilisons une formule dérivée de la Net Energy Value définie par Farrell et al. (2006). Dans notre approche, l'énergie de sortie est égale à 1 MJ et n'est pas obligatoirement du biodiesel. En effet, dans Jorquera et al. (2010) et Clarens et al. (2010) l'énergie de sortie correspond à celle stockée dans la biomasse, et dans Kadam (2002) et Clarens et al. (2011) il s'agit de bioélectricité. L'énergie des coproduits correspond aux valorisations par allocation ou substitution des tourteaux d'algues (et de leurs dérivés, comme les digestats). Les dépenses énergétiques correspondent aux consommations directes en électricité, chaleur et/ou vapeur. On obtient le calcul du Net Energy Ratio (NER) à partir de la formule suivante (équation (2)):

$$\text{NER} = \frac{[\text{Consommation énergétique}]}{[\text{Production énergétique (1 MJ + Coproduits)}]} \quad (4)$$

A l'exception de 2 publications (Kadam, 2002; Khoo et al., 2011), les valeurs de NER sont inférieures à 1, ce qui traduit le fait que dans la majorité des filières étudiées la production d'énergie est supérieure à la consommation directe.

Tableau 2.13 : Energie consommée par étape, énergie produite, et Net Energy Ratio

Réf	Input				Output			NER
	C	R	T (+ digestion anaérobie)	Total Input	Output = 1 MJ	Gestion coproduits	Total Output	
Kad	0.63	0.65	Non inclus	1.28	Electricité	-	1	1.28
Lar	0.151	-	0.397	0.548	Biodiesel	1.275	2.275	0.241
Bal	-	-	-	0.44	Biodiesel	0.117	1	0.394
Bat	1.16	0.17	0.39	1.72	Biodiesel	0.79	1.79	0.96
Jor	0.631 ^a 0.389 ^b	Non inclus	Non inclus	0.631 ^a 0.389 ^b	Biodiesel	-	1	0.231 ^a 0.631 ^b
San	0.015	3.089	0.187	3.291	Biodiesel	9.971	10.971	0.30
Ste	0.193	0.113	0.120	0.427	Biodiesel	0.529	1.529	0.280
Bre	0.222 ^c 0.196 ^d	0.9 ^c 0.09 ^d	1.758 ^c 0.789 ^d	2.905 ^c 1.074 ^d	Biodiesel	- ^c 0.37 ^d	1 ^c 1.37 ^d	2.905 ^c 0.784 ^d
Clal1	0.098 ^e 0.111 ^f	0.009 ^e 0.011 ^f	0.164 (+ 0.113) ^e 0.003 ^f	0.384 ^e 0.125 ^f	Biodiesel + Electricité ^e Electricité ^f	0.036 ^e - ^f	1 ^e 1 ^f	0.371 ^e 0.125 ^f
Hou	0.041	-	0.112	0.153	Biodiesel	0.339	1	0.114
Kho	0.572	-	3.862	4.44	Biodiesel	-	1	4.44

^a : production en PBR, ^b : production en ORW, ^c : configuration de base, ^d : meilleure configuration, ^e : scénario 4B (production de biodiesel avec digestion anaérobie des tourteaux pour la production de bioélectricité), ^f : scénario 4D (combustion directe de la biomasse algale pour la production de bioélectricité).

La Figure 2.3 présente la répartition des consommations d'énergie liées à la production d'1 MJ de biodiesel et / ou de bioélectricité selon les différentes études. Cela permet d'illustrer la diversité des résultats, qui sont fortement dépendants des hypothèses faites lors de la définition du périmètre de l'étude ainsi que du choix de gestion des coproduits. Les étapes de récolte et de transformation de la biomasse de microalgues sont les principaux

postes de consommation énergétique. Dans certaines publications (Kadam, 2002; Batan et al., 2010), l'étape de culture des microalgues est aussi un poste de dépenses important.

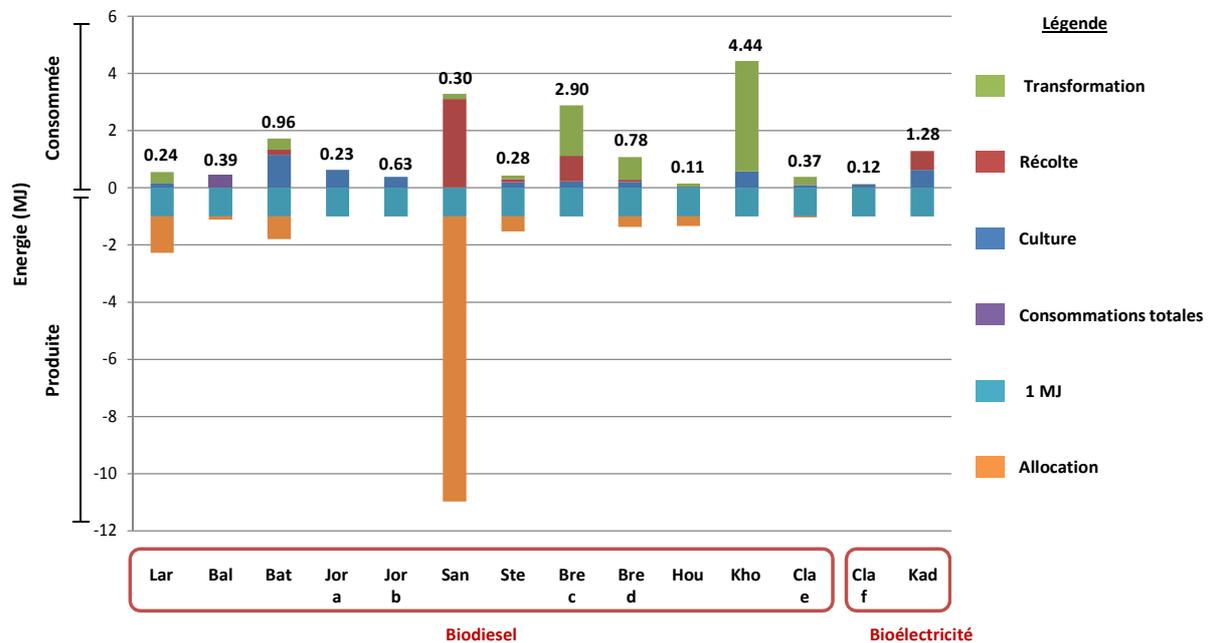


Figure 2.3 : Répartition des consommations et des productions d'énergies (NER)

Cumulative Energy Demand (CED)

Peu d'auteurs prennent en compte les dépenses en amont des consommations directes. Seuls Lardon et al. (2009), Clarens et al. (2010), Stephenson et al. (2010), Brentner et al. (2011) et Clarens et al. (2011) présentent les bilans énergétiques d'une Cumulative Energy Demand (CED) (Tableau 2.14). Les productions et les consommations d'énergie incluent aussi les dépenses en amont des consommations directes. Ainsi les dépenses énergétiques liées à la production des engrais et à la construction des infrastructures sont prises en compte (Hischier et al., 2010). Le CEDR (Cumulative Energy Demand Ratio) correspond au rapport entre l'ensemble des énergies consommées et l'ensemble des énergies produites. La prise en compte de ces dépenses énergétiques supplémentaires entraîne une augmentation du ratio énergie consommée sur énergie produite. Dans le scénario 4B de la publication de Clarens et al. (2011), le NER est inférieur à 1 (plus d'énergie produite que consommée), alors que le CEDR est supérieur à 1 (plus d'énergie consommée que produite).

Tableau 2.14 : Energies cumulées consommées par processus, énergies cumulées produites, et Cumulative Energy Demand Ratio

Réf	Input						Output			CEDR
	Elec-tricité	Chaleur	Infra-structure	Ferti-lisants	Autre	Total	Output = 1MJ	Gestion coproduits	Total	
Lar	0.48	0.34	0.3	0.11	0.43	1.66	Biodiesel	1.23	2.23	0.74
Cla10	0.40	-	-	0.53	0.03	0.96	Biomasse	-	1	0.96
Ste	0.58	-	0.11	0.09	-	0.78	Biodiesel	0.53	1.53	0.51
Bre	4.28 ^c	2.76 ^c	0.10 ^c	0.58 ^c	0.10 ^c	7.81 ^c	Biodiesel	-	1 ^c	7.81 ^c
	1.28 ^d	0.21 ^d	0.10 ^d	0.58 ^d	0.11 ^d	2.28 ^d			1.20	2.20 ^d
Cla11	0.34	0.09 ^e	-	0.48 ^e	0.19 ^e	1.10 ^e	Biodiesel + Electricité ^e	0.04 ^e	1.04 ^e	1.06 ^e
	0.12	- ^f		0.71 ^f	0.01 ^f	0.84 ^f			Electricité ^f	- ^f

^c : configuration de base, ^d : meilleure configuration, ^e : scénario 4B (production de biodiesel avec digestion anaérobie des tourteaux pour la production de bioélectricité), ^f : scénario 4D (combustion directe de la biomasse algale pour la production de bioélectricité).

La Figure 2.4 présente la répartition des consommations d'énergie cumulée liées à la production d'1 MJ de biodiesel, de bioélectricité ou de biomasse selon les différentes études. De la même manière que pour les NER, les CEDR sont aussi très variables selon les publications. L'analyse des principaux contributeurs des CEDR n'est pas faite selon les étapes du cycle de vie comme pour le NER (ce qui n'est pas possible avec cet indicateur), mais selon les catégories de processus. On constate que les dépenses électriques représentent une part très importante des énergies cumulées, et que dans la plupart des publications les fertilisants ont aussi un poids élevé.

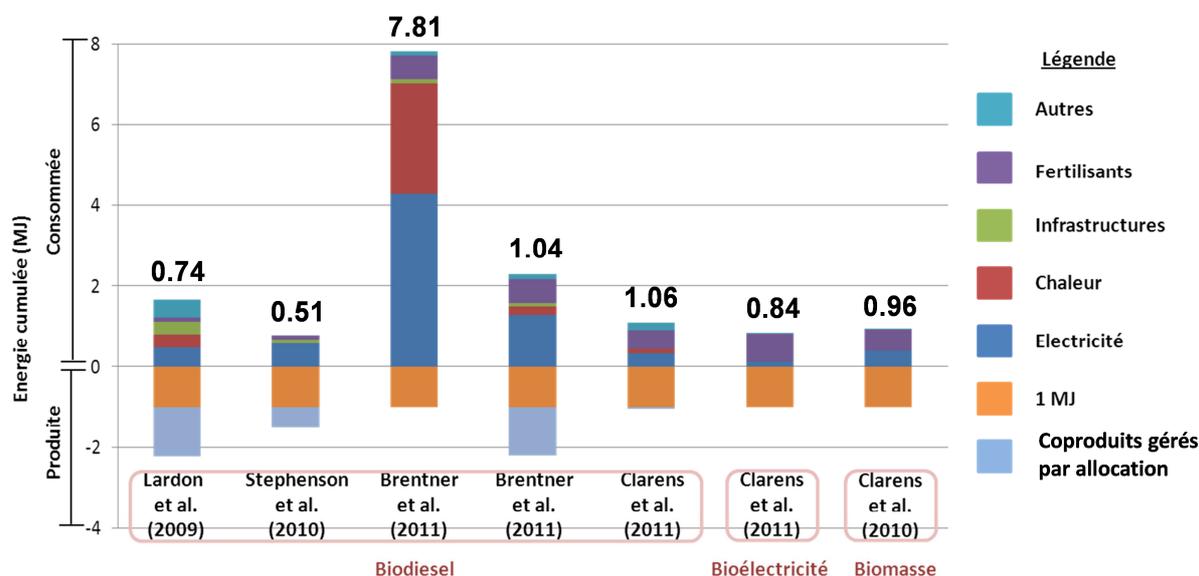


Figure 2.4 : Répartition des consommations et productions d'énergies (CEDR)

2.5.2.2 Changement climatique

Le changement climatique est évalué à l'aide des facteurs de caractérisation fournis par l'IPCC (IPCC, 2006) pour un horizon temporel de 100 ans (Tableau 2.15). Seuls Brentner et al. (2011) et Campbell et al. (2011) utilisent des facteurs de caractérisation qui diffèrent légèrement de ceux de l'IPCC. Khoo et al. (2011) quant à eux ne précisent pas la méthode employée pour faire le bilan des gaz à effet de serre.

Tableau 2.15 : Potentiels de changement climatique des trois principaux gaz à effet de serre

Gaz à effet de serre	Potentiel de changement climatique à 100 ans (eq CO ₂)		
	IPCC	TRACI (Brentner et al., 2011)	Protocole de Kyoto (Campbell et al., 2011)
CO ₂	1	1	1
CH ₄	25	23	21
N ₂ O	298	296	310

Le choix de gestion des coproduits a une forte influence sur les résultats de la filière en terme de changement climatique. En effet dans certaines publications le score de l'impact est négatif, ce qui traduit le fait que la filière fixe plus de gaz à effet de serre qu'elle n'en émet. Dans Batan et al. (2010), le score négatif est lié à la substitution des tourteaux de soja pour l'alimentation animale par des tourteaux d'algues. Dans Sander et Murthy (2010), il correspond à la substitution des tourteaux d'algues à la production de maïs pour la production de bioéthanol. Enfin Campbell et al. (2011) représentent la production électrique à partir de la digestion anaérobie des tourteaux, qui se substitue au mix énergétique australien. Le Tableau 2.16 présente les émissions de gaz à effet de serre des différentes publications.

Tableau 2.16 : Bilan des émissions de gaz à effet de serre lié à la production (et à l'utilisation) de bioénergie algale

Réf	CO ₂ (g CO ₂ eq / MJ)	Output
Kad	0.061	Electricité
Lar	59.9	Biodiesel
Bal	18.5	Biodiesel
Bat	-75.3 ^a -1.31 ^b	Biodiesel
Cla10	56.8	Biomasse
San	-18.0	Biodiesel
Ste	13.6	Biodiesel
Bre	534 ^c 80.5 ^d	Biodiesel
Cam	-0.729	Biodiesel
Cla11	48.7 ^f	Electricité ^f
Hou	15.0 [*]	Biodiesel
Kho	310 [*]	Biodiesel

^a : combustion non prise en compte, ^b : combustion prise en compte, ^c : configuration de base, ^d : meilleure configuration, ^f : scénario 4D (combustion directe de la biomasse algale pour la production de bioélectricité),
* : extrapolations des données des figures

De nombreux auteurs (Lardon et al., 2009; Baliga et Powers, 2010; Sander et Murthy, 2010; Stephenson et al., 2010; Khoo et al., 2011) ont souligné le fort lien entre les émissions de gaz à effet de serre et les consommations énergétiques. Le lien entre le choix du mix énergétique et les émissions de gaz à effet de serre est détaillé dans le paragraphe 2.6.1.1.

2.5.2.3 Autres impacts environnementaux

Mis à part le changement climatique, peu d'autres impacts sont évalués dans les études. Seuls Lardon et al. (2009) et Hou et al. (2011) utilisent l'ensemble des impacts de la méthodes d'évaluation des impacts CML (Guinée et al., 2001). Une brève description des impacts est présentée dans le Tableau 2.17.

Tableau 2.17 : Impacts de CML

Impact	Définition
Diminution des ressources abiotiques (AbD)	Extraction de minerais et d'énergie fossile, basée sur l'état des réserves et les taux d'extraction
Acidification potentielle (Acid)	Devenir des substances acidifiantes émises dans l'air
Eutrophisation (Eutro)	Effet de quantités excessives de macronutriments émises dans l'air, l'eau et le sol
Changement climatique (GWP)	Basé sur les modèles de l'IPCC et pour un pas de temps de 100 ans.
Diminution de la couche d'ozone (Ozone)	Effet de différents gaz sur l'ozone stratosphérique
Toxicité humaine (Hum Tox)	Devenir, exposition et effets de substances toxiques sur la santé humaine
Toxicité marine (Ma Tox)	Devenir, exposition et effets de substances toxiques sur les écosystèmes marins
Oxydation photochimique (Photo)	Formation de substances réactives (e.g. ozone) dangereuses pour la santé humaine et les écosystèmes
Radiation ionisante (Rad) ^a	Emissions de radiation ionisante dans l'air, l'eau et le sol (kBq)
Utilisation des terres (Land) ^a	Surface temporellement inexploitable (m ² /an)
Toxicité eau douce ^b (Fresh Tox)	Devenir, exposition et effets de substances toxiques sur les écosystèmes d'eau douce
Toxicité terrestre ^b (Ter Tox)	Devenir, exposition et effets de substances toxiques sur les écosystèmes terrestres

^a : Seulement dans Lardon et al. (2009)

^b : Seulement dans Hou et al. (2011)

Les impacts considérés dans les autres publications sont :

- l'eutrophisation, à l'aide de la méthode CML en g PO₄³⁻eq. dans Kadam (2002), à l'aide de la méthode TRACI (U.S. Environmental Protection Agency, 2002) en g Neq. dans Brentner et al. (2011), et par une méthode non précisée en g PO₄³⁻eq. dans Clarens et al. (2010) ;
- l'acidification, à l'aide de la méthode CML en g H⁺eq. dans Kadam (2002) et par une méthode non précisée en g SO₂eq. dans Baliga et Powers (2010) ;

- l'utilisation des sols, par des méthodes non précisées en $m^2.an^{-1}$ dans Baliga et Powers (2010) et en ha dans Clarens et al. (2010).

Enfin, Kadam (2002) évalue aussi l'épuisement de ressources non renouvelables à l'aide de CML, et Baliga et Powers (2010) considère l'impact « Emissions toxiques dans l'air ».

Il est également important de souligner qu'aucune des publications analysées ne présente des impacts *endpoint* proposés par les méthodes EcoIndicator 99 (Goedkoop et Spriensma, 1999) ou plus récemment ReCiPe (Goedkoop et al., 2009).

2.5.3 Consommation d'eau

La consommation d'eau est un point crucial dans l'évaluation des différentes filières de production de biomasse ou de bioénergie à partir de microalgues. En effet, certains systèmes reposent sur une étape de culture en eau douce. Or selon la localisation du système, la pression sur la ressource hydrique peut être très importante et s'avérer être un facteur limitant au développement de la filière. La majorité des systèmes considèrent que l'eau du milieu de culture peut être récupérée après les étapes de récolte et de séchage. Selon Yang et al. (2011) le recyclage du milieu de culture permet une réduction de 84% de la consommation en eau.

Le Tableau 2.18 présente les consommations en eau des systèmes quand elles sont précisées ainsi que les milieux de culture en question.

Tableau 2.18 : Consommation en eau liée à la production de bioénergie ou de biomasse algale

Réf	Milieux de culture	Consommation (L.kgMS ⁻¹)	
		Sans recyclage	Avec recyclage
Lar	Eau douce	Non	4
Bal	Eau salée	Non	18
Bat	Eau salée	Non	15
Cla10	Eau douce	Non	9085
Jor	Eau salée	370 ^a 2857 ^b	Non
Ste	Eau douce	5080	11
Bre	Eau douce	Non	8711 ^c 937 ^d
Cam	Eau salée	470	Non
Cla11	Eau salée + eau usée	Non	122
Yan	Eau douce	15841	2535

^a : production en PBR, ^b : production en ORW, ^c : configuration de base, ^d : meilleure configuration

Le Tableau 2.19 récapitule les différentes gestions des coproduits proposées dans les publications ainsi que les impacts évalués et les frontières des bilans énergétiques réalisés.

Tableau 2.19 : Gestion des coproduits et évaluation des impacts liés à la production de bioénergie ou de biomasse algale

Réf	Gestion des coproduits	Bilan énergie	Impacts Midpoint (Méthode)	Bilan eau
Kad	Pas de coproduit	NER	Changement climatique, épuisement de ressources non renouvelables, acidification, eutrophisation (CML)	Non
Lar	Allocation énergétique aux tourteaux d'algues	NER CED	10 impacts (CML)	Oui
Bal	Substitution à des tourteaux de soja sur la base de leur teneur en protéines	NER	Changement climatique, émissions toxiques (air), land use, acidification (non spécifié)	Oui
Bat	Substitution des tourteaux comme nourriture pour l'aquaculture	NER	Changement climatique (IPCC)	Oui
Cla10	Hors du système considéré	CED	Changement climatique (IPCC) land use, eutrophisation (non spécifié)	Oui
Jor	Hors du système considéré	NER	-	Oui
San	Substitution des tourteaux d'algues comme source de production d'éthanol	NER	Changement climatique (IPCC), production de déchets solides et liquides (non spécifié)	Non
Ste	Glycérol : allocation économique sur le marché pharmaceutique ou substitution pour le chauffage. Substitution des tourteaux d'algues comme source de production de biogaz. Digestats de méthanisation considérés comme des déchets	NER CED	Changement climatique (IPCC)	Oui
Bre	Substitution des tourteaux d'algues comme source de production de biogaz. Allocation économique à la glycérine	NER CED	Changement climatique, eutrophisation, land use (TRACI)	Oui
Cam	Substitution des tourteaux d'algues comme source de production de biogaz. Digestats de méthanisation considérés comme des déchets	-	Changement climatique (Protocole de Kyoto)	Oui
Cla11	Substitution des digestats à des engrais minéraux	NER CED	Changement climatique (IPCC)	Oui
Hou	Allocation massique pour la glycérine et les résidus d'extraction	NER	10 impacts (CML)	Non
Kho	Non pris en compte	NER	Changement climatique (non spécifié)	Non
Yan	Non pris en compte	-	-	Oui

2.6 Discussion

2.6.1 Influence du choix des données d'inventaire

2.6.1.1 Mix énergétique

Un point important dans le détail de ces données d'inventaire est l'origine des sources d'électricité et de gaz. En effet, selon que l'électricité est fournie par un mix énergétique européen ou français, les impacts du MJ consommé ne sont pas les mêmes. La Figure 2.5

compare les impacts environnementaux associés aux mix électriques utilisés dans les différentes publications. Les impacts ont été évalués avec la méthode ReCiPe (Goedkoop et al., 2009), et les facteurs de caractérisation ont été choisis dans une perspective hiérarchiste. Les facteurs de caractérisation du changement climatique sont ceux définis par le rapport de l'IPCC de 2006 pour un horizon temporel de 100 ans.

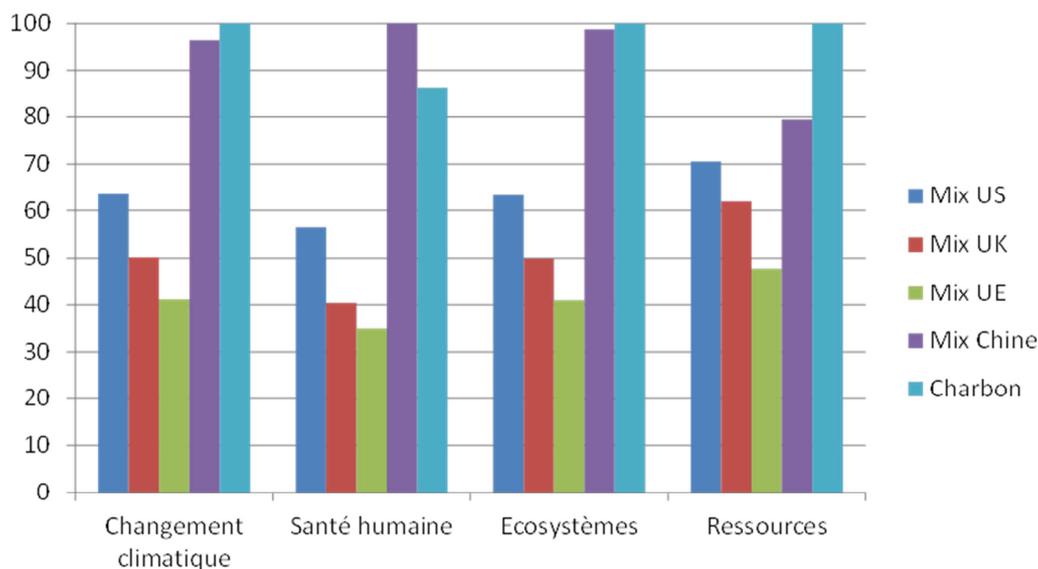


Figure 2.5 : Changement climatique et impacts *endpoint* des différents mix énergétiques (en pourcentage d'impact du cas le plus défavorable par catégorie d'impact)

L'impact sur le changement climatique peut varier du simple au double selon la source d'électricité utilisée. Par conséquent l'évaluation de la filière de production de bioénergie à partir de microalgues, par rapport à la réduction d'émission de gaz à effet de serre, est fortement corrélée à la source d'électricité utilisée (se rapporter au chapitre 4 pour les effets de l'introduction d'énergies renouvelables dans le mix électrique). D'un point de vue global, la plage de variation des impacts *endpoint* est sensiblement identique à celle du changement climatique, ce qui souligne la forte dépendance de l'ensemble des impacts à la composition du mix électrique.

2.6.1.2 Fertilisants

Les formes de fertilisants apportées peuvent elles aussi avoir des conséquences importantes sur le bilan environnemental de la filière. La Figure 2.6 compare les impacts environnementaux des différentes formes d'engrais azoté apportées.

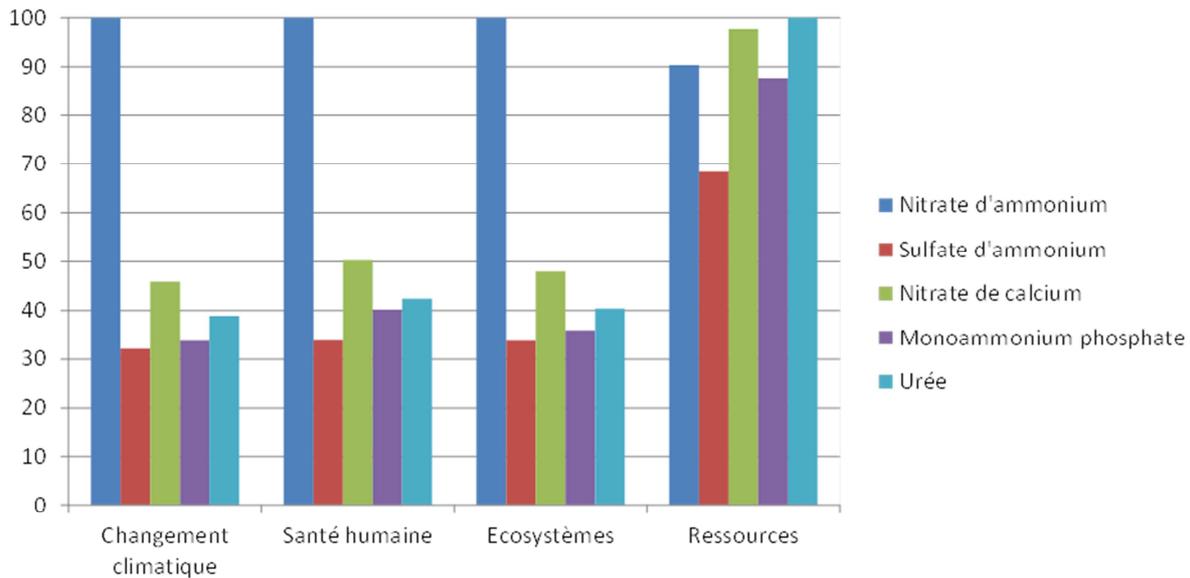


Figure 2.6 : Changement climatique et impacts *endpoint* des différents engrais azotés utilisés (en pourcentage d'impact du cas le plus défavorable par catégorie d'impact)

L'impact au niveau du changement climatique, ainsi que les impacts *endpoint* « Santé humaine » et « Ecosystèmes » varient du simple au double suivant l'engrais azoté choisi. Pour ces trois impacts, l'ammonitrate est le pire, les impacts du sulfate d'ammonium, du nitrate de calcium et de l'urée étant quant à eux à peu près équivalents. En ce qui concerne la consommation de ressources, l'urée est l'engrais ayant le moins bon score, principalement à cause de l'utilisation importante de gaz naturel lors de sa synthèse à partir d'ammoniac et de CO₂. Des auteurs comme Clarens et al. (2010, 2011) et Sander et Murthy, (2010) suggèrent l'utilisation d'eaux usées comme milieu de culture pour les algues. Cela permet de limiter les consommations en eau douce et d'utiliser l'azote et le phosphore comme sources de nutriments pour les microalgues. Cependant, les eaux usées ont des teneurs en éléments minéraux qui varient fortement selon le lieu et la période de l'année. De plus les quantités d'azote et de phosphore à apporter pour couvrir les besoins des microalgues sont très importantes, et les teneurs en éléments minéraux des eaux usées sont relativement faibles (entre et 3 et 8 mgN.ml⁻¹ et 1 et 10 mgP.ml⁻¹ pour des traitements conventionnels selon Clarens et al. (2010)). Cela implique donc des consommations d'eaux usées très élevées. Il nous paraît difficile de compter sur ce type d'apports sans homogénéisation préalable de leurs compositions et sans apports complémentaires d'engrais chimiques.

2.6.1.3 Technologies utilisées

Les technologies choisies pour les étapes de récolte, de séchage et de transformation sont de maturités très différentes entre les études et au sein même d'une publication. Cela va du

processus industriel connu et maîtrisé (la culture en bassins ouverts par exemple) à l'extrapolation de données de laboratoire ou issues de pilotes. Les données utilisées lors des étapes de récolte et d'extraction sont particulièrement variables. Par exemple, le séchage solaire est utilisé dans une étude (Kadam, 2002), mais sa faisabilité à l'échelle industrielle ainsi que l'absence d'altération du contenu lipidique des algues n'ont pas été démontrées (Lardon et al., 2009). La teneur en matière sèche avant extraction des lipides est très variable, certains auteurs considérant qu'un pourcentage de 15-20% est suffisant (Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2011). Il s'agit là d'une extraction par voie humide des lipides, qui est un procédé très immature et dont les applications à l'échelle industrielle sont mal connues.

2.6.2 Choix de la modélisation des émissions vers l'environnement

Comme nous l'avons déjà souligné précédemment, très peu de publications prennent en compte les émissions azotées vers l'environnement. Il nous semble cependant que la volatilisation de l'azote lors de l'étape de culture doit faire l'objet de plus d'attention. En effet, ces émissions se font sous la forme de NH_3 (en équilibre acido-basique avec l'ammonium) et sous la forme de N_2O potentiellement produit lors des réactions biologiques de dénitrification. Or le N_2O est un gaz dont l'impact sur le changement climatique est bien plus important que le CO_2 (298 eq. CO_2 à un horizon temporel de 100 ans). Une récente étude (Fagerstone et al., 2011) fait état d'une volatilisation directe du N_2O de l'ordre $0.037 \text{ gN}_2\text{O kgN}^{-1}$ en ORW. Ces facteurs d'émission sont bien inférieurs à ceux proposés par l'IPCC (IPCC, 2006) pour les émissions de N_2O pour les cultures terrestres ($0.01 \text{ kgN-N}_2\text{O.kgN}^{-1}$). Les émissions indirectes de N_2O sont quant à elles dues à la transformation de l'ammoniac et d'oxydes d'azote dans l'atmosphère et sont égales à $1.6 \text{ gN}_2\text{O.kgN}^{-1}$ (IPCC, 2006). Le contrôle des émissions lors de l'étape de culture en ORW est un point important dans la réduction des impacts. La limitation des émissions de CO_2 et d'azote peut se faire en contrôlant différents paramètres du milieu, notamment la teneur en dioxygène dissous et le pH.

2.6.3 Choix de la gestion des coproduits et de l'évaluation des impacts

2.6.3.1 Gestion des coproduits

La gestion des coproduits se fait de manières très diverses selon les publications analysées. La prise en compte de la correction des flux de carbone n'est faite que dans Lardon et al. (2009). De la même manière, l'allocation économique faite à la glycérine dans deux études ne traduit

pas les flux massiques. Si lors de l'étape d'estérification le méthanol utilisé est d'origine fossile (à partir de méthane par exemple), cela ne pose pas de problème. Par contre, si le méthanol utilisé est fabriqué à partir de matières organiques, alors un terme correctif doit aussi être considéré de manière à équilibrer le bilan en carbone du cycle.

2.6.3.2 Evaluation des impacts

L'évaluation des impacts donne lieu à des résultats différents que ce soit par la plage de variations des résultats ou bien par les méthodes choisies pour évaluer ces impacts.

Bilans énergétiques

Les bilans énergétiques varient fortement selon les études. La réalisation de CED est faite dans peu de publications et le périmètre des données à inclure peut être variable. En effet dans la CED réalisé par Clarens et al. (2011), les dépenses énergétiques liées aux biens d'équipement et aux infrastructures ne sont pas prises en compte. Or les travaux de Lardon et al. (2009) ont mis en évidence que cela peut représenter une part non négligeable des énergies consommées. Par conséquent le surplus électrique défini par Clarens et al. (2011) est surévalué. Or, ce surplus électrique est ensuite substitué à la production d'électricité aux Etats-Unis, qui pour produire 1 MJ, en consomme 3.5.

Enfin les spécificités des différents types d'énergie produite ne sont pas évaluées avec le calcul du CEDR. En effet la production de bioélectricité, difficilement stockable, ne répond pas aux mêmes attentes que la production de biodiesel ou de biogaz. Afin de comparer les filières de production de bioélectricité avec celles de biodiesel ou de biogaz, il aurait été aussi intéressant de considérer l'étape de stockage de l'énergie, qui implique d'importants impacts environnementaux dans le cas de la bioélectricité (production des batteries et leur recyclage) contrairement aux deux autres.

Changement climatique et prise en compte du carbone biogénique

Un point important dans l'évaluation de l'émission de gaz à effet de serre est la prise en compte de la fixation de CO₂ par les algues lors de la photosynthèse pendant l'étape de culture, et de l'émission de CO₂ lors de l'étape de combustion si celle-ci est incluse dans le périmètre de l'étude. En effet, dans les publications de Batan et al. (2010) et Clarens et al. (2010), le CO₂ fixé lors de l'étape de culture est compté négativement dans le bilan total des gaz à effet de serre, (respectivement -75.3 g CO₂ eq.MJ⁻¹ et -69.4 g CO₂ eq.MJ⁻¹). Or ce CO₂ est ensuite réémis dans l'atmosphère lors de la phase de combustion. Cette réémission est

considérée par Batan et al. (2010), mais pas par Clarens et al. (2010), ce qui fait de la production d'énergie à partir de microalgues un puits de carbone. Le bilan carbone de cette dernière étude est donc très largement sous-estimé. Dans les approches les plus communément utilisées en ACV, la fixation puis le relargage dans l'atmosphère du CO₂ biogénique sont considérés comme un processus neutre du point de vue de l'impact « changement climatique ». Cette approche est suivie par l'ensemble des autres auteurs qui ne comptabilisent ni la fixation du CO₂ lors de la culture ni son relargage lors de la combustion. La prise en compte des flux de carbone biogénique n'a de sens que si on considère un puits de carbone dans le système, comme par exemple une utilisation des tourteaux en amendement organique où une partie du carbone va devenir de l'humus. Dans ce cas-là, on a un stockage du carbone pendant une période de temps relativement longue et un relargage très lent du carbone dans l'atmosphère. La prise en compte de la temporalité des flux de carbone biogénique est relativement récente en ACV et fait l'objet de plus en plus d'attention (Cherubini et al., 2011).

Autres impacts environnementaux

L'utilisation de nombreuses méthodes d'évaluation des impacts peut poser problème lors de la comparaison des publications entre elles. Par exemple la comparaison des résultats de l'impact « Eutrophisation » n'est pas possible entre les travaux de Kadam (2002) et de Brentner et al. (2011). Dans le premier cas, la méthode utilisée est CML, et les impacts sont exprimés en phosphate équivalents, alors que dans le second la méthode est TRACI et les impacts sont exprimés en azote équivalents. De plus certaines études ne précisent pas les méthodes d'évaluation des impacts utilisées (Clarens et al., 2010, 2011), ce qui peut nuire à la répétabilité des travaux.

2.6.3.3 Harmonisation des données

Les hypothèses faites sur la gestion des coproduits (allocation ou substitution, critère d'allocation choisi, produits substitués...) ont des conséquences non négligeables sur les impacts finaux des analyses de cycle de vie. Par conséquent, il est difficile de comparer les études entre elles à moins qu'elles n'aient les mêmes règles de gestion des coproduits. Liu et al. (2011) ont effectué un travail d'harmonisation de six publications (Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2010; Jorquera et al., 2010; Sander et Murthy, 2010; Stephenson et al., 2010; Campbell et al., 2011) de manière à pouvoir mettre en parallèle différentes ACV de production d'algues. Les unités fonctionnelles ont été normalisées à 1000 L de biodiesel, et

les meilleurs scénarios ont été choisis lorsque les publications proposaient différentes alternatives.

La normalisation à la même unité fonctionnelle permet d'obtenir une comparaison pour les 6 études des consommations énergétiques ainsi que des émissions de gaz à effet de serre. Cependant, quelques approximations sont à relever. Le calcul des émissions de gaz à effet de serre pour une unité fonctionnelle de 1000 L de biodiesel à partir des données de Lardon et al. (2009) est faux. Les émissions sont de 1826 kg CO₂ équivalent, soit une réduction de 54% par rapport aux valeurs initiales. Les périmètres du bilan énergétique réalisé ne sont pas les mêmes selon les publications :

- Lardon et al. (2009) : calcul des dépenses énergétiques (CED) en prenant en compte les flux amont suivants : fertilisants, bassins de culture et autres (transport, production de méthanol et hexane) ; et soustraction de l'énergie contenue dans les tourteaux d'algues.
- Clarens et al. (2010) : calcul des dépenses énergétiques (CED) en prenant en compte les flux amont suivants : fertilisants, floculants et CO₂ ; et en ajoutant des dépenses liées aux étapes d'extraction de l'huile et de sa conversion en biodiesel. Les dépenses énergétiques liées aux infrastructures et aux biens d'équipement ne sont pas comptabilisées.
- Jorquera et al. (2010) : calcul des dépenses énergétiques directes et ajout des dépenses liées aux étapes d'extraction de l'huile et de sa conversion en biodiesel. Prise en compte des dépenses énergétiques liées aux infrastructures uniquement.
- Sander et Murthy (2010) : calcul des dépenses énergétiques directes avec prise en compte des dépenses énergétiques liées au méthanol et soustraction de la substitution des tourteaux à la culture de maïs pour la production de bioéthanol.
- Stephenson et al. (2010) : calcul des dépenses énergétiques directes, avec prise en compte des dépenses énergétiques liées aux infrastructures et aux fertilisants. Les dépenses énergétiques liées aux CO₂ ne sont pas comptabilisées. Soustraction de l'énergie produite lors de la digestion anaérobie des tourteaux d'algues.
- Campbell et al. (2011) : calcul des dépenses énergétiques directes. Pas de prise en compte des flux en amont. Soustraction de l'énergie produite lors de la digestion anaérobie des tourteaux d'algues.

La seconde étape d'harmonisation consiste à utiliser les mêmes valeurs pour les impacts liés à la production de CO₂ et d'azote minéral comme fertilisants, à homogénéiser les périmètres des bilans énergétiques et à éliminer les allocations ou substitutions initialement faites.

L'azote et le phosphore sont apportés sous forme de phosphate d'ammonium et le CO₂ à partir de fumées d'usine de production d'ammoniac.

Afin d'être cohérent dans les demandes énergétiques (électricité et chaleur), la prise en compte des dépenses énergétiques indirectes en amont a été étendue à toutes les publications. Ainsi chaque MJ électrique correspond à une énergie cumulée de 3.5 MJ et chaque MJ de chaleur à une énergie cumulée de 1.3 MJ. Les énergies correspondant à la fabrication des engrais ainsi qu'à l'acquisition et à l'injection du CO₂ ont aussi été considérées. Par contre, ni les énergies cumulées liées aux autres biens consommables (méthanol, hexane, etc...), aux transports et aux infrastructures n'ont été incluses dans le calcul. Cela peut être dommageable car comme souligné dans plusieurs publications (Lardon et al., 2009; Stephenson et al., 2010) et montré dans la Figure 2.4, le poids des infrastructures et des consommables autres que les fertilisants peut être important.

La troisième et dernière étape d'harmonisation uniformise la gestion des coproduits en effectuant une digestion anaérobie des tourteaux d'algues pour toutes les études. Une discussion plus approfondie sur l'analyse de cycle de vie de la digestion anaérobie des tourteaux peut être trouvée dans le chapitre 3.

2.7 Recommandations générales

Le Tableau 2.20 résume de manière synthétique les principales informations à renseigner lors de la réalisation d'ACV à partir de biomasse microalgale.

Tableau 2.20 : Principales informations à renseigner lors de la réalisation d'ACV à partir de biomasse microalgale

Etapas de l'ACV		Données à renseigner
Inventaire	Données générales	Sources d'énergie et choix du mix électrique
		Type de système de culture et équipement (roue à aube, liner, béton, géotextile ?)
	Culture	Type de milieu, origine de l'eau consommée et quantité (prise en compte du taux d'évaporation)
		Choix de l'espèce et composition cellulaire (teneur en C, N, P, K et/ou en macromolécules - protéines, lipides, glucides et cendres -)
		Taux de croissance ou productivité
		Concentration en microalgues dans le milieu de culture
		S'il y a un stress azoté : conséquences sur la composition cellulaire et sur le taux de croissance
		N, P, K : quantités et forme d'apport. Si l'apport de nutriments se fait <i>via</i> des eaux usées, la composition et les volumes nécessaires de ces eaux doivent être précisés.
		CO ₂ : origine, forme d'apport, mode d'approvisionnement et quantités
		Taux d'assimilation des nutriments et du CO ₂ .
		Emissions quantifiées de CO ₂ et des différentes formes d'azote au niveau des bassins
Récolte et séchage	Technologie(s) utilisée(s), intrants et consommations énergétiques associés.	
Transformation	Technologie(s) utilisée(s), intrants et consommations énergétiques associés	
Evaluation des impacts	Gestion des coproduits	Modalité de gestion et correction des flux de carbone si gestion par allocation
	Autres systèmes de production d'énergie évalués	Comparaison avec des biocarburants et des énergies fossiles
	Impacts à évaluer (liste non exhaustive)	Changement climatique
		Changement d'affectation du sol
		Impacts liés aux flux d'azote (eutrophisation et/ou acidification)
		Impacts liés aux produits phytosanitaires (toxicité et écotoxicité)
Bilan énergétique		
Consommation en eau et type d'eau consommée		

2.8 Conclusion

Ce chapitre présente en une revue critique de quatorze publications traitant de la production de biomasse ou de bioénergie à partir de microalgues. Que ce soit au niveau du choix des données relatives à la sphère technologique ou environnementale, de nombreuses hypothèses différentes sont proposées dans les travaux analysés.

Au niveau des choix technologiques, deux grands systèmes de production de la biomasse sont distingués : la production en bassin ouvert, ayant de faibles coûts opérationnels et adaptés à une valorisation énergétique de la biomasse, et la production en photobioréacteur, avec des coûts de fonctionnement bien plus élevés mais permettant d'atteindre des concentrations et

des taux de croissance importants. Indépendamment des systèmes de cultures choisis, le milieu de culture est aussi variable selon les auteurs. Le type d'eau utilisée, ainsi que les sources et les besoins en nutriments sont très disparates, et il ne ressort pas de consensus sur cette étape. Toujours au niveau de l'étape de culture, le choix des espèces d'algues et leur composition cellulaire varient beaucoup, même s'il s'agit dans la majeure partie des cas d'espèces fréquemment étudiées et dont la biologie est connue. Les procédés de récolte et de séchage affichent des consommations énergétiques et des teneurs en MS requises pour l'extraction des lipides très hétérogènes. Les procédés d'extraction et de transestérification rapportés sont plus similaires entre les différentes publications, la plupart utilisant les technologies actuelles pour la production de biocarburants de première génération (extraction à l'hexane et transestérification avec du méthanol).

Les flux environnementaux spécifiques à la production de microalgues sont beaucoup moins abordés, notamment les émissions gazeuses de dioxyde de carbone et d'azote lors de l'étape de culture. Un effort de recherche, passant par des modélisations et des mesures sur site, doit être entrepris afin de réduire les incertitudes planant sur les plages de variations de ces émissions.

Lors de l'évaluation des impacts, un bilan de gaz à effet de serre est presque systématiquement réalisé. La comparaison des résultats de cet impact avec les autres filières de production de biocarburants sont encourageantes pour la production de biodiesel à partir de microalgues. Par contre peu d'attention est portée aux autres impacts, en particulier ceux en défaveur des filières de production de biocarburants de première génération.

De la même manière que plusieurs publications proposent des indications pour l'établissement d'ACV des filières de production de bioénergie à partir de plantes terrestres (Cherubini, 2010; Cherubini et Strømman, 2011), un travail similaire doit être effectué pour l'évaluation des impacts environnementaux liés à la production de microalgues. Une attention particulière doit être mise sur les étapes de culture et de gestion des coproduits, qui présentent le plus de disparités.

Chapitre 3 : ACV de systèmes couplant culture de microalgue et production de biogaz

Présentation et discussion de l'article (Annexe A):

“Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production”

« On avance, on avance, on avance.

C'est une évidence :

On a pas assez d'essence

Pour faire la route dans l'autre sens.

On avance. »

Alain Souchon, *On avance.*

SOMMAIRE

3.1 INTRODUCTION	69
3.2 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE LA DIGESTION ANAÉROBIE	69
3.2.1 BIOCHIMIE DE LA DIGESTION ANAÉROBIE	69
3.2.2 EVALUATION DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ	71
3.2.3 MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHANISATION	72
3.2.3.1 Caractérisation des substrats	72
3.2.3.2 Température de la méthanisation	72
3.3 RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	73
3.4 DISCUSSION	75
3.4.1 CONDITIONS DE CULTURE DES MICROALGUES	77
3.4.1.1 Choix de l'espèce cultivée	77
3.4.1.2 Choix du milieu de culture	78
3.4.1.3 Imposition d'un stress azoté	78
3.4.1.4 Choix du mode de récolte	79
3.4.2 DIGESTION ANAÉROBIE DES MICROALGUES ET DES RÉSIDUS D'EXTRACTION	79
3.4.2.1 Prétraitements	79
3.4.2.2 Pouvoir méthanogène et teneur en méthane du biogaz	80
3.4.2.3 Charge volumique appliquée et temps de séjour	80
3.4.2.4 Consommations énergétiques	83
3.4.3 GESTION DES DIGESTATS	86
3.4.3.1 Recyclage des nutriments dans le milieu de culture	86
3.4.3.2 Epandage de la partie solide	87
3.4.4 RÉCUPÉRATION DU CO ₂	87
3.5 RECOMMANDATIONS	88
3.6 CONCLUSION	89

La consommation de fertilisants et les coûts énergétiques importants des étapes de récolte, de séchage et d'extraction de l'huile peuvent grever le bilan énergétique et environnemental de la production de biodiesel à partir de microalgues. Dans ce chapitre les résultats d'une ACV de production de biométhane sont exposés et comparés aux valeurs de la littérature. Les principaux écueils de cette filière sont les importantes consommations électriques lors de l'étape de culture et les besoins en chaleur élevés pour le chauffage des digesteurs.

3.1 Introduction

Peu d'études portent sur l'ACV de la production de biogaz à partir de biomasse de microalgues. En effet la majorité des publications évaluant les impacts environnementaux de la production de bioénergie à partir de microalgues se focalisent plutôt sur la production de biodiesel. La méthanisation est le plus souvent considérée comme un procédé de traitement des résidus d'extraction lors de la production de biodiesel plutôt que comme une filière de production énergétique à part entière. Cependant, il a été mis en évidence dans le chapitre précédent que les consommations de fertilisants, ainsi que les coûts énergétiques importants des étapes de récolte, de séchage et d'extraction de l'huile pouvaient engendrer des impacts environnementaux importants. De plus, les récentes évolutions législatives, particulièrement en France (lois Grenelle 1 et Grenelle 2), concernant la possibilité d'injecter du biométhane directement dans les réseaux de distribution de gaz tendent à développer les filières de production de biogaz.

Ce chapitre présente dans un premier temps les principes généraux de la digestion anaérobie, puis expose les résultats d'une ACV de production de biométhane utilisé comme carburant dans un moteur à partir de microalgues. Les hypothèses et les résultats de cette étude sont ensuite discutés à la lumière des autres publications scientifiques valorisant la biomasse algale dans sa totalité ou les tourteaux obtenus après extraction des lipides par digestion anaérobie.

3.2 Principes généraux de la digestion anaérobie

3.2.1 Biochimie de la digestion anaérobie

La digestion anaérobie – ou méthanisation - est un processus biologique de conversion de la matière organique en un mélange gazeux composé essentiellement de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂) appelé biogaz. La réaction totale peut s'écrire de la manière suivante :



Les quatre grandes étapes de la digestion anaérobie sont :

- L'hydrolyse : au cours de cette étapes, les macromolécules (comme les lipides, les acides nucléiques, etc...) sont hydrolysées en monomères (monosaccharides, acides

aminés, etc...). La cinétique de cette étape est lente, ce qui en fait généralement l'étape limitante de la digestion anaérobie (Mata-Alvarez et al., 2000).

- L'acidogénèse : les monomères sont transformés en acides gras volatils (AGV), en alcool, en acides organiques, en hydrogène et en dioxyde de carbone. Au cours de cette étape, l'azote et le phosphore contenus dans les substrats hydrolysés sont solubilisés sous forme d'ammonium et de phosphate.
- L'acétogénèse : les composés issus de la phase d'acidogénèse sont transformés en acétate, en hydrogène et en dioxyde de carbone, qui constituent les substrats de la réaction de méthanogénèse. Ces réactions sont dues à deux grands groupes de bactéries. Le premier est composé de bactéries productrices obligées d'hydrogène (OHPA pour « Obligate Hydrogen Producing Acetogens ») qui transforment les acides gras volatils en acétate, H₂ et CO₂ lorsque la pression en hydrogène est suffisamment faible (Bitton, 1994). Le second est composé de bactéries produisant exclusivement de l'acétate à partir du dioxyde de carbone et de l'hydrogène.
- La méthanogénèse : l'acétate (CH₃COO⁻), l'hydrogène et le bicarbonate (HCO₃⁻) sont convertis en méthane par des micro-organismes méthanogènes. Les deux principales réactions sont les suivantes :

→ Réduction du CO₂ (voie hydrogénotrophe) :



→ Décarboxylation de l'acétate (voie acétoclastique) :



Les différentes étapes de la digestion anaérobie sont illustrées dans la Figure 3.1. Le biogaz produit peut être récupéré, stocké et valorisé pour la production de chaleur et/ou d'électricité, de biocarburant ou injecté dans le réseau de distribution du gaz.

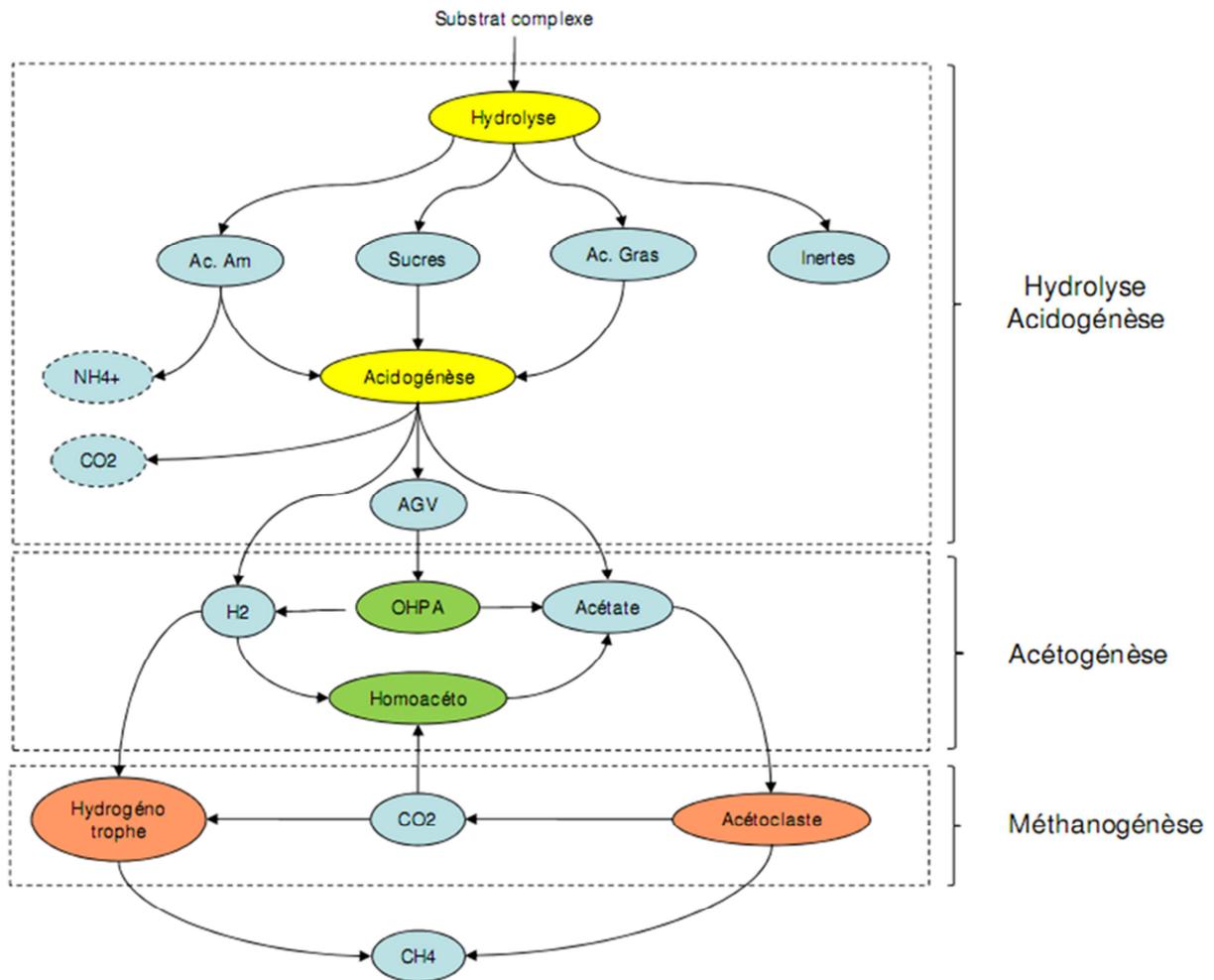


Figure 3.1 : Principales étapes réactionnelles de la digestion anaérobie, d'après Lardon et Ras (2009)

3.2.2 Evaluation de la production de biogaz

La production de biogaz s'évalue de différentes manières selon que l'on ait à traiter un effluent liquide ou un produit solide.

Pour les effluents liquides, on utilise la demande chimique en oxygène (DCO) qui est une mesure indirecte de la concentration en matière organique. Selon Bernet et Buffière (2008), le rendement théorique maximal en méthane est de $0.35 \text{ Nm}^3 \cdot \text{kg}_{\text{DCO}}^{-1}$.

Pour les produits solides, des tests normalisés (BMP, pour Biochemical Methane Potential) sont conduits pour déterminer le pouvoir méthanogène de la matière organique. Ils permettent d'évaluer la quantité maximale de méthane qui peut être potentiellement produite (Angelidaki et Sanders, 2004) ainsi que la biodégradabilité de la matière organique (Buffière et al., 2006).

3.2.3 Mise en œuvre de la méthanisation

3.2.3.1 Caractérisation des substrats

La teneur en matière sèche (MS) des substrats utilisés affecte le choix des digesteurs et des procédés mis en œuvre. Pour des teneurs en MS inférieures à 5%, on parle de substrats liquides et pour des teneurs en MS comprises entre 5 et 15%, les substrats sont dits semi-solides ou pâteux. La méthanisation en voie humide requiert un prétraitement de bonne qualité afin d'éliminer les indésirables et induit des consommations en eau et en énergie assez fortes afin de mélanger et chauffer la matière. Enfin pour des teneurs en MS supérieures à 15%, on parle de substrats solides. Deux grands types de systèmes permettent une digestion anaérobie de ces substrats. Dans le premier cas, la teneur en MS est ramenée à des valeurs comprises entre 10 et 15% par ajout d'eau ou d'un autre substrat avec une faible teneur en MS. Le second type est constitué par les procédés de digestion sèche, caractérisés par des teneurs en MS comprises entre 20 et 40%. Un prétraitement consistant en un criblage à une taille de l'ordre de 40 mm est nécessaire. La demande en eau et en énergie est dans ce cas bien moindre par rapport à des procédés en voie humide, mais l'homogénéisation de la matière est plus délicate.

3.2.3.2 Température de la méthanisation

La température est un des paramètres clé de la méthanisation. En effet la vitesse des réactions augmente avec la température (El-Fadel et al., 1996; Veeken et Hamelers, 1999). Trois zones de température différentes peuvent être distinguées à l'échelle industrielle :

- Températures ambiantes : ce mode de fonctionnement ne permet pas le maintien de l'activité de méthanisation tout au long de l'année en milieu tempéré (arrêt pendant les périodes froides), mais permet une économie en termes d'investissement et de consommation de chaleur.
- Zone mésophile (30-40°C) : mode de fonctionnement le plus répandu. Un apport de chaleur externe est nécessaire.
- Zone thermophile (50-65°C): ce mode permet une augmentation des vitesses de réactions d'hydrolyse par rapport à la digestion anaérobie mésophile (Del Borghi et al., 1999) et une meilleure hygiénisation (Ferrer et al., 2010). Par contre ce type de fonctionnement est moins stable à cause des productions importantes d'acides gras volatils et d'hydrogène qui peuvent inhiber la méthanisation, et à cause de la plus

grande sensibilité des bactéries thermophiles à des changements de température (Appels et al., 2008).

3.3 Résumé de l'article

Une voie de valorisation de la biomasse algale alternative à la production de biodiesel est la production de méthane par digestion anaérobie. Elle permet à la fois de limiter les consommations énergétiques des étapes de séchage et d'extraction de l'huile, et de minéraliser de la matière organique qui peut être réutilisée dans les bassins de culture comme source de nutriments, limitant ainsi les consommations en engrais.

Dans cette étude, une ACV de la production de biogaz par digestion anaérobie de microalgues est réalisée. La Figure 3.2 présente le système de couplage entre la culture de microalgues et la digestion anaérobie.

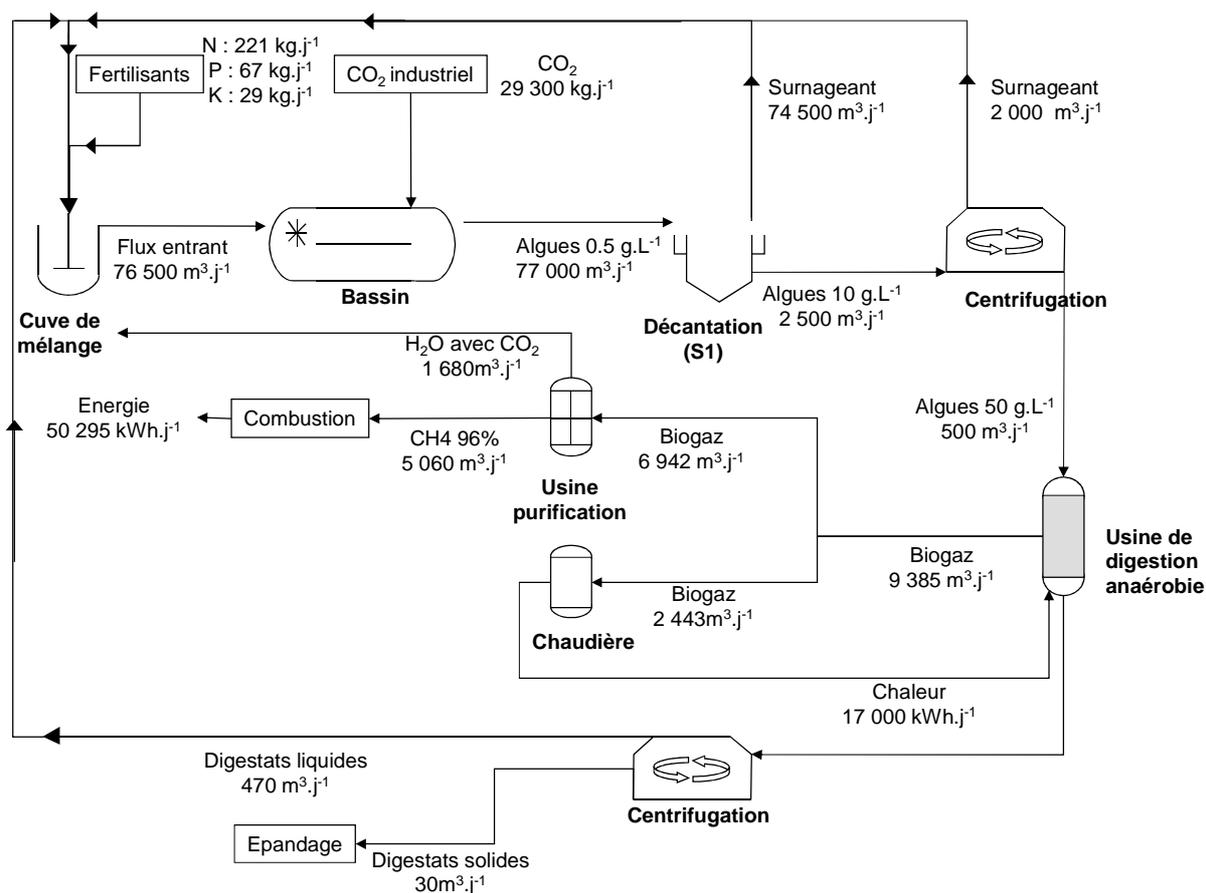


Figure 3.2 : Vue d'ensemble du système couplant production de microalgues et digestion anaérobie (les valeurs correspondent à un système de 100 ha)

Chapitre 3 : ACV de systèmes couplant culture de microalgues et production de biogaz

Les impacts ont été évalués au moyen de la méthode CML (Guinée et al., 2001) . Les principaux contributeurs aux impacts évalués sont l'électricité et les infrastructures (Figure 3.3).

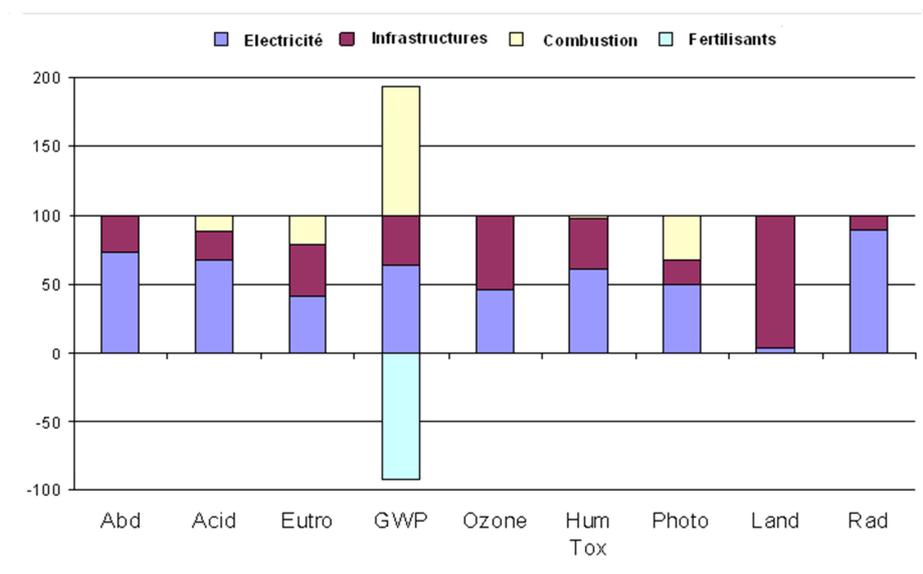


Figure 3.3 : Principaux contributeurs à la production de 1 MJ à partir de biométhane algal (abréviations détaillées dans le Tableau 2.17)

Les résultats sont comparés à la production de biodiesel algal et à des biocarburants de première génération (Figure 3.4). Deux scénarios de production de biométhane algal sont analysés, un avec des consommations électriques liées au fonctionnement normal des pompes de recirculation normales, et un autre avec des consommations faibles (scénario « Faible énergie »), où la demande énergétique est basée sur les données de Clarens et al. (2010) et est six fois moins importante par rapport au scénario initial.

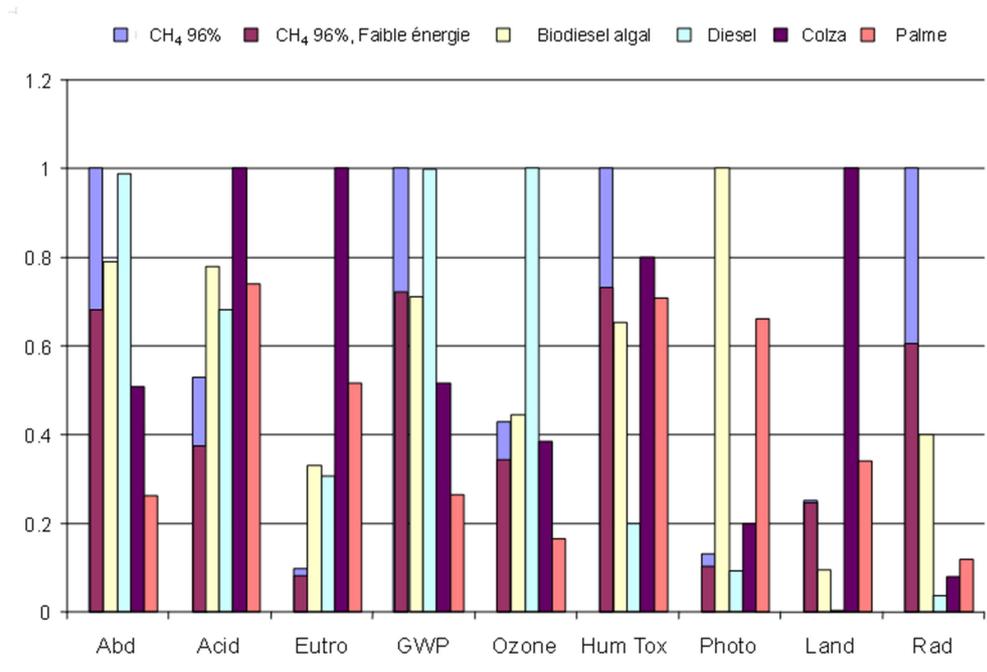


Figure 3.4 : Comparaison des impacts générés par la combustion de 1 MJ de biométhane algal et d'autres carburants

Pour les deux scénarios de production de biométhane algal, les impacts sont réduits par rapport à la production de biocarburants de 1^{ère} génération pour les catégories « acidification », « eutrophisation », « oxydation photochimique » et « utilisation des terres ». Le passage d'un mode de consommation d'électricité normal à des consommations faibles entraîne une réduction notable des impacts, rendant les impacts du biométhane algal similaires à ceux du biodiesel algal pour le changement climatique, et meilleurs pour la consommation de ressources abiotiques et la diminution de la couche d'ozone. Ce mode de production d'énergie reste tout de même pire pour les impacts « Radiations ionisantes » principalement à cause des importantes consommations électriques.

Plusieurs voies d'amélioration potentielles sont possibles, comme la diminution des dépenses énergétiques, l'augmentation du potentiel méthanogène ou la consommation d'électricité et de chaleur produites sur le site à l'aide de panneaux photovoltaïques et de chauffe-eaux solaires.

3.4 Discussion

La digestion anaérobie peut s'effectuer :

- Soit directement sur la biomasse algale (Clarens et al., 2011; Collet et al., 2011). Les flux de référence du système analysé sont la production de bioélectricité après combustion du biogaz pour Clarens et al. (2011) ou la production de biométhane comme biocarburant pour Collet et al. (2011).

Chapitre 3 : ACV de systèmes couplant culture de microalgues et production de biogaz

- Soit sur les tourteaux d'algues après extraction du contenu lipidique (Stephenson et al., 2010; Brentner et al., 2011; Campbell et al., 2011; Clarens et al., 2011). Les flux de références du système analysé sont dans ces cas-là la production de biodiesel algal.

On procède ici à une analyse comparative de ces publications spécifiques à l'ACV de systèmes de production de biogaz à partir de microalgues. Selon les flux de référence, la définition du périmètre du système ainsi que les choix de culture des microalgues ou des conditions opératoires des digesteurs anaérobies peuvent être très différents. Le Tableau 3.1 présente les différents types d'énergie produite ainsi que le périmètre des études et les processus inclus. Notre étude est la seule à considérer une production d'énergie stockable (méthane biocarburant), ce qui entraîne un périmètre d'étude différent des autres publications centrées sur la production d'électricité et/ou de chaleur. Une étape de purification est en effet nécessaire pour faire passer la teneur en méthane de 70% à 96%.

Tableau 3.1 : Types d'énergies produites et périmètres des publications traitant de l'ACV de biogaz microalgal

Références	Stephenson 2010	Brentner 2011	Campbell 2011	Clarens 2011	Collet 2011
Energie produite	Electricité Chaleur	Electricité	Electricité	Electricité	Méthane biocarburant
Energie stockable ?	Non	Non	Non	Non	Oui
Injection dans le réseau électrique	Oui	Non	Non	Oui	-
Purification	Non	Non	Non	Non	Oui
Combustion	Sur place	Sur place	Sur place	Sur place	Hors site

3.4.1 Conditions de culture des microalgues

Le choix de l'espèce ou du consortium d'espèces cultivés, le choix du milieu de culture, les conditions de croissance des algues et le choix du mode de récolte affectent le processus de digestion anaérobie. Le Tableau 3.2 présente les différentes modalités des conditions de culture : choix de l'espèce, origine de l'eau utilisée, rapport C/N et mode de récolte.

Tableau 3.2 : Conditions de culture des microalgues traitées par digestion anaérobie

Références	Stephenson 2010	Brentner 2011	Campbell 2011	Clarens 2011	Collet 2011
Espèces cultivées	<i>Chlorella vulgaris</i>	<i>Scenedesmus dimorphus</i>	-	<i>Consortium d'espèces</i>	<i>Chlorella vulgaris</i>
Nature de l'eau utilisée	Eau douce	Eau douce	Eau saumâtre	Eau salée et eaux usées	Eau douce
Rapports C/N	3.08	3.08	-	-	6.01
Mode de récolte	Floculation avec du sulfate d'aluminium	Floculation avec du sulfate d'aluminium	Floculation, composés non précisés	Auto-floculation et décantation	Décantation et centrifugation

3.4.1.1 Choix de l'espèce cultivée

Que cela soit pour méthaniser les résidus après extraction des lipides ou pour une valorisation directe de la biomasse par méthanisation, les microalgues utilisées doivent présenter certaines caractéristiques. Ainsi, dans l'hypothèse d'un recyclage des digestats comme source de nutriments pour les microalgues, un bon taux de croissance sur ammonium est une propriété recherchée. En vue d'une digestion anaérobie directe de la biomasse (Clarens et al., 2011; Collet et al., 2011), des critères améliorant le pouvoir méthanogène peuvent être choisis, comme la composition cellulaire (voir le paragraphe 3.4.1.3 pour l'influence du rapport C/N) et la résistance de la paroi. Ces critères sont communs avec les attentes pour les filières plus classiques avec production de biodiesel, qui tendent aussi à augmenter la part de lipides et de carbohydrates au dépend de la teneur en protéines (Lardon et al., 2009; Batan et al., 2010; Stephenson et al., 2010).

3.4.1.2 *Choix du milieu de culture*

La plupart des études portant sur la production de biodiesel à partir de microalgues optent pour des cultures en eaux salées ou saumâtres. La consommation en eau peut en effet être supérieure aux besoins de plantes terrestres irriguées (Clarens et al., 2010). Par ailleurs, les ressources en eau douces mondiales sont soumises à des pressions de plus en plus fortes, et il paraît important d'orienter leur consommation en priorité vers les besoins humains directs ou pour des besoins de production alimentaire. Cependant, dans le cas spécifique de la production de biogaz à partir de microalgues, le choix de milieu salin (35 g.L^{-1}) ou hypersalin (supérieur à 40 g.L^{-1}) peut s'avérer préjudiciable à l'étape de méthanisation. En effet, la présence de NaCl dès une concentration de 30 g.L^{-1} affecte la digestion anaérobie (Debaere et al., 1984). McCarty et McKinney (1961) ont mis en évidence que la toxicité des sels était principalement due aux cations, donc le sodium dans le cas présent. Certains auteurs (Soto et al., 1991; Omil et al., 1995) ont par ailleurs souligné que l'origine de l'inoculum et son adaptabilité sont des facteurs clé dans la toxicité sodique. Ces études montrent avec succès l'adaptation d'un inoculum issu d'un milieu faiblement salin pour traiter des effluents ayant des teneurs en sodium au-delà de 10 g.L^{-1} . La présence de sel dans le milieu pourrait aussi entraîner des phénomènes de corrosion des installations, diminuant ainsi leur durée de vie, ce qui peut avoir des conséquences sur le bilan environnemental de la filière. Si certains projets de recherche sont focalisés sur cette problématique du sel, nous avons fait le choix dans notre système d'utiliser de l'eau douce, la méthanisation en milieu non salin étant mieux connue et plus envisageable.

3.4.1.3 *Imposition d'un stress azoté*

La teneur en protéines des microalgues est généralement élevée par rapport à la fraction de carbohydrates de la biomasse. Cela entraîne des valeurs de ratio C/N faibles, comprises entre 6 et 9 (Geider et La Roche, 2002) voir même 3 dans les cas de Stephenson et al. (2010) et Brentner et al. (2011). Ces valeurs sont en dessous des valeurs recommandées pour un bon fonctionnement de digesteur, comprises entre 25 et 35 selon Bitton (1994). En effet, lors de la digestion anaérobie des microalgues, l'azote est libéré sous forme d'ion ammonium (NH_4^+), qui est ensuite converti en ammoniac (NH_3). Or l'ammoniac est toxique pour les bactéries méthanogènes, en diffusant passivement à travers les membranes (Kayhanian, 1994). La diminution du contenu cellulaire en azote, et par voie de conséquence de la libération d'ammonium dans le réacteur permet d'augmenter la production de méthane (Illman et al., 2000). L'imposition d'un stress azoté présente un avantage aussi bien au niveau de la filière

de production de biogaz que celle de production de biodiesel. Illman et al. (2000) ont effet montré qu'une limitation en azote entraîne une augmentation du rapport C/N de la biomasse en réduisant sensiblement la teneur en protéines et en augmentant la fraction carbonée sous forme de sucres et lipides.

Cela permet par ailleurs de réduire les consommations en nutriments azotés, et donc de réduire les impacts environnementaux liés à l'apport de fertilisants pour les algues. Cependant une limitation en azote entraîne aussi une diminution du taux de croissance des algues. Une culture en deux étapes (sans stress azoté puis avec stress azoté) peut être envisagée afin d'optimiser le rendement méthane de l'installation.

3.4.1.4 Choix du mode de récolte

La récolte des microalgues est une des étapes clés des filières de production de bioénergie à partir de microalgues en raison des grands volumes d'eau à enlever du produit. De nombreux travaux de recherche sont centrés sur ce verrou (Molina Grima et al., 2003; Uduman et al., 2010). Une filière biogaz amène de nouveaux inconvénients et de nouveaux avantages. En effet certaines techniques de récolte de la biomasse peuvent être préjudiciables à la méthanisation des microalgues. L'utilisation du sulfate d'aluminium (Stephenson et al., 2010; Brentner et al., 2011) peut poser des problèmes de toxicité aluminique selon Jackson-Moss et Duncan (1991). D'autres auteurs font état de l'ajout de sels métalliques (entre 15 et 40 mmol.L⁻¹ d'aluminium ou de fer) pour flocculer entre 60 et 95% de la biomasse (Jiang et al., 1993), sans qu'il n'y ait d'inhibition sur l'activité des méthanogènes (Golueke et al., 1957). A l'inverse une méthanisation directe des algues permet d'envisager un système avec une récolte moins poussée (teneur en matière sèche de l'ordre de 5%) et donc moins consommatrice en énergie ou en réactifs.

3.4.2 Digestion anaérobie des microalgues et des résidus d'extraction

3.4.2.1 Prétraitements

Seules deux publications prennent en compte une phase de prétraitement avant la digestion anaérobie (Stephenson et al., 2010; Clarens et al., 2011). Dans les deux cas, il s'agit d'une étape d'homogénéisation qui consiste en une destruction mécanique des parois cellulaires afin de rendre les TAG plus accessibles lors de la phase d'extraction des lipides en vue de la production de biodiesel. Cela entraîne aussi une augmentation de la biodégradabilité de l'effluent traité par méthanisation (Sialve et al., 2009). L'utilisation d'acides ou de bases fortes peut aussi être envisagée mais cela peut entraîner des impacts environnementaux

importants (Collet et al., 2011). Une étude menée par Chen et Oswald (1998) compare les effets de différents prétraitements, et il s'avère que la température est celui qui a la plus grande influence sur la production de méthane.

Dans le système étudié, aucun prétraitement n'a été envisagé. En effet, l'augmentation du rendement méthane ne semble pas être suffisante face à la dépense énergétique d'un prétraitement thermique. D'autre part, l'absence de donnée sur d'autres alternatives (ultrason, microondes...) au moment de l'étude aurait entraîné des hypothèses trop imprécises sur le fonctionnement du système.

3.4.2.2 Pouvoir méthanogène et teneur en méthane du biogaz

Les données utilisées par la plupart des auteurs, que ce soit pour l'évaluation du pouvoir méthanogène de la biomasse algale ou des tourteaux, sont issus de données bibliographiques (Angelidaki et Sanders, 2004; Yen et Brune, 2007; Sialve et al., 2009). L'utilisation de données bibliographiques peut donner lieu à des surévaluations du potentiel méthane, comme dans le cas de Clarens et al. (2011). En effet dans ces travaux le calcul du potentiel méthane repose sur des données incluant des résultats de codigestion avec des boues papetières (Yen et Brune, 2007), ce qui augmente fortement le ratio C/N de l'effluent à méthaniser et par conséquent son pouvoir méthanogène. La teneur en méthane du biogaz, quand elle est précisée, varie entre 60 (Campbell et al., 2011) et 72% (Clarens et al., 2011). A notre connaissance, seule la publication de Collet et al. (2011) s'appuie sur des mesures expérimentales pour déterminer le pouvoir méthanogène spécifique de la microalgue *Chlorella vulgaris* (Ras et al., 2011).

3.4.2.3 Charge volumique appliquée et temps de séjour

Charge volumique appliquée

La Charge Volumique Appliquée (CVA) correspond au flux de matière traitée ramené au volume du réacteur. Elle s'exprime en $\text{kg}_{\text{DCO}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$ pour les effluents liquides. Pour les effluents solides où la DCO est plus difficile à mesurer, c'est la quantité de matières volatiles (MV) qui est utilisée comme mesure de la matière organique ($\text{kg}_{\text{MV}} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{j}^{-1}$). Ce paramètre est très souvent utilisé pour dimensionner les digesteurs, à partir de l'équation suivante :

$$CVA = \frac{Q \times C}{V_R} \quad (8)$$

Chapitre 3 : ACV de systèmes couplant culture de microalgues et production de biogaz

avec :

- Q le débit entrant dans le digesteur (en $\text{m}^3.\text{j}^{-1}$).
- C la concentration en DCO (en $\text{kgDCO}.\text{m}^{-3}$).
- V_R le volume du réacteur (en m^3).

La charge volumique appliquée varie de 1.4 (Collet et al., 2011) à $161 \text{ g}_{\text{DCO}}.\text{L}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (Stephenson et al., 2010) pour les effluents considérés comme liquides. La CVA rapportée par Stephenson et al. (2010) semble très élevée, cette valeur étant généralement comprise entre 0.1 (dans le cas de lagune anaérobie) et $40 \text{ g}_{\text{DCO}}.\text{L}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (dans le cas de lit fluidisé) (Moletta, 2008). Il est plus probable qu'il s'agisse là de digestion anaérobie de produits solides, exprimées en DCO plutôt qu'en matières volatiles. Dans le cas de Clarens et al. (2011), il n'y a pas de distinction des choix technologiques pour traiter directement la biomasse algale ou bien les résidus d'extraction. Dans les deux cas, les effluents sont considérés comme des produits solides et la CVA est de $250 \text{ g}_{\text{MV}}.\text{L}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

Temps de séjour

Dans le cas de systèmes fonctionnant en continu, ce terme correspond au temps moyen passé par le produit dans le digesteur. Pour les effluents liquides, on parle de temps de séjour hydraulique (TSH), défini comme le rapport du volume du réacteur sur le débit volumique du rejet traité. En conditions mésophiles, le TSH est de l'ordre d'une vingtaine de jours. Il s'exprime selon l'équation suivante :

$$TSH = \frac{V_R}{Q} \quad (9)$$

Avec :

- Q le débit entrant dans le digesteur (en $\text{m}^3.\text{j}^{-1}$).
- V_R le volume liquide du réacteur (en m^3).

Pour les produits solides, la définition du temps de séjour des solides (TSS) est plus complexe car le flux massique en entrée n'est pas forcément égal au flux massique en sortie.

Les temps de séjour ne sont précisés que dans deux publications : 10 jours dans le cas de Brentner et al. (2011) et 46 jours pour Collet et al. (2011). Les résultats expérimentaux fournis par Ras et al. (2011) suggèrent que les valeurs élevées du potentiel méthanogène des algues *Chlorella sp.* et *Scenedesmus sp.* sont atteints pour des temps de séjour relativement longs (Figure 3.5). La valeur fournie par Brentner et al. (2011) de $800 \text{ mL}_{\text{CH}_4}.\text{kg}_{\text{tourteaux}}^{-1}$ pour un

temps de séjour de 10 jours semble donc surévaluée, d'autant plus que comme soulignée par Sialve et al. (2009), le potentiel méthane des tourteaux est inférieur à celui des algues entières. Enfin cette valeur est bien supérieure à celle du maximum théorique de *Scenedesmus* comprise entre $590 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{algues}}^{-1}$ et $690 \text{ mL}_{\text{CH}_4} \cdot \text{kg}_{\text{algues}}^{-1}$ (Sialve et al., 2009).

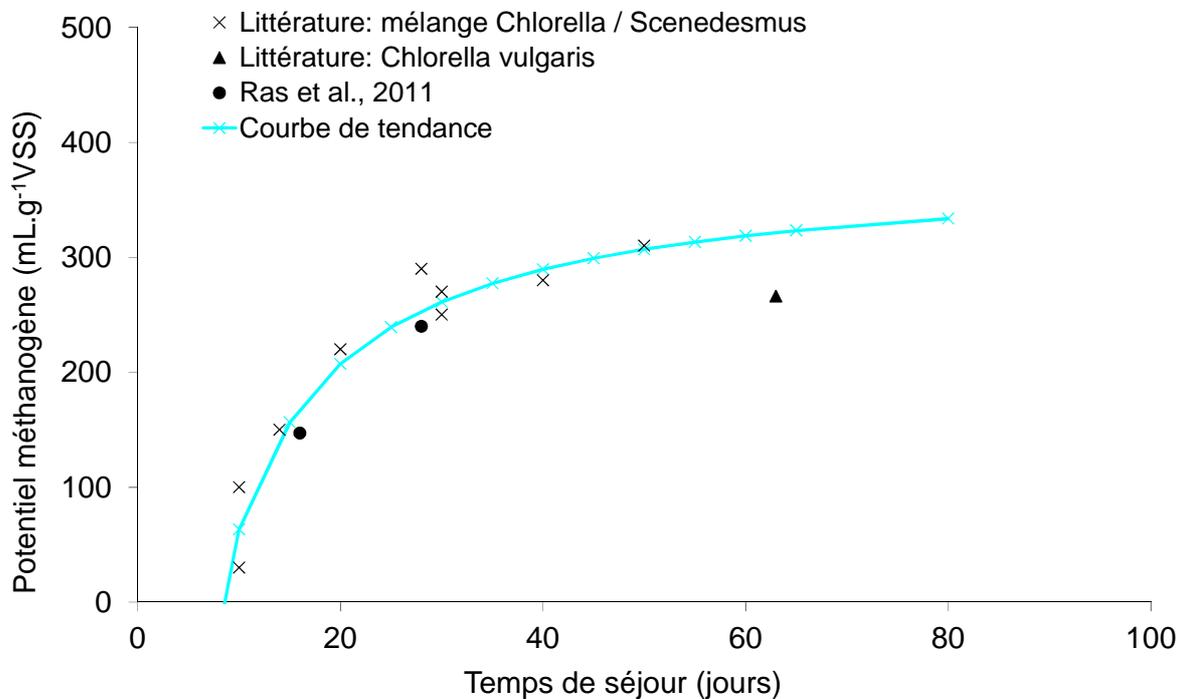


Figure 3.5 : Evolution du potentiel méthane de différentes espèces de microalgues en fonction du temps de séjour, d'après Ras et al. (2011)

Comme cela est présenté dans la Tableau 3.3, le chauffage des digesteurs représente une part très importante de la consommation en énergie du système présenté dans Collet et al. (2011). Cette demande énergétique est assurée en brûlant directement une partie du biogaz, et est proportionnelle au temps de séjour de la biomasse algale dans les digesteurs. Une réduction du temps de séjour entraîne donc une diminution du potentiel méthano-gène, mais aussi une diminution des besoins en chaleur et donc des consommations internes de biogaz.

Pour en évaluer les effets positifs ou négatifs, une réduction du temps de séjour de 46 à 23 jours a été réalisée dans notre étude, ce qui entraîne une réduction du volume des digesteurs par deux. Les consommations électriques de l'étape de digestion anaérobie sont inchangées au niveau de la centrifugation des digestats, par contre celles liées à l'agitation des digesteurs sont réduites de moitié. Les consommations en chaleur sont elles aussi divisée par deux. On constate que le bilan énergétique est plus favorable pour un TSH de 46 jours, même si la part

Chapitre 3 : ACV de systèmes couplant culture de microalgues et production de biogaz

d'autoconsommation en biogaz pour le chauffage des digesteurs est plus élevée (26% contre 18% pour un TSH de 23 jours).

Tableau 3.3 : Comparaison du NER pour TSH = 46 jours et TSH = 23 jours, d'après Collet et al. (2011)

Étapes	TSH = 46 jours	TSH = 23 jours
Culture et Récolte		
Consommation électrique (injection du CO ₂) (kWh)	0.0289	0.0289
Consommation électrique (roues à aubes) (kWh)	0.200	0.200
Décantation naturelle		
Consommation électrique (pompes) (kWh)	0.153	0.153
Centrifugation		
Consommation électrique (kWh)	0.042	0.042
Digestion anaérobie		
Consommation électrique (agitation des cuves) (kWh)	0.108	0.054
Consommation électrique (centrifugation des digestats) (kWh)	0.0252	0.0252
Consommation de chaleur (biogaz interne) (kWh)	0.68	0.34
Production de biogaz (m ³)	0.375	0.273
Purification		
Consommation électrique (kWh)	0.083	0.067
Méthane, 96% (m ³)	0.201	0.163
Combustion		
Energie (kWh)	2.00	1.62
Bilan énergétique		
Net Energy Ratio (NER)	0.32	0.35

3.4.2.4 Consommations énergétiques

Les consommations d'énergie recouvrent des consommations d'électricité pour assurer le chargement et l'agitation des digesteurs, et des consommations de chaleur pour atteindre et maintenir des températures adaptées à la digestion anaérobie en conditions mésophiles.

Chaleur

Stephenson et al. (2010), Brentner et al. (2011) et Campbell et al. (2011), n'incluent pas les dépenses énergétiques liées aux consommations de chaleur. Pourtant les quantités de chaleur nécessaires peuvent correspondre à 0.16% (algues) et 0.22% (tourteaux) selon Clarens et al. (2011), et jusqu'à 26% du biogaz produit selon Collet et al. (2011). Les valeurs données par Collet et al. (2011) semblent plus en adéquation avec la littérature que celles fournies par Clarens et al. (2011). En effet, Hospido et al. (2005) font état d'une autoconsommation de biogaz pour assurer les besoins en chaleur de près de 30%. La chaleur nécessaire est fournie par combustion d'une partie du biogaz produit dans le cas de Collet et al. (2011), ce qui est le cas de figure le plus courant dans l'industrie de méthanisation de résidus ou de déchets organiques (Appels et al., 2008), et par combustion de gaz naturel dans le cas de (Clarens et al., 2011).

L'alimentation en chaleur des digesteurs à partir de la combustion du biogaz produit réduit considérablement la quantité de biogaz finalement disponible. Dans le cas de production de biogaz à partir de déchets, les seules charges environnementales allouées à l'effluent à méthaniser sont le plus souvent les coûts de transport entre le lieu de production du déchet et son lieu de traitement. Le biogaz produit correspond donc à la valorisation énergétique d'un déchet, et son autoconsommation a peu de poids dans le bilan énergétique de la filière. Par contre, dans le cas de la production de biogaz directement à partir de microalgues ou bien à partir des résidus d'extraction, les charges environnementales liées à la filière d'approvisionnement de l'effluent sont importantes. Elles correspondent aux coûts environnementaux de la production de la biomasse, de sa récolte et parfois de l'extraction de l'huile. Par conséquent la combustion du biogaz pour chauffer les digesteurs a une forte influence sur le bilan environnemental de la filière. De plus, comme souligné par Collet et al. (2011), le chauffage des digesteurs pourrait être remplacé par un système plus efficace. En effet, l'utilisation de la chaleur du biogaz issu de la biomasse résulte de plusieurs étapes de conversion de l'énergie (énergie solaire convertie en biomasse algale grâce à la photosynthèse, microalgues converties en biogaz par digestion anaérobie et enfin biogaz converti en chaleur par combustion). Un moyen plus simple et plus efficace de chauffer les digesteurs serait l'utilisation de chauffe-eau solaire, avec une conversion directe de l'énergie solaire en chaleur, ou bien une combustion directe de la biomasse algale. Enfin, contrairement à la combustion directe de la biomasse suggérée par Clarens et al. (2011), la production de biodiesel ou de biogaz mène à la création d'une énergie stockable et transportable. Les besoins énergétiques locaux liés aux étapes de culture et éventuellement de digestion anaérobie devraient être satisfaits autant que faire se peut avec des énergies produites sur place et non stockables (électricité à partir de panneaux photovoltaïques ou éoliennes, chaleur à partir de chauffe-eau solaire...). Pour plus de précisions sur les conséquences de l'origine du mix énergétique, se rapporter au chapitre 4.

Electricité

Les consommations électriques sont plus homogènes et correspondent au chargement et à l'agitation des digesteurs, et dans le cas de Clarens et al. (2011) et de Collet et al. (2011) à la séparation des phases solides et liquides des digestats. Elles sont comprises entre 0.10 (Clarens et al., 2011) et $0.47 \text{ MJ.kgMS}^{-1}$ (Brentner et al., 2011). Dans le cas de Collet et al. (2011), il faut rajouter les dépenses électriques liées à la purification du biogaz qui sont de $0.24 \text{ MJ.kgMS}^{-1}$.

Le Tableau 3.4 synthétise les principales informations disponibles dans les publications concernant l'ACV de l'étape de digestion anaérobie de microalgues ou de tourteaux d'algues. Le plus généralement, la digestion anaérobie intervient uniquement comme outil de valorisation des tourteaux d'algues obtenus après extraction des lipides. Cette étape de la chaîne des procédés est souvent moins bien renseignée que les étapes de culture des microalgues ou bien d'extraction de l'huile et de transestérification. Par conséquent dans beaucoup de cas les informations disponibles ne sont que partielles. Seule notre étude renseigne de manière exhaustive les paramètres indispensables à la réalisation d'une ACV précise de l'étape de digestion anaérobie. Comme nous l'avons vu précédemment (Tableau 3.3), les consommations en chaleur représentent une part très importante des dépenses énergétiques du système. Ces valeurs de consommation de chaleur sont négligées dans la plupart des études, et nous semble très sous-évaluées quand elles sont prises en compte (Clarens et al., 2011).

Le bilan énergétique de l'étape de digestion anaérobie a été réalisé, sauf pour une publication (Campbell et al., 2011) où les données des consommations électriques de chaleur ne sont pas accessibles. Il ressort de cette analyse qu'à l'exception de Collet et al. (2011), utilisant des données expérimentales issues de Ras et al. (2011), les bilans énergétiques de cette filière sont très largement surévalués. En effet, une approche similaire menée sur l'ACV de production de biogaz à partir de microalgues par Langlois et al. (2012) donne un NER aussi égal à 0.30.

Tableau 3.4 : Principales informations concernant l'ACV de la digestion anaérobie de microalgues ou de tourteaux d'algues

Références		Stephenson 2010	Brentner 2011	Campbell 2011	Clarens 2011		Collet 2011
Type de substrat		Tourteaux	Tourteaux	Tourteaux	Tourteaux	Algues	Algues
Teneur en MS		-	-	-	-		5%
Prétraitement		Homogénéisation	-	-	Homogénéisation		-
Pouvoirs méthanogènes (mL.kgMS ⁻¹)		383	800	320	369	441	262.5
% en CH ₄ dans le biogaz		-	-	60	72		70
Production d'énergie (MJ.kgMS ⁻¹)		13.73	28.69	11.47	13.23	15.81	9.41
CVA (g _{COD} .L ⁻¹ .j ⁻¹) CVA (g _{MV} .L ⁻¹ .j ⁻¹)*		161	-	-	250.09*		1.4
Temps de séjour (jours)		-	10	-	-		46
Consommation d'énergies (MJ.kgMS ⁻¹)	Chaleur	Non (température ambiante)	Non	Non	0.01		2.45
	Electricité (Avec purification)*	0.17	0.47	Non	0.10		0.39 (0.53*)
NER		1.23x10 ⁻²	1.63x10 ⁻²	Indisponible	8.31x10 ⁻³	6.96x10 ⁻³	0.30 (0.32*)

3.4.3 Gestion des digestats

Le digestat correspond à la matière organique et minérale récupérée en sortie du digesteur. Lors de la méthanisation, une partie de la matière organique est transformée en biogaz (méthane et dioxyde de carbone), il s'agit de la fraction de matière organique biodégradable. Le taux de biodégradabilité de la matière organique dépend du temps de séjour du produit dans le digesteur. Un autre paramètre suivi lors de la méthanisation est la minéralisation de la matière organique. Il traduit la transformation de l'azote et du phosphore organiques en composés inorganiques (principalement de l'ammonium et du phosphate). Biodégradabilité et minéralisation sont distinctes et leurs évolutions selon le temps de séjour dans le digesteur anaérobique sont différentes. Le Tableau 3.5 présente les résultats des valeurs de biodégradabilité et de taux de minéralisation de la microalgue *Chlorella vulgaris* pour deux temps de séjour différents. L'augmentation du TSH induit une augmentation des deux paramètres, mais pas dans les mêmes proportions. En effet au bout de 28 jours, une grande quantité de la matière organique n'est pas minéralisée alors que près de 70% des composés azotés ont été hydrolysés. Cela suggère que les fractions les plus rapidement dégradables sont celles ayant un rapport C/N élevé, et que pour des temps de séjour plus long, il y a une minéralisation de l'azote plus importante que du carbone.

Tableau 3.5 : Evolution de la biodégradabilité et du taux de minéralisation en fonction du temps de séjour, d'après Ras et al. (2011)

TSH (jours)	Biodégradabilité (%)	Minéralisation (%)
16	33	19
28	51	68

Notre étude se base sur les résultats expérimentaux de Ras et al. (2011) en extrapolant les résultats pour un TSH de 46 jours, ce qui conduit à une biodégradabilité de 56% et une minéralisation de 90%.

3.4.3.1 Recyclage des nutriments dans le milieu de culture

Sur les cinq publications analysées, seul le travail de Campbell et al. (2011) ne prend pas en compte un recyclage des éléments minéralisés dans les bassins de culture des microalgues. Dans les quatre autres cas, les proportions de nutriments recyclés varient fortement en fonction du taux de minéralisation de la biomasse (Tableau 3.6). Ces valeurs sont relativement élevées (supérieures à 70%), sauf dans le cas de Clarens et al. (2011). Or le taux de biodégradabilité élevé ainsi que les forts pouvoirs méthanogènes avancés par Clarens et al. (2011) suggèrent des temps de séjour relativement longs, et par conséquent une bonne minéralisation de l'azote. Cependant il paraît difficile d'extrapoler les données issues de Ras

et al. (2011) à d'autres types de substrats. Le contenu en azote peut différer de manière significative au sein des microalgues, et l'accessibilité des composés azotés peut elle aussi être très variable.

La partie liquide du digestat peut être séparée de la partie solide par centrifugation (Collet et al., 2011) ou par l'utilisation de filtre à presse (Clarens et al., 2011). Dans ce cas de figure, la partie liquide est celle qui est recyclée dans les bassins de culture et la partie solide est épandue au champ.

3.4.3.2 *Épandage de la partie solide*

La partie solide contient la partie non dégradée de la biomasse. Dans les travaux de Collet et al. (2011), il est considéré que l'ensemble des éléments minéraux (N, P et K) du digestat solide sont rendus accessibles pour les plantes, et qu'ils se substituent donc en totalité à des engrais minéraux chimiques. Ces hypothèses sont en accord avec la littérature concernant l'ACV et la valorisation des digestats (Poeschl et al., 2011). Le carbone organique contenu dans les digestats est dégradé après son épandage au sol et entièrement réémis dans l'atmosphère sous forme de CO₂.

Les hypothèses de substitutions des digestats à des engrais minéraux sont beaucoup plus faibles pour Clarens et al. (2011). Selon eux, seulement 8% de l'azote et 11% du phosphore épandus sont substitués à des engrais minéraux dans le cas de la digestion anaérobie de biomasse algale, et 7% de l'azote et 9% du phosphore dans le cas de la digestion anaérobie des tourteaux d'algues. Cela est dû, selon eux, à la faible biodisponibilité de l'azote et du phosphore avancée par Warman et Termeer (2005). Enfin, l'ensemble du carbone organique apporté dans les digestats (c'est-à-dire 33% du carbone total des algues) est supposé être stocké de manière permanente dans le sol. Par conséquent, selon Clarens et al. (2011) ces filières de production d'énergie ont un impact positif sur le changement climatique en transférant de manière permanente du carbone atmosphérique dans le sol.

3.4.4 **Récupération du CO₂**

Selon les choix de valorisation du biogaz, ce dernier peut être purifié sur place pour la production de biocarburant ou avant injection dans le réseau, ou brûlé sur place pour la production d'électricité et de chaleur. Dans les deux cas, cela mène à un dégagement important de CO₂ qui peut être récupéré pour alimenter les besoins des cultures d'algues. Ce recyclage du CO₂ permet de couvrir une partie des besoins de la culture des algues comme présenté dans le Tableau 3.6.

Le Tableau 3.6 présente, pour les publications où la gestion des digestats est abordé, les différentes hypothèses à propos de leur épandage et de de leur devenir. Les publications de Clarens et al. (2011) et Collet et al. (2011) permettent d'évaluer la valeur fertilisante des digestats ainsi que les impacts potentiels engendrés par leur épandage, ce qui n'est par contre pas faisable à partir des travaux de Stephenson et al. (2010) et Brentner et al. (2011).

Tableau 3.6 : Devenir des digestats et du CO₂ issus de la combustion du méthane microalgal

Références	Stephenson 2010	Brentner 2011	Clarens 2011		Collet 2011
			Algues	Tourteaux	
Taux de minéralisation (%)	80	70	19	17.5	90
Biodégradabilité de la matière organique (%)	-	-	67	67	56
Séparation solide / liquide (MJ.kgMS ⁻¹)	Non	Non	Oui 0.12	Oui 0.11	Oui 0.09
Devenir du carbone épandu	-	-	Stockage permanent dans le sol	Stockage permanent dans le sol	Réémission sous forme de CO ₂
Recyclage du CO ₂ (%C Total)	-	-	26.9	19.5	10.3

3.5 Recommandations

Le Tableau 3.7 résume de manière synthétique les informations spécifiques à renseigner lors de la réalisation d'ACV de digestion anaérobie de microalgues. Les recommandations formulées dans le Tableau 2.20 sont valables et complémentaires.

Tableau 3.7 : Principales informations à renseigner lors de la réalisation d'ACV de digestion anaérobie de microalgues

Etapas de l'ACV		Données à renseigner
Inventaire	Culture	Rapport C/N des microalgues
	Digestion anaérobie	Taux de matière sèche de la biomasse entrante, taux de la matière volatile et taux de la matière minérale
		Composition du biogaz (CH ₄ , CO ₂ , H ₂ S)
		Pouvoir méthanogène
		Charge volumique appliquée
		Temps de séjour
		Prise en compte de la toxicité sodique sur le pouvoir méthanogène si culture en milieu salin ou saumâtre
		Prise en compte de la toxicité cationique sur le pouvoir méthanogène si utilisation de sels métalliques lors de la récolte
	Possibilité ou non de codigestion : provenance et disponibilité sur l'année du second substrat	
	Gestion des digestats	Biodégradabilité et taux de minéralisation lors de la digestion anaérobie
		Caractérisation des digestats (liquides et solides): éléments nutritifs
		Recyclage éventuel de la fraction liquide
		Si épandage au champ, hypothèse de substitution aux engrais minéraux
Evaluation des impacts	Bilan énergétique	Les données de consommation et de production d'énergie lors de la digestion anaérobie doivent être en accord avec la littérature

3.6 Conclusion

La digestion anaérobie est une voie alternative de production d'énergie à partir de biomasse de microalgues, et aussi un moyen de valorisation intéressant des tourteaux de microalgues. L'étude menée par Collet et al. (2011) sur la production de biométhane utilisé en tant que carburant à partir de microalgues a permis d'identifier les principaux écueils de cette filière :

- les consommations électriques importantes de l'étape de culture de la biomasse,
- les besoins en chaleur pour le chauffage des digesteurs qui peuvent mener à une autoconsommation de l'ordre de 30% du biogaz produit.

L'analyse des différentes ACV met en évidence la faible prise en compte des contraintes spécifiques induites par ce mode de valorisation sur l'étape de culture. En effet, la difficulté de méthaniser de la biomasse en milieu salé, ainsi que la nécessité d'imposition d'un stress azoté pour éviter une inhibition des bactéries méthanogènes ne sont pas toujours envisagées. Par ailleurs, les conditions opératoires de l'étape de digestion anaérobie sont le plus souvent insuffisamment renseignées. Les paramètres clés déterminant la production de méthane comme le temps de séjour dans les digesteurs et la charge volumique appliquée doivent être explicitement fournis et de préférence reposer sur des données expérimentales. Enfin il s'avère que dans la majorité des publications, la production de méthane est surévaluée, et que les consommations énergétiques sont au contraire sous-évaluées, ce qui conduit à des bilans énergétiques très optimistes.

Chapitre 4 : ACV de la production de biodiesel microalgal en utilisant des sources d'électricité renouvelables

Présentation et résultats complémentaires de l'article (Annexe B):

“Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?”

« The answer my friend is blowin' in the wind,
The answer is blowin' in the wind »
Bob Dylan, *Blowin' in the wind*

SOMMAIRE

4.1	INTRODUCTION	93
4.2	RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	94
4.3	RÉSULTAT COMPLÉMENTAIRES	98
4.4	CONCLUSION	101

Les consommations électriques des filières de production de biodiesel et de biogaz représentent une part très importante des contributions aux impacts. Une ACV de production de biodiesel à partir de biomasse de microalgues en s'appuyant sur des données les plus récentes possibles et en palliant certains manques des précédentes analyses dans ce domaine, notamment sur les émissions de composés azotés au niveau des bassins est présentée. Les conséquences de l'introduction d'énergies renouvelables dans le mix électriques utilisées sont discutées et comparées avec les diminutions d'impacts engendrés par une augmentation de la productivité et de la concentration des microalgues dans les bassins de culture. Le changement de mix électrique à plus de poids qu'une augmentation de la productivité. Ce travail nous éclaire sur les éventuelles pistes d'amélioration de système de production de bioénergie à partir de microalgues à emprunter.

4.1 Introduction

Ce chapitre présente les résultats d'une ACV de production de biodiesel à partir de biomasse de microalgues en s'appuyant sur des données les plus récentes possibles et en palliant certains manques des précédentes analyses dans ce domaine, notamment sur les émissions de composés azotés au niveau des bassins. Il soulève aussi la question du type d'énergie consommée au sein du système, et analyse la sensibilité des différents impacts environnementaux par rapport à l'origine du mix électrique utilisé.

En ACV, deux types de données utilisées peuvent être distingués (Guinée et al., 2001) :

- les données du premier plan (« foreground system ») : elles correspondent aux données primaires de l'étude (propres au site de l'étude, calculées à partir de modèles spécifiques...) et sont directement affectées par des décisions basées sur le périmètre de l'étude (Clift et al., 1998). Pour Azapagic et al. (2007), il s'agit de l'ensemble des activités ou produits fournissant directement l'unité fonctionnelle.
- Les données de l'arrière-plan (« background system ») : il s'agit des données secondaires, le plus souvent issues de bases de données génériques ou de références publiques, et qui sont en interactions directes avec le premier plan (Clift et al., 1998).

Les analyses de sensibilité des différentes ACV de production de bioénergie à partir de microalgues portent principalement sur les conditions opératoires des systèmes (« foreground system ») :

- la productivité (Stephenson et al., 2010; Campbell et al., 2011) et la teneur en TAG (Sander et Murthy, 2010; Khoo et al., 2011) ;
- les sources de nutriments (Clarens et al., 2010, 2011; Stephenson et al., 2010) ainsi que les quantités nécessaires selon les conditions de culture (Lardon et al., 2009) ;
- les consommations énergétiques des technologies utilisées (Collet et al., 2011; Khoo et al., 2011).

Cependant, ces analyses de sensibilité peuvent aussi être réalisées à un niveau plus large, en incluant le choix des technologies (Lardon et al., 2009; Sander et Murthy, 2010; Brentner et al., 2011). Par exemple la comparaison de systèmes de culture de microalgues reposant sur des technologies totalement différentes (photobioréacteur vs. bassins ouverts) a été réalisée (Jorquera et al., 2010). Enfin certaines analyses de sensibilité portent sur l'ensemble du système en analysant les conséquences de changements d'hypothèses de départ, comme la comparaison de différentes méthodes de gestion des coproduits (Lardon et al., 2009; Hou et al., 2011). La modification de paramètres globaux peut aussi porter sur le choix des matériaux

de construction des infrastructures, ou bien sur le type d'électricité consommée par le système (« background » système). Une étude de Pehnt (2006) suppose ainsi une réduction de 80% des impacts liés au gaz à effet de serre en changeant la composition du mix électrique à l'horizon 2030.

Souvent réalisée de manière indépendante, la comparaison dans cet article de ces deux types d'analyse de sensibilité, portant sur le « foreground » d'une part (amélioration de la productivité massique) et sur le « background » de l'autre (changement du mix électrique utilisé), permet un nouvel éclairage sur les pistes d'améliorations potentielles du système.

4.2 Résumé de l'article

Les microalgues sont considérées comme une source potentielle de biomasse pour produire des bioénergies dans le futur. De nombreuses ACV ont été réalisées afin d'évaluer le bilan environnemental de cette filière, et les résultats sont très contrastés. Cette étude présente l'ACV de la production et de la combustion d'1 MJ de biodiesel algal en utilisant les données les plus récentes possibles. La Figure 4.1 présente le périmètre du système étudié. L'étape de culture est basée sur des pratiques couramment utilisées en milieu industriel. Par contre, les processus des étapes d'extraction de l'huile et de sa transformation en biodiesel sont peu employés à l'échelle industrielle. Par conséquent elles sont basées sur des résultats obtenus à l'échelle du laboratoire ou à l'échelle pilote.

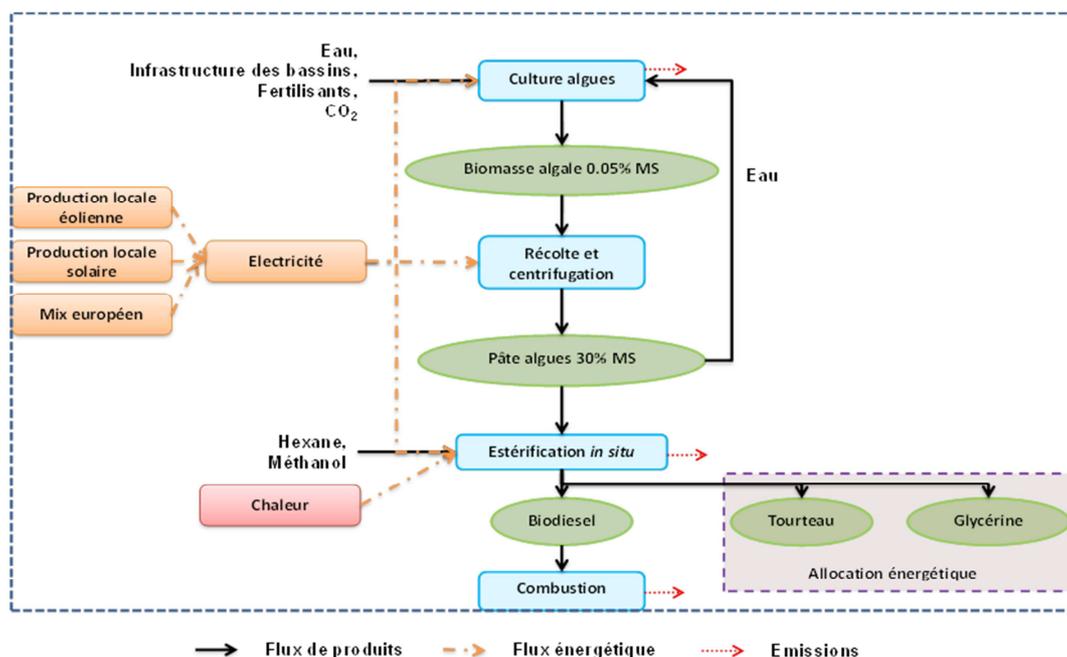


Figure 4.1 : Périmètre du système de production de biodiesel microalgal étudié

Chapitre 4 : ACV de la production de biodiesel microalgal en utilisant des sources d'électricité renouvelables

Cette étude considère une culture à grande échelle de *Nannochloropsis occulata*, dont la composition cellulaire est présentée dans le Tableau 4.1. La productivité est supposée être de $20\text{g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$.

Tableau 4.1: Composition de *Nannochloropsis occulata*

Fraction		% de matière organique	% de la matière sèche
Carbohydrates	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	16.8	16
Protéines	$\text{C}_{4.43}\text{H}_7\text{O}_{1.44}\text{N}_{1.16}$	23.4	22.3
Lipides	$\text{C}_{40}\text{H}_{74}\text{O}_5$	48.1	45.7
AND/ARN	$\text{C}_{9.5}\text{H}_{13.75}\text{O}_6\text{N}_{3.75}$	2.4	2.3
Chlorophylle	$\text{C}_{55}\text{H}_{70}\text{O}_6\text{N}_4$	0.4	0.3
Fibres	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	8.8	8.3
Cendres	P, K, Mg, S, Na, Ca, Fe, Cu, Zn	-	5

Les quantités de fertilisants requises (Tableau 4.2) sont déterminées en fonction de la composition en éléments minéraux des algues et indépendamment d'une quelconque stratégie de recyclage de ces éléments à partir des tourteaux obtenus après extraction de l'huile.

Tableau 4.2: Besoins en éléments minéraux

	Composition de l'algue	Pertes (%)	Consommation nette
CO_2	568 gC.kg^{-1}	25%	$2.78 \text{ kg-CO}_2.\text{kg}^{-1}$
Diammonium Phosphate (DAP)	8.9 gP.kg^{-1}	P: 0%, N:12%	38 g-DAP.kg^{-1}
Ammonitrate (AN)	45.9 gN.kg^{-1}	12%	107 g-AN.kg^{-1}

Les algues sont cultivées en bassins ouverts, couverts par des serres amovibles, ce qui permet de maintenir une température favorable à la croissance et donc d'améliorer le taux de croissance et d'augmenter la période de culture.

La récolte se fait dans un premier temps par floculation (au moyen de chlorure de fer) / sédimentation de manière à atteindre une concentration de 50 kgMS.m^{-3} avec une efficacité de 95%. Après sédimentation, la biomasse algale est concentrée par centrifugation de manière à atteindre une teneur en MS de 30%.

La transformation de en biodiesel des lipides contenus dans les algues est une étape où il n'existe pas de consensus sur la technologie à utiliser. L'inventaire proposé dans ce papier est basé sur la modification d'un inventaire existant, celui de l'extraction de l'huile de soja avec de l'hexane (Jungbluth et al., 2007). Les quantités d'hexane et les consommations de chaleur et d'électricité ont été ajustées de manière à tenir compte de la teneur en eau de la pâte algale.

Les impacts ont été évalués à l'aide de la méthode ReCiPe (Goedkoop et al., 2009), avec une perspective hiérarchiste. La Figure 4.2 présente les contributions des processus aux différents impacts *midpoint*. On constate que le poids des catégories *Electricité* et *Fertilisants* est très important, et représente à eux seuls plus de la moitié de la contribution dans la majorité des

Chapitre 4 : ACV de la production de biodiesel microalgal en utilisant des sources d'électricité renouvelables

impacts (*Climate Change, Ozone Depletion, Human Toxicity, Radiations, Freshwater eutrophication, Freshwater et Marine ecotoxicity, Metal and Fossil Depletions*).

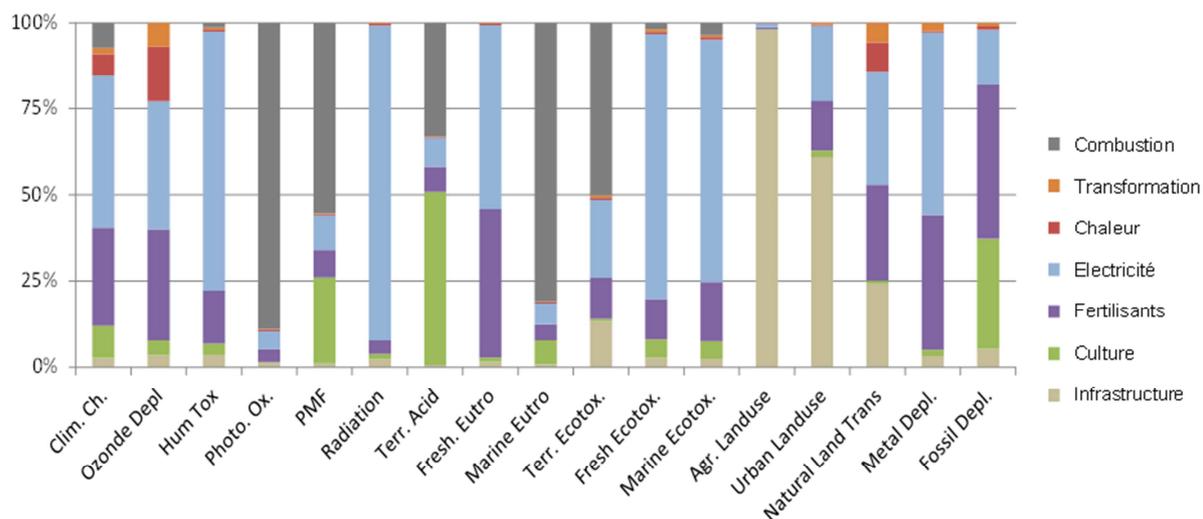


Figure 4.2 : Contribution des différents processus aux impacts environnementaux générés par la production et la combustion d'1 MJ de biodiesel algal (ReCiPe midpoint)

La Figure 4.3 compare les impacts *endpoint* du biodiesel algal avec d'autres biocarburants de 1^{ère} génération et du diesel. Du fait de la culture des microalgues en milieu fermé et sans pesticides, le biodiesel algal engendre moins d'impacts dans la catégorie « Ecosystèmes » que les autres biocarburants. Par contre, les consommations électriques importantes rendent le biodiesel algal plus impactant que les biocarburants de 1^{ère} génération pour les catégories « Santé humaine » et « Ressources ». Ces résultats sont cohérents avec l'analyse de contribution, qui souligne l'importance du poids des consommations électriques dans les impacts. Cette étude ne prend pas en compte les impacts indirects liés au changement d'utilisation des sols. Il est fort probable que ce type de culture énergétique ne sera pas implanté sur des terres arables, et par conséquent n'aura que de très faibles impacts sur les changements indirects d'utilisation des sols. Par contre, la considération de ce type d'impact induirait certainement une augmentation des impacts « changement climatique » et « biodiversité » pour les biocarburants de 1^{ère} génération.

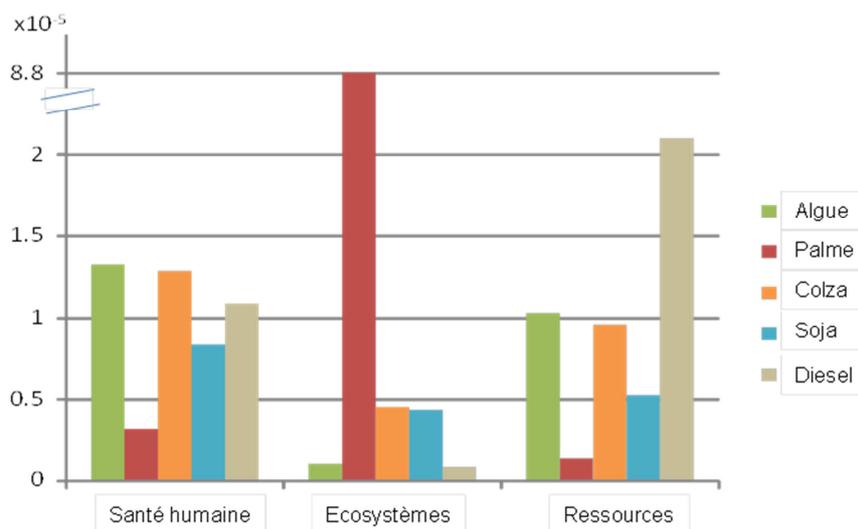


Figure 4.3 : Comparaison des impacts *endpoint* générés par la production et la combustion d'1 MJ de biodiesel algale, de biocarburants de 1^{ère} génération et de diesel

Plusieurs pistes de recherche peuvent être identifiées afin de réduire les consommations énergétiques, comme une amélioration de la productivité par la sélection de meilleures espèces ou une diminution des demandes énergétiques des étapes les plus consommatrices. Dans cette étude, nous comparons les gains engendrés par une augmentation de la productivité et de la concentration en biomasse dans les bassins avec ceux pouvant être atteints avec une utilisation d'énergie renouvelable. Le mix électrique européen (EuroMix) est remplacé par un mix électrique constitué de 55% du mix électrique européen, de 25% d'électricité fournie localement par des éoliennes et de 20% d'électricité produite localement par des panneaux photovoltaïques (EcoMix). Ces proportions correspondent à une production d'électricité pouvant couvrir deux fois les besoins de l'usine de production de biodiesel algale, et sont en accord avec le récent rapport de l'IPCC sur les énergies renouvelables (IPCC, 2011).

La Figure 4.4 présente les conséquences d'un changement de mix électrique pour l'impact « changement climatique ». On constate que le changement de mix électrique a plus de poids qu'une augmentation de la productivité. Ainsi il correspond à un passage d'une productivité de $10 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ à $30 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$. Cette amélioration technique peut être plus facilement mise en œuvre qu'une multiplication par trois de la productivité. Enfin une productivité de seulement $5 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ couplée avec la consommation du mix EcoMix permet d'atteindre une réduction des émissions de gaz à effet de serre plus importante que celle induite par la production de biodiesel de colza.

Il est aussi important de souligner que la multiplication par deux de la concentration en biomasse algale dans les bassins n'a que très peu d'influence sur le changement climatique.

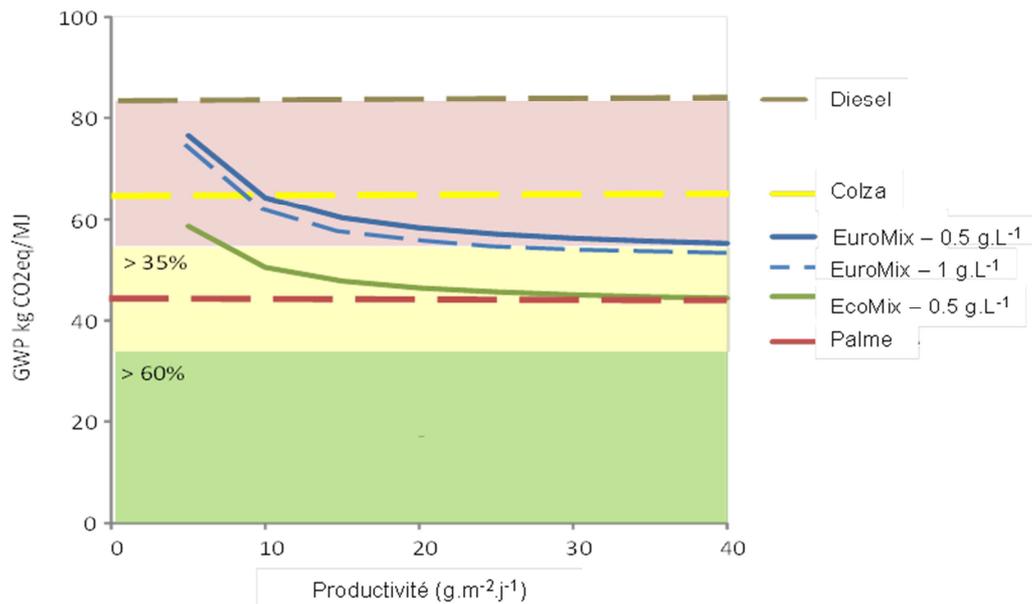


Figure 4.4 : Analyse de sensibilité du changement climatique à la productivité, à la concentration en biomasse algale et au mix électrique

Le principal intérêt de la production de biodiesel à partir de microalgues réside dans les faibles impacts liés à l'utilisation des terres, puisque ce type de biomasse permet d'atteindre des productivités élevées sans concurrence avec les cultures alimentaires. Cependant, les microalgues requièrent d'importants besoins en énergie pour les maintenir en suspension dans le milieu de culture, pour injecter du CO₂ et pour les récolter et les sécher. Ces étapes supplémentaires par rapport aux cultures terrestres ont un fort impact négatif sur le bilan énergétique de la filière et réduisent considérablement les avantages liés à une productivité importante. Une fois ce constat fait, cela explique pourquoi la source d'électricité utilisée est d'une importance capitale dans le bilan environnementale de la filière. Ce travail conduit à un nouveau paradigme dans la production de bioénergie à partir de microalgues. La production de biomasse doit être réfléchi de manière plus large qu'un simple processus biotechnologique, et aussi considérer l'implantation de sources de production d'énergies locales.

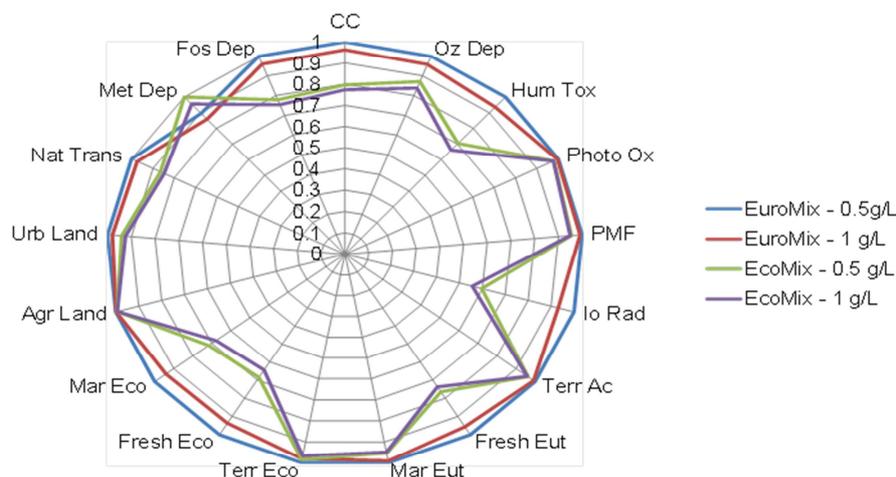
4.3 Résultats complémentaires

L'architecture du système considéré ainsi que les valeurs des paramètres choisis ne sont pas discutées ici. En effet une analyse exhaustive des différents systèmes de production de

bioénergie à partir de microalgues ainsi que des valeurs des paramètres a déjà été réalisée au chapitre 2 de cette thèse.

Ce travail souligne principalement le poids du changement de la composition du mix électrique consommé sur les résultats de l'impact « changement climatique » et les compare avec des améliorations de conditions opératoires les plus souvent considérées comme des leviers d'action (ici l'amélioration de la productivité massique, et l'augmentation de la concentration en algues dans les bassins). La variation des autres impacts en fonction du mix énergétique pour une productivité massique de $20 \text{ g.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$ est présentée sur la Figure 4.5. Tous les résultats sont normalisés par rapport au cas de figure le moins bon pour la plupart des impacts environnementaux, à savoir une concentration en biomasse algale dans les bassins de 0.5 g.L^{-1} et une électricité constituée uniquement du mix électrique européen.

On constate que la concentration en biomasse dans les bassins n'a que très peu d'influence sur les valeurs des impacts environnementaux. Suivant les catégories d'impacts, les conséquences du changement de mix électrique ne sont pas les mêmes. On note cependant qu'à l'exception de la catégorie « Diminution des ressources en métaux (Met Dep) », le changement de la source d'électricité entraîne une diminution des impacts. Cette réduction n'est pas homogène selon les catégories d'impacts. Elle peut être très importante, comme dans le cas du changement climatique (CC) ou de la toxicité humaine (Hum Tox), ou pratiquement nulle, comme dans le cas des catégories « Occupation de terres agricoles (Agr Land) » ou « Ecotoxicité terrestres (Terr Eco) ». La catégorie d'impact la plus affectée par ce changement de mix électrique est « Radiations ionisantes » qui est principalement due à la part importante d'électricité d'origine nucléaire dans le mix européen.



Chapitre 4 : ACV de la production de biodiesel microalgal en utilisant des sources d'électricité renouvelables

Figure 4.5 : Variations des impacts liées à un changement de la concentration en algues dans les bassins et à un changement de composition du mix électrique (exprimées par rapport aux impacts d'une concentration en biomasse de 0.5 g.L⁻¹ et un mix électrique utilisé EuroMix)

Le Tableau 4.3 présente les valeurs de productivité nécessaires pour atteindre la même réduction en termes d'impact environnemental qu'un passage du mix électrique EuroMix au mix électrique EcoMix pour des productivités initiales de 5, 10 et 20 g.m⁻².j⁻¹. Cela traduit la sensibilité de l'impact considéré au changement d'approvisionnement électrique. Plus la productivité nécessaire est importante, plus cela correspond à des diminutions des valeurs d'impact importantes lors du changement de mix électrique. Nous nous sommes restreints à présenter les valeurs obtenues par interpolation entre des productivités initiales comprises entre 5 et 40 g.m⁻².j⁻¹. Par conséquent, les valeurs inférieures à 5 g.m⁻².j⁻¹ ou supérieures à 40 g.m⁻².j⁻¹ ne sont pas indiquées. Pour une productivité initiale de 5 g.m⁻².j⁻¹, la plupart des productivités obtenues sont inférieures à 40 g.m⁻².j⁻¹. La productivité nécessaire pour la catégorie « Radiation ionisante » dépasse le seuil fixé des 40 g.m⁻².j⁻¹, ce qui traduit la grande sensibilité de cet impact au changement de mix électrique. Plus la productivité initiale augmente, plus les valeurs de productivité à atteindre pour compenser le changement de mix électrique sont importantes. Ainsi pour la catégorie d'impact « Diminution de la couche d'ozone », un doublement de la productivité est nécessaire pour une valeur initiale de 5 g.m⁻².j⁻¹, alors que la productivité doit plus que quadrupler pour une productivité initiale de 10 g.m⁻².j⁻¹.

Les catégories d'impact les plus sensibles sont le changement climatique, la toxicité humaine, les radiations ionisantes, l'acidification, l'eutrophisation en eau douce, l'écotoxicité en eau douce et l'écotoxicité marine. Pour les catégories d'impacts relatives à l'occupation ou à la transformation des terres, la sensibilité au changement de type d'électricité est faible, ainsi que pour la catégorie « Ecotoxicité terrestre ». Dans le cas des impacts liés à l'occupation ou à la transformation des terres, cela traduit leur grande sensibilité au paramètre « productivité ». En effet, pour une même unité fonctionnelle, un doublement de la productivité entraîne une réduction par deux de la surface de culture nécessaire.

Concernant la catégorie d'impact « Diminution des ressources en métaux », la valeur est inférieure à la productivité initiale car comme nous l'avons vu sur la Figure 4.5, le changement de mix électrique entraîne une augmentation de cet impact.

Tableau 4.3 : Productivités nécessaires pour atteindre les mêmes diminutions d'impacts qu'un changement de mix électrique

Catégorie d'impact	Productivité initiale en g.m ⁻² .j ⁻¹		
	5	10	20
Changement climatique (CC)	18.54	>40	>40

Diminution de la couche d'ozone (Oz Dep)	10.59	>40	>40
Toxicité Humaine (HumTox)	18.21	>40	>40
Oxydation photochimique (PhotoOx)	8.71	26.11	>40
Formation de particules fines (PMF)	12.00	>40	>40
Radiation ionisante (IoRad)	>40	>40	>40
Acidification (Terr Ac)	16.01	>40	>40
Eutrophisation eau douce (Fresh Eut)	36.95	>40	>40
Eutrophisation marine (Mar Eut)	14.61	>40	>40
Ecotoxicité terrestre (Terr Eco)	5.78	10.49	21.97
Ecotoxicité eau douce (Fresh Eco)	23.85	>40	>40
Ecotoxicité marine (Mar Eco)	22.65	>40	>40
Occupation terres agricoles (Agr Land)	5.06	10.03	20.12
Occupation terres urbaines (Urb Land)	5.89	10.57	22.32
Transformation espace naturel (Nat Trans)	7.75	14.15	40.70
Diminution des ressources en métaux (Met Dep)	<5	6.42	8.62
Diminution des ressources fossiles (Fos Dep)	14.44	>40	>40

4.4 Conclusion

Ce travail souligne les aspects globalement positifs en termes de réduction des impacts environnementaux de l'introduction d'énergies renouvelables dans le mix électrique consommé. Il a été en effet mis en évidence, que ce soit pour la production de biodiesel (cette étude) ou la production de biogaz (Collet et al., 2011), que la contribution de l'électricité dans l'ensemble des impacts environnementaux était très importante. La modification du mix énergétique, en incluant une part d'énergies renouvelables, permet de réduire de manière significative de nombreux impacts environnementaux. La sensibilité des impacts à cette modification est fonction du poids relatif de l'électricité dans les différents impacts.

La comparaison des réductions d'impacts engendrées par une augmentation de la productivité par rapport à l'utilisation d'un nouveau mix électrique nous éclaire sur les éventuelles pistes d'amélioration du système à emprunter. En effet les diminutions d'impacts liées à l'augmentation de la productivité sont d'autant plus importantes que la productivité initiale est faible. Il est par conséquent plus judicieux de chercher à augmenter la biomasse dans un premier temps jusqu'à des valeurs facilement atteignables (de l'ordre de 10 à 15 g.m⁻².j⁻¹), puis ensuite de changer radicalement de voies d'amélioration en considérant plutôt la composition du mix électrique utilisé par exemple. L'analyse de contribution met aussi en évidence le poids relativement important de la consommation en nutriments dans l'ensemble des impacts. L'inclusion d'une étape de digestion anaérobie et la possibilité par conséquent d'un recyclage des digestats dans les bassins de culture pourrait donc s'avérer être une autre voie d'amélioration possible du système. Enfin ce travail souligne aussi que certains

Chapitre 4 : ACV de la production de biodiesel microalgal en utilisant des sources d'électricité renouvelables

paramètres opératoires comme la concentration en biomasse dans les bassins n'ont que très peu d'influence sur les résultats des impacts environnementaux.

Chapitre 5 : La place du temps en ACV

« Le temps passe et passe et passe
Et beaucoup de choses ont changé »
Jacky et Ben J, *Le Bilan*

SOMMAIRE

5.1	INTRODUCTION	105
5.2	MODÉLISATION DES DONNÉES D'INVENTAIRE	107
5.2.1	UTILISATION DE SCÉNARIOS	107
5.2.2	ANALYSE D'UN ENSEMBLE DE PRODUITS	107
5.2.3	COUPLAGE DE MODÈLES DYNAMIQUES AVEC L'ACV	109
5.3	MODÉLISATION DES IMPACTS	109
5.3.1	DÉVELOPPEMENT DE FONCTIONS DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS	109
5.3.2	DISTINCTION DES ÉMISSIONS À COURT TERME ET À LONG TERME	110
5.3.3	CAS PARTICULIER DES GAZ À EFFET DE SERRE	111
5.3.3.1	Considérations générales sur l'impact « changement climatique »	111
5.3.3.2	Cas particulier du carbone d'origine biogénique	114
5.3.3.3	Prise en compte des composés ayant un impact sur le réchauffement climatique à court terme	116
5.3.4	PRISE EN COMPTE DES MODIFICATIONS DU MILIEU RÉCEPTEUR	116
5.4	AMORTISSEMENT DES IMPACTS ET CHOIX DES PERSPECTIVES CULTURELLES	117
5.4.1	AMORTISSEMENT TEMPOREL DES IMPACTS	117
5.4.2	INTÉGRATION DU TEMPS DANS LA DÉFINITION DE CHOIX CULTURELS	118
5.5	DISCUSSION ET CONCLUSION	118

En ACV, les caractéristiques spatiales et temporelles des interactions entre le système technique et l'environnement ne sont pas considérées. Ce chapitre souligne l'importance de la prise en compte de la dimension temporelle dans les différentes étapes de l'ACV. Une attention particulière est portée sur la prise en compte d'une dimension dans l'évaluation du changement climatique. Ce travail souligne aussi le besoin en recherche d'introduire une dynamique temporelle au niveau de la réalisation de la phase d'inventaire, en particulier pour obtenir des émissions distribuées au cours du temps.

5.1 Introduction

Les approches ACV actuellement utilisées sont des outils d'évaluation statiques et ne considèrent donc que des états stationnaires (Udo de Haes, 2006). Dans une approche classique, les caractéristiques spatiales et temporelles des interactions entre le système technique et l'environnement ne sont pas prises en compte, les flux environnementaux étant agrégés. Les phases d'extraction, de production de composants, d'assemblage des composants et de fabrication du produit, d'utilisation et enfin de fin de vie peuvent avoir lieu à différents endroits, et se succéder au cours du temps. Cette répartition spatiale et temporelle des émissions est perdue pendant la phase d'inventaire lors de l'agrégation des données.

Récemment, la prise en compte d'une différenciation spatiale des facteurs de caractérisation a été considérée. Ainsi, des facteurs de caractérisation spatialisés ont été développés pour plusieurs impacts : par exemple pour l'utilisation des sols (Saad et al., 2011), l'acidification des milieux (Potting et al., 1998), la toxicité humaine (Manneh et al., 2010) ou encore la ressource en eau (Pfister et al., 2009). A l'inverse la différenciation temporelle des facteurs de caractérisation n'a fait l'objet que de peu de recherches.

Lors de la phase de l'évaluation des impacts, il est supposé que les processus écologiques répondent de manière linéaire aux perturbations environnementales. Par conséquent les phénomènes d'accumulation au cours du temps et éventuellement de dépassement d'effets de seuil sont négligés (Owens, 1997). Pourtant, l'environnement et les systèmes industriels sont dynamiques, les variations temporelles de leurs états affectent l'évaluation des impacts (Field et al., 2001). Ce point est soulevé par la norme ISO 14040 (2006) qui considère que la non prise en compte du temps peut diminuer la pertinence de certains résultats. Cette norme souligne que « la variation de la qualité des indicateurs de catégories parmi les catégories d'impacts peut avoir un effet sur la précision globale de l'ACV, par exemple en raison de différences dans les caractéristiques spatiales et temporelles, par exemple la persistance d'une substance dans l'environnement ». L'absence de considération de la distribution temporelle des émissions et des extractions est une source de critiques de plus en plus fréquentes (Reap et al., 2008; Guinée et al., 2011).

Des facteurs temporels comme le moment des émissions, des variations de taux de relargage, le transport et les changements de compartiment peuvent potentiellement modifier les impacts d'une pollution (Owens, 1997). Par exemple, un composé organique volatil potentiellement photo-oxydant aura moins d'impact s'il est uniquement émis la nuit que s'il est émis en même quantité à taux constant pendant 24 heures (Graedel, 1998). Certains processus

environnementaux comme les phénomènes d'accumulation de polluants dans un compartiment de l'environnement peuvent conduire à des dépassements de seuils de toxicité. Ceci est illustré par les impacts induits par l'acidification qui changent lorsque la capacité de rétention en azote d'un sol est dépassée (Udo de Haes et al., 2002). Dans certains cas, plusieurs années de contamination par un polluant sont nécessaires avant de dépasser un seuil critique et de voir apparaître les premiers impacts, comme c'est le cas pour l'eutrophisation terrestre (Udo de Haes et al., 2002). De plus les effets des saisons peuvent avoir des conséquences substantielles sur l'amplitude des impacts (Field et al., 2001). L'eutrophisation aquatique est par exemple plus importante en été (augmentation de la température et de la durée d'ensoleillement) qu'en hiver.

La non prise en compte du temps conduit donc à niveler les réponses des écosystèmes à des pollutions dépassant des seuils critiques, et parfois même à ignorer des conséquences environnementales ayant des délais d'apparition relativement longs. La mise au point d'une méthodologie en ACV qui soit capable de prendre en compte les modifications temporelles des disponibilités des ressources et des distributions des émissions au cours du temps est donc nécessaire. Le même constat peut être fait pour le développement de méthodes de caractérisation des impacts. Le développement de modèles de conversion des flux environnementaux en impacts ne considérant pas que des états stationnaires est aussi requis.

Cette revue bibliographique souligne l'importance de la prise en compte de la dimension temporelle dans les différentes étapes de l'ACV. La modélisation de données d'inventaire qui varient en fonction du temps peut se faire au moyen de l'application de scénarios, du couplage de modèles dynamiques avec le cadre méthodologique de l'ACV ou bien par l'analyse non pas d'un seul produit mais d'un ensemble de produits. Lors de la phase d'évaluation des impacts (Analyse de Cycle de Vie des Impacts, ACVI), la considération du temps peut aussi se faire à plusieurs niveaux :

- le développement de fonctions pour lesquelles la traduction d'une émission en un ou plusieurs impacts évolue au cours du temps,
- la distinction du traitement des émissions ayant lieu à courts et à longs termes,
- la modification future du milieu récepteur.

Toujours au sein de l'ACVI, une attention particulière est portée sur l'évaluation des gaz à effet de serre, car la prise en compte de la dimension temporelle est au cœur de son évaluation. Enfin lors de la phase de pondération des impacts, et particulièrement pour les impacts ayant lieu à très long terme, l'application de taux d'amortissement en fonction du temps est aussi discutée.

5.2 Modélisation des données d'inventaire

5.2.1 Utilisation de scénarios

La modélisation de données d'inventaire peut se faire au moyen de la mise en place de scénarios pour proposer des alternatives d'évolutions futures du système considéré. Selon Pesonen et al. (2000), deux types de scénarios peuvent être distingués en ACV :

- Les scénarios « what-if » : ils sont utilisés pour comparer des alternatives à un horizon de temps relativement court. Les hypothèses peuvent alors être définies sur la base de données existantes.
- Les scénarios « cornerstone » : ils sont utilisés pour des horizons de temps plus longs et servent de base à des futures recherches plus précises. Ils peuvent couvrir plusieurs options très différentes de manière à avoir la vue d'ensemble la plus complète possible.

L'intégration de la dimension temporelle dans les scénarios peut se faire aussi bien au niveau de la phase d'inventaire (évolution des futures émissions selon les technologies choisies) qu'au niveau de l'évaluation des impacts (évolution des milieux récepteurs, des technologies de remédiation, *etc.*). Selon Huijbregts (1998), une des sources majeures de l'incertitude en ACV est la variabilité temporelle, et un des moyens proposés pour réduire cette variabilité est l'utilisation de scénarios.

L'évaluation de futures technologies a été faite par Pehnt (2006) en faisant varier des paramètres comme la future composition du mix électrique (et par voie de conséquence les émissions et les impacts associés à ce mix électrique), les modes de production de l'acier et de l'aluminium et l'efficacité des procédés mis en jeu.

L'évaluation de technologies en modélisant un futur inventaire a aussi été faite dans le cadre du projet NEEDS (New Energy Externalities Development for Sustainability, <http://www.isistest.com/needswebdb/>). Une base de données d'inventaire prospective à l'horizon de l'année 2050 a été mise au point en se basant non seulement sur les caractéristiques des modèles énergétiques européens actuels, mais aussi sur la perspective de leur future évolution.

5.2.2 Analyse d'un ensemble de produits

La plupart des études considèrent que les paramètres utilisés pour modéliser les données d'inventaire sont constants au cours du temps. Très peu d'études prennent en compte les

modifications temporelles de ces paramètres. Les évolutions potentielles des interactions entre les différents éléments du système modélisé sont le plus souvent négligées. La validité du modèle développé peut s'en trouver limitée, en particulier si le système varie de manière importante sur des longues périodes de temps.

En réponse à ce problème, certains auteurs (Field et al., 2001; Stasinopoulos et al., 2011) suggèrent de modéliser l'ACV d'un ensemble de produits plutôt que d'un seul et unique produit. Cela permet d'inclure des effets de transition entre l'introduction d'un nouveau produit et le remplacement progressif de l'ancien. La prise en compte du temps se fait à plusieurs niveaux :

- détermination d'un taux de production du nouveau produit (le plus souvent constant),
- détermination d'un taux d'élimination de l'ancien produit (le plus souvent une fonction non linéaire de l'âge du produit ou de la taille de la flotte de produits),
- détermination d'une disponibilité en matériaux recyclés en fonction de la quantité de nouveaux produits qui sont éliminés.

La modélisation de ce type de système complexe permet d'estimer de manière plus précise les impacts environnementaux qu'avec une approche supposant des paramètres constants. L'exemple fourni par Field et al. (2001) puis repris par Stasinopoulos et al. (2011) est celui du remplacement progressif de l'acier par de l'aluminium (qui est recyclé et réutilisé) dans la fabrication des carrosseries de voiture. Le recyclage de l'aluminium et sa réutilisation se font parallèlement à l'évolution de la composition de la flotte d'automobiles. Au début, très peu de voiture sont équipées de carrosseries en aluminium, et le coût environnemental de leur fabrication est élevé (à cause des consommations électriques importantes de la production de l'aluminium). Cependant, au fur et à mesure que l'aluminium recyclé est disponible, les impacts liés à la production de ces carrosseries diminuent. Des modèles de simulation de l'évolution des deux différentes flottes de voitures sont utilisés pour obtenir des émissions de CO₂ distribuées au cours du temps. Les principaux résultats de ces études sont que (a) les émissions peuvent être décomposées comme la somme des émissions de la phase de transition et celles d'un état stationnaire, (b) l'importance des émissions de la phase de transition peut modifier un classement préalablement et uniquement basé sur les émissions de la phase stationnaire.

5.2.3 Couplage de modèles dynamiques avec l'ACV

Lorsque le système analysé interagit de manière étroite avec son environnement, il peut s'avérer nécessaire de le modéliser de manière dynamique. Ceci est particulièrement vrai pour des systèmes agricoles ou impliquant des espaces naturels (productions alimentaires, bioénergie, *etc.*) dont les fonctionnements dépendent de variables telles que le climat, les saisons, la durée d'ensoleillement, et les pratiques mises en œuvre pour piloter le système. Le couplage de modèles dynamiques avec l'ACV permet alors de mieux comprendre les liens entre performances environnementales et performances techniques. Cette approche a été utilisée par Lopez-Ridaura et al. (2008) pour l'évaluation des impacts liés à la gestion de lisier de porcs. Les simulations engendrent différentes distributions temporelles des émissions, et ces émissions sont ensuite traduites en impacts à l'aide des facteurs de caractérisation classiquement utilisés en ACV.

La prise en compte des variations des capacités de production des différents processus impliqués dans la réalisation de l'unité fonctionnelle peut aussi être envisagée. Dans ce cas-là, l'unité fonctionnelle n'est plus le produit en lui-même (en kg par exemple), mais le flux de produit par unité de temps (en kg par année par exemple). Les émissions vers l'environnement sont alors elles aussi exprimées par unité de temps. Cette approche, quoique peu usuelle, peut constituer la base d'une ACV selon Udo de Haes et al. (2006). Ce même type de travail a été réalisé dans le cadre de cette thèse, en couplant un modèle de digestion anaérobie avec un modèle de culture de microalgues, et en interprétant les résultats à l'aide de l'ACV. Une description plus exhaustive de ce travail se trouve au chapitre 6.

5.3 Modélisation des impacts

L'utilisation de coefficients fixes dans les méthodes de caractérisation peut conduire à des évaluations d'impact erronées. Par conséquent un effort de modélisation doit aussi être porté sur l'étape d'évaluation des impacts pour mieux comprendre la variabilité des performances environnementales de différents systèmes (Basset-Mens et al., 2006).

5.3.1 Développement de fonctions de caractérisation des impacts

La variabilité temporelle des facteurs de devenir et d'exposition liés à la toxicité humaine a été étudiée dans la thèse de Manneh (2011). Les facteurs de caractérisation de la toxicité humaine peuvent être décomposés comme le produit de la fraction ingérée par le facteur d'effet. La fraction ingérée correspond à la fraction massique finalement absorbée par une

population, et résulte de la combinaison des facteurs de devenir et d'exposition d'un composé pour un environnement donné (Bennett et al., 2002). La variabilité saisonnière des fractions ingérées est analysée à l'aide de la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002 (Pennington et al., 2005). Pour certains composés, la fraction ingérée peut être sous-estimée d'un à deux ordres de grandeurs (de 10^1 à 10^2 fois) par rapport à des conditions de températures annuelles constantes de 25°C. Cependant le classement des composés chimiques selon leur toxicité ne change pas. D'autre part la variabilité des facteurs de caractérisation de la toxicité humaine induite par une dynamique temporelle est bien inférieure aux variabilités spatiales (Manneh et al., 2010).

Un modèle de caractérisation spatiale et temporelle pour l'évaluation de l'oxydation photochimique a été développé par Shah et Ries (2009). Des facteurs de caractérisation mensualisés ont été calculés pour les étapes de devenir, d'exposition des écosystèmes et des humains, et d'effet sur les humains. La variabilité temporelle pour les NOx est de l'ordre de deux ordres de grandeur pour les étapes de devenir, d'exposition et d'effet sur les humains, et est supérieure à la variabilité spatiale.

L'instant auquel le composé chimique est émis peut donc avoir une très forte influence (parfois supérieure à la dimension spatiale) sur la valeur de son facteur de caractérisation. Ces travaux mènent à la création non plus de facteurs de caractérisation, mais plutôt de fonctions de caractérisation pour lesquelles la traduction d'une émission en un ou plusieurs impacts évolue au cours du temps. Cela nécessite donc préalablement l'acquisition de données d'inventaire sous forme de séries temporelles au lieu d'une valeur agrégée.

5.3.2 Distinction des émissions à court terme et à long terme

L'évaluation des impacts à long terme pose un problème en ACV. En effet les émissions sont intégrées sur la durée d'évaluation choisie, et les résultats sont présentés comme un seul flux d'émissions par unité fonctionnelle. La comparaison d'alternatives peut être problématique si les deux systèmes engendrent des impacts avec des dynamiques très différentes. Cela est particulièrement vrai dans le traitement des déchets. Par exemple, une gestion par incinération entraîne des émissions immédiates importantes, alors que les mêmes déchets mis en décharge engendreront des émissions plus faibles mais sur une plus longue période (Hellweg et Frischknecht, 2004). Le choix d'un horizon temporel peut donc changer l'ordonnement relatif de différentes alternatives. Un horizon temporel fixé à 100 ans favorisera la mise en décharge car, dans ce cas-là, la plupart des émissions (en particulier celles liées aux métaux

lourds) n'auront pas encore eu lieu. Huijbregts et al. (2001) ont montré que suivant l'horizon temporel choisi pour la modélisation du devenir de métaux (20, 100 ou 500 ans), les résultats de toxicité pouvaient différer d'un ordre de grandeur de 6,5 (soit $10^{6.5}$) tandis que les mêmes considérations sur la modélisation du devenir de composés organiques n'entraînent une différence que de 0.5 ordre de grandeur.

Une manière d'aborder ce problème est de distinguer les émissions à court terme (ayant lieu entre maintenant et 100 ans) et les émissions à long terme (supérieures à 100 ans) (Doka et Hirschler, 2004). Dans la base de données Ecoinvent, les émissions à long terme sont les émissions des décharges et celles liées à la production d'uranium.

Une autre solution proposée par Hauschild et al. (2008) est la création de nouvelles catégories d'impacts pour la prise en compte des émissions à long terme des décharges : écotoxicité stockée et toxicité humaine stockée. Ces impacts représentent la toxicité potentielle restant dans les décharges au bout de 100 ans. Contrairement aux catégories d'impacts usuelles, il n'est pas certain que les émissions potentielles représentées par ces nouveaux indicateurs aient lieu, du fait du changement possible du milieu récepteur ou bien de l'évolution des technologies de remédiation.

5.3.3 Cas particulier des gaz à effet de serre

Le changement climatique est probablement l'impact le plus utilisé actuellement en évaluation environnementale et la représentation du temps est au cœur de son calcul. A travers cette partie, nous soulignerons comment la dimension temporelle est actuellement prise en compte, les manques méthodologiques qui en découlent et l'importance de récents travaux dans la mise au point de nouveaux facteurs de caractérisation dynamiques.

5.3.3.1 Considérations générales sur l'impact « changement climatique »

En ACV, le changement climatique est évalué à l'aide des valeurs de changement climatiques fournies par le Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (GIEC) (IPCC, 2006) pour différents gaz à effet de serre (GES). Ces valeurs correspondent au forçage radiatif causé par l'émission d'une unité de masse d'un GES sur un horizon de temps donné divisé par la même valeur calculée pour le CO_2 .

$$GWP_i^{TH} = \frac{AGWP_i^{TH}}{AGWP_{CO_2}^{TH}} = \frac{\int_0^{TH} a_i [C_i(t)] dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} [C_{CO_2}(t)] dt} \quad (10)$$

avec :

- $AGWP$: potentiel de réchauffement global absolu,
- TH : horizon temporel choisi pour l'évaluation de l'impact (généralement 20, 100 ou 500 ans),
- a_i : forçage radiatif instantané par unité massique de gaz présent dans l'atmosphère,
- $C_i(t)$: charge massique atmosphérique en fonction du temps suivant une émission ponctuelle.

L'absence de considération des dynamiques temporelles dans l'évaluation des gaz à effet de serre pose un problème majeur au niveau de l'incohérence dans les différents cadres temporels. Ce problème est dû à un choix d'horizon temporel fixe lors de l'évaluation de l'impact « changement climatique ». En effet quel que soit le moment où a lieu l'émission, l'évaluation de son impact sur le réchauffement climatique est faite une fois le délai correspondant à l'horizon temporel choisi écoulé (le plus souvent 100 ans). Par conséquent la comparaison de deux systèmes n'ayant pas le même profil temporel induit des périodes de temps d'évaluation des gaz à effet de serre différentes (Figure 5.1).

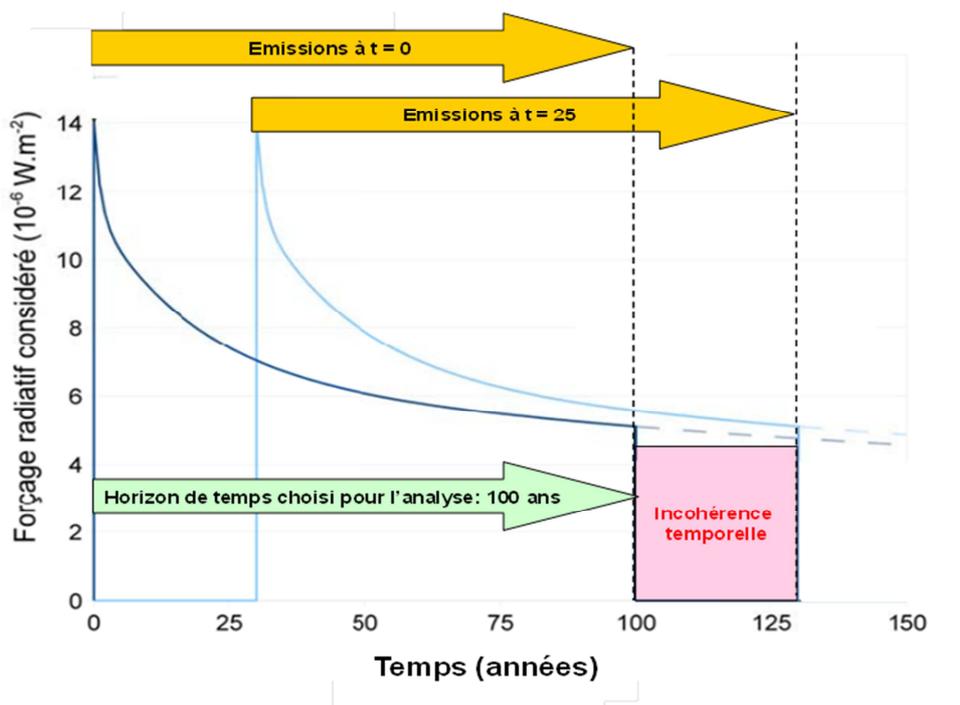


Figure 5.1: Mise en évidence de l'incohérence temporelle lors du choix d'un horizon temporel fixe, d'après Benoist, (2009) et Levasseur et al. (2010)

Un autre problème majeur de l'évaluation des impacts des GES est l'absence de données distribuées au cours du temps. En effet l'évaluation du stockage temporaire du carbone dans de la biomasse n'est pas possible avec un inventaire où les émissions sont agrégées, puisque

la quantité de carbone séquestrée dans un arbre sera soustraite à la même quantité de carbone émise en fin de vie. L'influence du stockage temporaire du carbone dans de la biomasse n'est possible que si un horizon temporel est choisi pour l'analyse, et que le changement climatique est évalué sur cette période de temps (Levasseur et al., 2011). Par exemple, le stockage de carbone à long terme dans du bois ne peut pas être évalué. Afin d'évaluer les conséquences environnementales d'un stockage temporaire du carbone, il faut pouvoir faire une distinction entre le temps choisi pour l'analyse et la durée de stockage. L'exclusion des dynamiques d'émissions et de recaptages peut s'avérer problématique pour l'évaluation des biocarburants. En effet si des émissions ponctuelles importantes adviennent, comme lors de la déforestation induite directement ou indirectement par la production de bioénergie, la prise en compte des dynamiques est essentielle (Soimakallio et Koponen, 2011).

Pour remédier à ce problème, Levasseur et al. (2010) ont proposé une méthode reposant sur une distribution temporelle des émissions et sur l'utilisation d'un horizon temporel propre à chacune des émissions. Celui-ci débute au moment où a lieu l'émission et se termine à la fin de l'horizon temporel choisi pour l'analyse. Des facteurs de caractérisation dynamiques (*DCF*) permettant de déterminer le forçage radiatif présent dans l'atmosphère t années suivant une émission d'un kg du gaz à effet de serre (i) sont utilisés.

$$DCF_i(t)_{\text{instantané}} = \int_{t-1}^t a_i [C_i(t)] dt \quad (11)$$

Le changement climatique instantané est alors calculé à l'aide de l'équation suivante avec $[g_i]_j$ le résultat d'inventaire pour le GES i à l'instant j . L'impact cumulé au temps t est égal à la somme des changements climatiques instantanés des années précédentes.

$$GWI(t) = \sum_i GWI_i(t) = \sum_i \sum_{j=0}^t [g_i]_j \times [DCF_i]_{t-j} \quad (12)$$

Une approche similaire a été développée par Benoist (2009) pour l'intégration de composantes dynamiques à la pratique de l'ACV. Un potentiel de réchauffement global dynamique (GWP_{dyn}) est défini de manière à considérer pour toutes les émissions le même horizon temporel d'intégration des forçages radiatifs induits.

$$GWP_{\text{Dyn,émis à TE}} = \frac{\int_{TE}^{TH} a_{i,\text{émis à TE}} [C_{i,\text{émis à TE}}(t - TE)] dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} [C_{CO_2}(t)] dt} \quad (13)$$

En supposant que a_i et C_i ne dépendent pas du temps, on obtient :

$$GWP_{Dyn,émis \text{ à TE}} = \frac{\int_0^{TH-TE} a_i [C_i(t)] dt}{\int_0^{TH} a_{CO_2} [C_{CO_2}(t)] dt} \quad (14)$$

Une approche similaire basée sur des modèles plus complexes prenant en compte des dynamiques de changement d'utilisation des sols ainsi que des volumes de biocarburants produits a été développée par Schwietzke et al. (2011).

Enfin, les travaux de Kendall et al. (2009) proposent un facteur de correction temporel (Time Correction Factor, TCF) pour comptabiliser de manière correcte les émissions dues au changement d'utilisation des sols lors de la production de biocarburants. En effet, plus un gaz à effet de serre reste longtemps dans l'atmosphère, plus son impact sur le climat est important. Le TCF est une mesure de l'écart entre les effets d'émissions de gaz à effet de serre amortis sur un horizon temporel par rapport à des émissions n'ayant lieu qu'au début de l'analyse (lors du changement d'utilisation des sols) (Figure 5.2). Cependant cette méthode n'est pas applicable aux autres gaz à effet de serre que le CO_2 . De plus elle n'est valable que dans le cas particulier d'émissions amorties sur un horizon de temps défini et ne permet pas d'évaluer les effets de variations d'émissions au cours du temps.

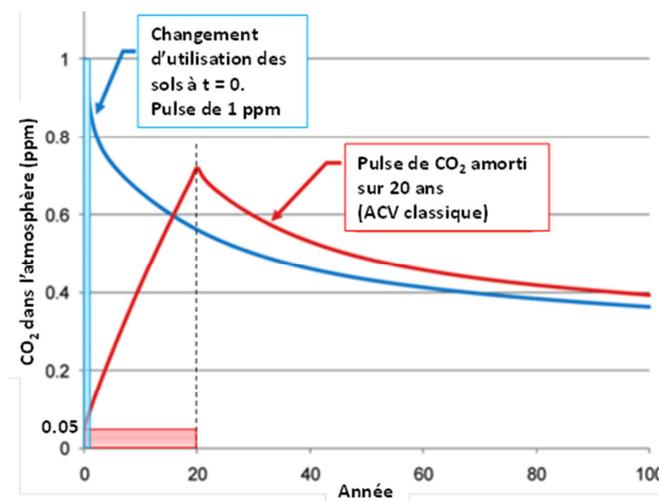


Figure 5.2 : Diminution du CO_2 dans l'atmosphère d'une émission à $t = 0$ et d'une émission équivalente amortie sur 20 ans, d'après Kendall et al. (2009)

5.3.3.2 Cas particulier du carbone d'origine biogénique

L'absence de traitement spécifique du carbone biogénique est une faiblesse dans l'évaluation des impacts environnementaux des biocarburants (Cherubini et al., 2011). Classiquement, une

hypothèse de neutralité du CO₂ biogénique est faite lors de l'évaluation des bioénergies : les émissions lors de la combustion du matériau biosourcé contrebalancent l'absorption permanente du CO₂ lors de la croissance de la biomasse (Manomet, 2010). Cette omission des impacts potentiels liés à la combustion de la biomasse est problématique, comme l'ont souligné plusieurs auteurs (Börjesson et Gustavsson, 2000; Rabl et al., 2007). Cherubini et al. (2011) ont mis au point plusieurs modèles de devenir du carbone émis lors de la combustion de la biomasse, différant par les puits de séquestration potentiels pris en compte (de la biomasse locale uniquement dans le modèle le plus simple à l'ensemble de la biosphère terrestre et des océans dans le modèle le plus complexe). Les valeurs des facteurs de caractérisation du CO₂ biogénique sur l'impact « changement climatique » dépendent de la période de rotation de la culture considérée, de l'horizon temporel choisi et sont comprises entre 0 et 1 (Figure 5.3). Plus la période de rotation est courte, plus le facteur de caractérisation des émissions de carbone biogénique (GWP_{bio}) est proche de 0. Cela est dû au fait qu'une courte période de rotation entraîne une durée moyenne de résidence du CO₂ biogénique dans l'atmosphère tellement faible que son influence sur le changement climatique est limitée. Plus la période de rotation augmente, plus le facteur de caractérisation augmente aussi.

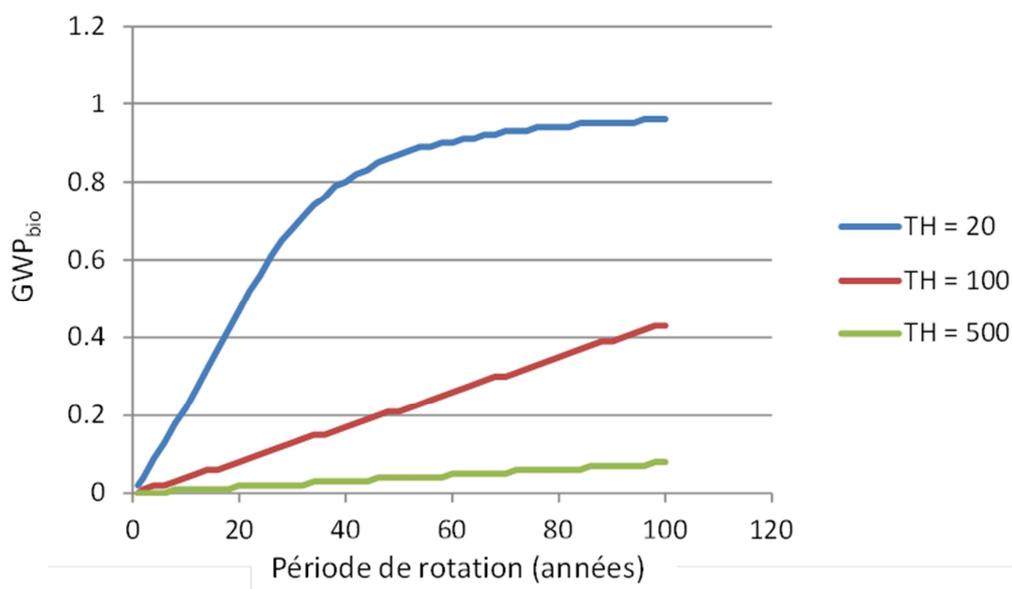


Figure 5.3 : GWP_{bio} pour différents horizons temporels selon la période de rotation de la biomasse, d'après Cherubini et al. (2011)

5.3.3.3 *Prise en compte des composés ayant un impact sur le réchauffement climatique à court terme*

Les composés ayant un impact sur le changement climatique à court terme, comme l’ozone, le dioxyde de soufre, etc. ne sont pas comptabilisés dans le calcul de l’impact « changement climatique ». Peters et al. (2011) ont mis au point une métrique de calcul permettant d’intégrer les composés ayant un effet à court terme, en utilisant des horizons de temps variables selon les dates d’émissions des composés. Cette approche repose aussi sur une distribution temporelle des émissions.

5.3.4 **Prise en compte des modifications du milieu récepteur**

Du fait de la méthodologie originelle de l’ACV ne prenant pas en compte de distinctions spatiales et temporelles, les caractéristiques du milieu récepteur sont très généralement ignorées lors de la phase de conversion des émissions en impacts.

Peu de travaux abordent cette question. Selon Doka et Hirschier (2004), dans le cas des émissions à long terme, les facteurs de caractérisation utilisés doivent être les mêmes que ceux en usage actuellement. Cela suppose implicitement que les futures conditions environnementales seront les mêmes que celles d’aujourd’hui. Il est pourtant certain que les concentrations en divers polluants du milieu environnant vont changer. Il se peut aussi que les conditions climatiques changent de manière importante, entraînant par voie de conséquence des comportements des polluants radicalement différents de ceux d’aujourd’hui. Cependant l’absence de facteurs de caractérisation spatialisés entraîne aussi des approximations importantes sur les impacts potentiels, et ces approximations sont pour le moment communément acceptées au sein de la communauté ACV. Or, selon Doka et Hirschier (2004), il est peu probable que les variabilités temporelles induisent des différences du milieu récepteur supérieures à celles qui existent déjà via les disparités géographiques. L’utilisation des mêmes facteurs est donc valable tant que des facteurs de caractérisation plus détaillés ne seront pas disponibles. Une approche similaire est choisie par Hauschild et al. (2008). Les mêmes facteurs de caractérisation que ceux utilisés pour l’évaluation de l’écotoxicité et de la toxicité humaine « classiques » sont utilisés pour l’évaluation des futures toxicités « stockées » car ils sont considérés comme étant les meilleures estimations des futurs facteurs de caractérisation.

Hellweg et al. (2005) prennent quant à eux en compte dans leurs travaux une modification du milieu récepteur dans un futur lointain. La pollution future des nappes phréatiques est

modélisée selon plusieurs scénarios, et les impacts liés à la mise en décharge de 200 grammes de scories sont évalués sur une période de 100 000 ans en fonction de la modification du milieu récepteur (en l'occurrence les nappes phréatiques). Les résultats s'avèrent être différents de plusieurs ordres de grandeur selon le type de scénarios choisis pour la future contamination des nappes. Enfin van Zelm et al. (2007) décrivent une méthode pour intégrer la dimension temporelle dans la mise au point de facteurs de caractérisation pour les effets sur l'écosystème de l'acidification. Ce travail repose lui aussi sur une modification du milieu récepteur (en l'occurrence le taux de saturation du sol) pour différents horizons temporels (20, 100 et 500 ans). Les facteurs de caractérisation sont multipliés par 13 entre des évaluations à un horizon temporel de 20 ans et de 500 ans.

5.4 Amortissement des impacts et choix des perspectives culturelles

5.4.1 Amortissement temporel des impacts

La notion d'horizon temporel est essentielle en ACV. Il s'agit d'une pondération implicite des impacts, tous les impacts ayant lieu avant l'horizon choisis ayant un poids de 1, et tous ceux ayant lieu après ayant un poids de 0. Une autre option consiste à donner des poids différents aux impacts ayant lieu dans le futur. Ces taux d'amortissement des impacts peuvent être négatifs, nuls ou positifs. Un taux négatif traduit une importance moindre aux impacts ayant lieu dans le futur. Ce peut être par pure préférence temporelle (nous attachons plus de valeur au présent qu'au futur (Udo de Haes et al., 1999)) ou à cause de l'incertitude de l'occurrence de ces impacts dans le futur. Un taux nul correspond à une même importance donnée aux impacts quel que soit le moment où ils ont lieu. C'est le choix par défaut fait en ACV. Enfin un taux positif donne plus d'importance aux impacts futurs, à cause par exemple de l'augmentation de la densité de population (et donc de l'augmentation de l'exposition des individus aux polluants) ou de l'augmentation générale de la pollution des milieux récepteurs. Cette approche a été proposée par Hellweg et al. (2003) dans le cas d'émissions de décharge s'étalant sur une très longue durée. Cependant ce type de démarche peut poser des problèmes éthiques, notamment au niveau de la responsabilité des générations actuelles envers les générations futures. Une préférence purement temporelle traduirait en effet l'idée que les générations futures ne seraient pas des personnes morales dotées des mêmes droits que les générations actuelles (Finnveden, 1997).

5.4.2 Intégration du temps dans la définition de choix culturels

La pondération donne une importance différente aux catégories d'impacts et de dommages selon des jugements qui reposent sur des valeurs culturelles, sociales, politiques, *etc.* Des approches développées dans la méthode Ecoindicator 99 (Goedkoop et Spriensma, 1999) puis reprises dans la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) intègrent une vision temporelle de la pondération notamment au niveau de la définition des différents archétypes : hiérarchiste, individualiste ou égalitaire. Suivant la vision de la société de chacun de ces archétypes, les horizons temporels choisis pour l'évaluation des impacts ne sont pas les mêmes (Tableau 5.1).

Tableau 5.1 : Horizons temporels selon les différentes perspectives de la méthode d'évaluation des impacts ReCiPe

Catégories d'impacts Midpoint	Horizons temporels définis selon les perspectives (ans)		
	Individualiste	Hiérarchiste	Egalitaire
Changement climatique	20	100	500
Acidification terrestre	20	100	500
Toxicité humaine	100	infini	infini
Ecotoxicité terrestre	100	infini	infini
Ecotoxicité d'eau douce	100	infini	infini
Ecotoxicité marine	100	infini	infini
Radiations ionisantes	100	100 000	100 000

5.5 Discussion et conclusion

Contrairement à la dimension spatiale qui a fait l'objet de nombreuses publications et de guide méthodologique d'évaluation des impacts (Hauschild et Potting, 2005), la dimension temporelle n'est que peu abordée en ACV. Les deux grands domaines les plus étudiés sont : la gestion des impacts à long terme, problème récurrent depuis plusieurs années, et le cas plus récent du changement climatique, particulièrement dans l'évaluation de la durabilité des bioénergies. Que ce soit pour la mise en place d'un amortissement des impacts au cours du temps (Hellweg et al., 2003), pour la modélisation de futures conditions du milieu (Hellweg et al., 2005), ou pour le développement et l'utilisation de facteurs de caractérisation qui sont fonction du temps (Levasseur et al., 2010; Cherubini et al., 2011; Peters et al., 2011), un prérequis est indispensable : une distribution temporelle des émissions tout au long du cycle de vie du produit ou du service analysé.

Ce champ d'investigation fait l'objet de relativement peu de recherche. L'approche développée par Field et al. (2001) puis reprise par Stasinopoulos et al. (2011) consistant en l'étude d'une flotte de produits permet d'obtenir une distribution temporelle des émissions,

mais se trouve être limitée (par définition) pour l'évaluation d'un seul produit ou service. De plus la sélection du ou des processus à modéliser ainsi que le pas de temps choisi pour distribuer les données d'inventaire ne sont pas explicités clairement.

Une distribution temporalisée des émissions peut aussi être obtenue, comme suggéré par Udo de Haes et al. (2006), en couplant des modèles dynamiques avec le cadre méthodologique de l'ACV, de manière à obtenir une unité fonctionnelle qui soit un flux de produit ou de service par unité de temps. Cependant, la dynamique d'émissions qui résulte de cette approche correspond principalement aux variations temporelles de l'unité fonctionnelle. Les dynamiques propres des différents processus mis en jeu dans la réalisation du produit ou du service ne sont pas considérées. Le chapitre 6 présente les résultats de cette approche appliqués au système d'étude SYMBIOSE. Enfin, là aussi, le choix des processus à modéliser ainsi que le pas de temps sur lequel distribuer les données ne sont pas précisés.

Les travaux plus récents de Beloin-Saint Pierre et Blanc (2011) donnent un cadre conceptuel pour la réalisation d'un inventaire conservant les caractéristiques spatiales et temporelles des données en se basant sur les travaux de Mutel et Hellweg (2009). Cette approche nécessite la redéfinition des processus unitaires à chaque fois qu'ils sont appelés, et augmente par conséquent de manière considérable la base de données. Pour pallier ce problème, ils proposent de représenter l'information temporelle via des fonctions de distribution (d'appel d'autres procédés au niveau de la matrice technologique et d'émissions / extractions au niveau de la matrice environnementale). Afin de pouvoir appliquer cette méthodologie, plusieurs informations doivent être rajoutées à celles classiquement fournies par les bases de données en ACV :

- les fonctions de distribution temporelle des processus $f_p(t)$ décrivant quand est-ce qu'un processus est appelé,
- les fonctions de distributions temporelles des émissions / extractions $f_e(t)$.

Un produit de convolution entre les fonctions $f_p(t)$ et $f_e(t)$ est réalisé parallèlement à la multiplication de la matrice technologique avec la matrice environnementale afin d'obtenir les distributions temporelles des émissions associées à l'utilisation des processus. Ce cadre de travail permet de prendre en compte de manière beaucoup plus complète et rigoureuse la dimension temporelle lors de la réalisation de la phase d'inventaire en ACV.

Le chapitre 7 propose un cadre méthodologique pour répondre à la question de la sélection du ou des processus à modéliser et à la considération des propriétés temporelles intrinsèques des impacts.

Chapitre 6 : Utilisation de modèles pour l'ACV : le cas du système SYMBIOSE

“She's a model and she's looking good”

Kraftwerk, *The Model*

6.1	INTRODUCTION	123
6.2	ACV DE LA PRODUCTION DE BIOGAZ À PARTIR DE MICROALGUES	123
6.3	COUPLAGE D'UN MODÈLE DE CROISSANCE DE MICROALGUES AVEC UN MODÈLE DE DIGESTION ANAÉROBIE	124
6.3.1	MODÈLE DE CULTURE DE MICROALGUES	125
6.3.2	MODÈLE DE DIGESTION ANAÉROBIE	126
6.3.3	CALCUL DU PH	127
6.3.4	ECHANGES GAZEUX AVEC L'ATMOSPHERE	128
6.4	RÉSULTATS	130
6.5	DISCUSSION ET CONCLUSION	133

L'obtention d'émissions distribuées au cours du temps peut se faire en considérant comme unité fonctionnelle flux de produits. Le couplage d'un modèle de croissance d'algues et d'un modèle de digestion anaérobie avec le cadre méthodologique de l'ACV a été réalisé. Cette approche reste perfectible car les distributions temporelles des émissions sont principalement issues des variations temporelles de l'unité fonctionnelle, et non pas des variations propres aux procédés analysés. De plus le ou les pas de temps sur lesquels distribuer les données ne sont pas précisés.

6.1 Introduction

Afin d'obtenir des émissions distribuées dans le temps, un point de départ peut être de ne plus réaliser l'ACV d'un produit, mais plutôt d'un flux de produits (en *unité fonctionnelle par unité de temps*), (Udo de Haes et al., 2006). Cela permet alors de prendre en compte des variations des capacités de production des différents processus impliqués dans la réalisation de l'unité fonctionnelle. Les émissions vers l'environnement sont alors elles aussi exprimées par unité de temps.

A travers ce travail, la pertinence et la faisabilité d'introduire une dynamique temporelle en ACV en se basant sur le couplage d'un modèle de croissance d'algues avec un modèle de digestion anaérobie ont été évaluées. Ce couplage de modèles a été développé au sein du projet SYMBIOSE, sa version finale plus détaillée de la digestion pourra être retrouvés dans Mairet et al. (2011). L'unité fonctionnelle choisie pour l'analyse du système et l'évaluation des impacts est de fournir 1 MJ par jour.

6.2 ACV de la production de biogaz à partir de microalgues

Les hypothèses relatives à la partie ACV sont les mêmes que celles de l'article « Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production » (Collet et al., 2011) présenté en Annex A. La différence majeure est la prise en compte d'émissions d'ammoniac au niveau du bassin de culture, ce qui entraîne par conséquent un bilan non nul des flux d'azote. En effet, dans Collet et al., (2011), l'azote exporté sous forme de digestats et épandu aux champs est entièrement substitué à des engrais minéraux. Il en résulte un bilan global nul de la consommation d'engrais azoté. Par contre, dans le cadre de cette approche dynamique, des émissions azotées au niveau du bassin de culture ont été prises en compte. Il y a donc une partie de l'azote du système qui ne se substitue pas à des engrais minéraux, et qu'il faut compenser en incluant la consommation d'engrais azotés (en l'occurrence du sulfate d'ammonium).

6.3 Couplage d'un modèle de croissance de microalgues avec un modèle de digestion anaérobie

Le modèle décrit dans ce chapitre représente l'interaction entre un bassin de culture (de volume V_a) permettant la croissance d'algues photosynthétiques autotrophes et un digesteur anaérobie (de volume V_b). Les échanges entre les deux compartiments se font par pompage d'un milieu et déversement dans l'autre. Des échanges gazeux sont possibles avec l'extérieur. Du CO_2 est artificiellement bullé dans le bassin de culture. Les variables utilisées dans le modèle sont répertoriées dans le Tableau 6.1 pour la culture de microalgues et dans le Tableau 6.2 pour l'étape de méthanisation. Les débits entrant dans les bassins (Q_a) et les digesteurs (Q_b) sont constants. Les taux de dilution D_a et D_b sont égaux à Q_a/V_a et Q_b/V_b .

Tableau 6.1 : Variables du compartiment « culture de microalgues » utilisées dans le modèle

Variables	Signification
x_a	Biomasse d'algues (en mmol.L^{-1})
n_a	Azote contenu dans les algues (en mmol.L^{-1})
q_a	Rapport azote sur carbone dans les algues (n_a/x_a)
ni_a	Azote inorganique, substrat des algues (ammonium) (en mmol.L^{-1})
ci_a	Carbone inorganique, substrat des algues (CO_2 , HCO_3^- et CO_3^{2-}) (en mmol.L^{-1})
no_a	Azote organique, substrat des bactéries (issu de la biomasse morte), présent dans le bassin de culture où il n'est pas utilisé (en mmol.L^{-1})
co_a	Carbone organique, substrat des bactéries (issu de la biomasse morte), présent dans le bassin de culture où il n'est pas utilisé (en mmol.L^{-1})
vfa_a	Acides Gras Volatils (AGV) dans la lagune (en mmol.L^{-1})
z_a	Cations non modifiés - anions non modifiés dans le bassin de culture (en mmol.L^{-1})
h_a	Teneur en protons (en mmol.L^{-1})

Tableau 6.2 : Variables du compartiment « digestion anaérobie » utilisées dans le modèle

Variables	Signification
$x_b = x_{1b} + x_{2b}$	Biomasse de bactéries, de rapport N/C égal à k constant (en mmol.L^{-1})
x_{1b}	Biomasse de bactéries acidogènes, de rapport N/C égal à k constant (en mmol.L^{-1})
x_{2b}	Biomasse de bactéries méthanogènes, de rapport N/C égal à k constant (en mmol.L^{-1})
ni_b	Ammonium (NH_4^+) produit par les bactéries (en mmol.L^{-1})
ci_b	Carbone inorganique dans le réservoir des bactéries (en mmol.L^{-1})
no_b	Azote utilisé comme substrat par les bactéries (en mmol.L^{-1})
co_b	Carbone organique utilisé comme substrat par les bactéries (en mmol.L^{-1})
vfa_b	Acide Gras Volatils (AGV) dans le digesteur (en mmol.L^{-1})
z_b	Cations non modifiés - anions non modifiés dans le digesteur (en mmol.L^{-1})
h_b	Teneur en protons (en mmol.L^{-1})
m	Méthane produit par les bactéries (en mmol.L^{-1})

6.3.1 Modèle de culture de microalgues

Les réactions (1) et (2) correspondent à l'absorption du substrat par la biomasse algale.



L'assimilation de l'azote et du carbone est séparée. On peut considérer $\mu_1(.)$ comme la vitesse de croissance des algues ou la vitesse d'absorption du carbone, et $\mu_2(.)$ comme la vitesse d'assimilation et de stockage de l'azote par les algues. Cette vitesse ne dépend pas du substrat mais principalement du rapport azote sur carbone q_a dans les algues. Les vitesses de réaction de l'assimilation de l'azote et du carbone par les microalgues sont données par les fonctions suivantes :

$$\mu_1 = \mu_{1max\Delta} \times \left(1 - \frac{n_a}{n_{a\max}}\right) \times \left(1 - \frac{Q_0}{q_a}\right) \times \left(\frac{ci_a}{ci_a + \varepsilon}\right) \quad (3)$$

et

$$\mu_2 = \frac{\mu_{2max\Delta} \times ni_a}{ni_a + Ks} \quad (4)$$

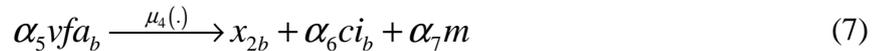
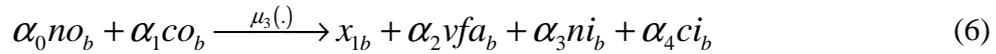
$\mu_{1max\Delta}$ et $\mu_{2max\Delta}$ sont fonction de la température et de l'éclairage, qui varient selon la période de l'année et le moment de la journée.

La fonction (4) est de type Monod. Dans la fonction (3), le terme en ci_a est présent au cas où le carbone inorganique ne serait plus en excès et limiterait la croissance des algues. Le terme en n_a est un terme modélisant la turbidité dans le milieu, c'est-à-dire la quantité de matière troublant l'eau. En effet, plus la matière organique est condensée dans le bassin de culture et moins les algues auront accès à la lumière (Geider et al., 1998). Le terme en q_a traduit la limitation de la croissance lors de la diminution du contenu en azote (et donc du rapport azote sur carbone) des microalgues. Les équations régissant le modèle de culture des microalgues sont donc :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx_a}{dt} = -D_a x_a + \mu_1(\cdot) x_a \\ \frac{dn_a}{dt} = -D_a n_a + \mu_2(\cdot) x_a \\ \frac{dni_a}{dt} = D_a (ni_b - ni_a) - \mu_2(\cdot) x_a + g_{ni_a}(\cdot) \\ \frac{dci_a}{dt} = D_a (ci_b - ci_a) - \mu_1(\cdot) x_a + g_{ci_a}(\cdot) \\ \frac{dno_a}{dt} = D_a (no_b + k \times x_b - no_a) \\ \frac{dco_a}{dt} = D_a (co_b + x_b - co_a) \\ \frac{dvfa_a}{dt} = D_a (vfa_b - vfa_a) \\ \frac{dz_a}{dt} = D_a (z_b - z_a) \end{array} \right. \quad (5)$$

6.3.2 Modèle de digestion anaérobie

Au niveau du digesteur anaérobie, les réactions sont les suivantes :



De plus, la conservation de l'azote et du carbone dans l'équation lors de la méthanisation des microalgues implique les conditions suivantes sur le paramètre k (rapport N/C des bactéries) et sur les α_i (équation (8)).

$$\left\{ \begin{array}{l} \alpha_0 = k + \alpha_3 \\ \alpha_1 + \alpha_5 = 1 + \alpha_2 + \alpha_4 + \alpha_6 + \alpha_7 \end{array} \right. \quad (8)$$

La réaction (6) correspond à l'hydrolyse et à l'acétogénèse et la réaction (7) à la méthanogénèse. Les deux vitesses de réaction sont données par les équations suivantes :

$$\mu_3 = \mu_{3_{\max}} \times \left(\frac{co_b}{K_{SH} + co_b} \right) \times \left(\frac{K_{INH_3}}{K_{INH_3} + nh_{3_b}} \right) \times \left(\frac{no_b}{no_b + \varepsilon} \right) \quad (9)$$

$$\mu_4 = \mu_{4\max} \times \left(\frac{vfa_b}{vfa_b + K_{VFA} + \frac{vfa_b^2}{K_{IVFA}}} \right) \times \left(\frac{K_{INH_3}}{K_{INH_3} + nh_{3b}} \right) \quad (10)$$

La variable nh_{3b} apparaît; elle se calcule à partir de $ni_b = nh_{3b} + nh_4^+$ et du pH:

$$Knh_3 = \frac{h \times nh_{3b}}{nh_4^+} \rightarrow nh_{3b} = \left(\frac{Knh_3}{Knh_3 + h} \right) ni_b \quad (11)$$

Les équations régissant le modèle de digestion anaérobie sont donc :

$$\left\{ \begin{array}{l} \frac{dx_{1b}}{dt} = -D_b x_{1b} + \mu_3(\cdot) x_{1b} \\ \frac{dx_{2b}}{dt} = -D_b x_{2b} + \mu_4(\cdot) x_{2b} \\ \frac{dni_b}{dt} = D_b (ni_a + ni_{b_m} - ni_b) + \alpha_3 \mu_3(\cdot) x_{1b} + g_{ni_b} \\ \frac{dci_b}{dt} = D_b (ci_a + ci_{b_m} - ci_b) + \alpha_4 \mu_3(\cdot) x_{1b} + \alpha_6 \mu_4(\cdot) x_{2b} + g_{ci_b}(\cdot) \\ \frac{dno_b}{dt} = D_b (no_a + no_{b_m} + n_a - no_b) - \alpha_0 \mu_3(\cdot) x_{1b} \\ \frac{dco_b}{dt} = D_b (co_a + co_{b_m} + x_a - co_b) - \alpha_1 \mu_3(\cdot) x_{1b} \\ \frac{dvfa_b}{dt} = D_b (vfa_a + vfa_{b_m} - vfa_b) + \alpha_2 \mu_3(\cdot) x_{1b} - \alpha_5 \mu_4(\cdot) x_{2b} \\ \frac{dz_a}{dt} = D_a (z_a + z_{b_m} - z_b) \end{array} \right. \quad (12)$$

Et la production de méthane est déterminée par l'équation suivante :

$$q_{CH_4} = \alpha_7 \mu_4 x_{2b} \quad (13)$$

6.3.3 Calcul du pH

Le bilan entre cations et anions s'écrit comme suit (dans chacun des compartiments):

$$z + NH_4^+ + h = OH^- + HCO_3^- + 2CO_3^{2-} + VFA^- \quad (14)$$

Les concentrations en NH_4^+ , H^+ , OH^- , CO_3^{2-} et VFA^- se calculent de la manière suivante :

$$\begin{aligned}
 NH_4^+ &= \frac{h}{K_{NH_3} + h} ni \\
 OH^- &= \frac{K_{H_2O}}{h} \\
 HCO_3^- &= \frac{h}{h + K_2 + h^2/K_1} ci \\
 2CO_3^{2-} &= \frac{K_2}{h + K_2 + h^2/K_1} ci \\
 VFA^- &= \frac{K_{ACET}}{K_{ACET} + h} vfa
 \end{aligned} \tag{15}$$

avec les constantes d'équilibre K_1 et K_2 qui se calculent à partir des équations suivantes :

$$\begin{aligned}
 K_1 &= \frac{h \times HCO_3^-}{CO_2} \\
 K_2 &= \frac{h \times CO_3^{2-}}{HCO_3^-}
 \end{aligned} \tag{16}$$

On obtient donc une équation du type :

$$\frac{K_{H_2O}}{h} + \frac{h + 2K_2}{h + K_2 + h^2/K_1} ci + \frac{K_{ACET}}{K_{ACET} + h} vfa - z - \frac{h}{K_{NH_3} + h} ni - h = 0 \tag{17}$$

dont il faut trouver la solution en h en fonction de z , ni , ci et vfa .

La résolution de cette équation se fait numériquement, en utilisant un solveur standard (Matlab ®) initialisé à partir d'une valeur calculée dans l'hypothèse de pH neutre.

6.3.4 Echanges gazeux avec l'atmosphère

Les réactions donnent lieu à des échanges gazeux avec l'atmosphère au niveau du digesteur anaérobie et de la lagune.

Au niveau du digesteur, ils sont régis par les équations suivantes :

$$g_{c_i} = K la_{cb} (K_h P_{CO_2,b} - CO_{2b}) \tag{18}$$

avec

$$CO_{2b} = \left(\frac{h_b^2}{K_1(h_b + K_2 + h_b^2/K_1)} \right) ci_b \quad (19)$$

et

$$g_{ni_b} = -Kla_{nb} \times nh_{3b} \quad (20)$$

avec

$$nh_{3b} = \left(\frac{Knh_3}{Knh_3 + h_b} \right) ni_b \quad (21)$$

Au niveau du bassin de culture, les émissions gazeuses sont régies par les équations suivantes :

$$g_{ci_a} = Kla_{ca} \left(K_h P_{CO_2 Air} - CO_{2a} \right) \quad (22)$$

avec

$$CO_{2a} = \left(\frac{h_a^2}{K_1(h_a + K_2 + h_a^2/K_1)} \right) ci_a \quad (23)$$

et

$$g_{ni_a} = -Kla_{na} \times nh_{3a} \quad (24)$$

avec

$$nh_{3a} = \left(\frac{Knh_3}{Knh_3 + h_a} \right) ni_a \quad (25)$$

Le Tableau 6.3 résume les paramètres utilisés dans les modèles de croissance de microalgues et de digestion anaérobie et leur signification.

Tableau 6.3 : Paramètres utilisés dans les modèles de croissance de microalgues et de digestion anaérobie

Paramètre	Signification
Paramètres cinétiques du modèle de culture	
$\mu_1max\Delta$	Taux de croissance maximum des algues en fonction de la période de l'année
na_{max}	Contenu maximum en azote du milieu
Q_0	Rapport azote sur carbone minimum des microalgues
$\mu_2max\Delta$	Vitesse maximale d'assimilation et de stockage de l'azote en fonction de la période de l'année
Ks	Constante de demi-saturation
Paramètres cinétiques du modèle de culture	
μ_3max	Taux de croissance maximum des bactéries acidogènes
K_{SH}	Constante de demi-saturation des bactéries acidogènes
K_{INH3}	Constante d'inhibition par l'ammoniac des bactéries acidogènes
μ_4max	Taux de croissance maximum des bactéries méthanogènes
K_{VFA}	Constante de demi-saturation des bactéries méthanogènes
K_{IVFA}	Constante d'inhibition par le substrat des bactéries méthanogènes
Paramètres physico-chimiques	
K_{NH3}	Constante de dissociation du couple NH_4^+/NH_3
K_{H2O}	Constante de dissociation du couple H_2O/OH^-
K_{ACET}	Constante de dissociation du couple $VFAH/VFA^-$
$K1$	Constante de dissociation du couple $CO_2, H_2O/HCO_3^-$
$K2$	Constante de dissociation du couple HCO_3^-/CO_3^{2-}
$Kla_{ca/cb}$	Coefficient de transfert de CO_2 au niveau du bassin (ca) / digesteur (cb)
$Kla_{na/nb}$	Coefficient de transfert de NH_3 au niveau du bassin (na) / digesteur (nb)
K_h	Constante de Henry
$P_{CO2,air}$	Pression partielle en CO_2 de l'atmosphère
P_{CO2b}	Pression partielle en CO_2 du ciel gazeux dans le digesteur

6.4 Résultats

Le couplage du modèle de croissance de microalgues avec un modèle de digestion anaérobie nous permet d'obtenir en continue la production de méthane, la production de biomasse algale ainsi que les émissions de NH_3 . La Figure 6.1 présente les variations annuelles de production de méthane et d'émissions d'ammoniac au niveau du bassin. Il faut cependant souligner que la plage des variations de méthane au cours de l'année est relativement faible (de l'ordre de 10%).

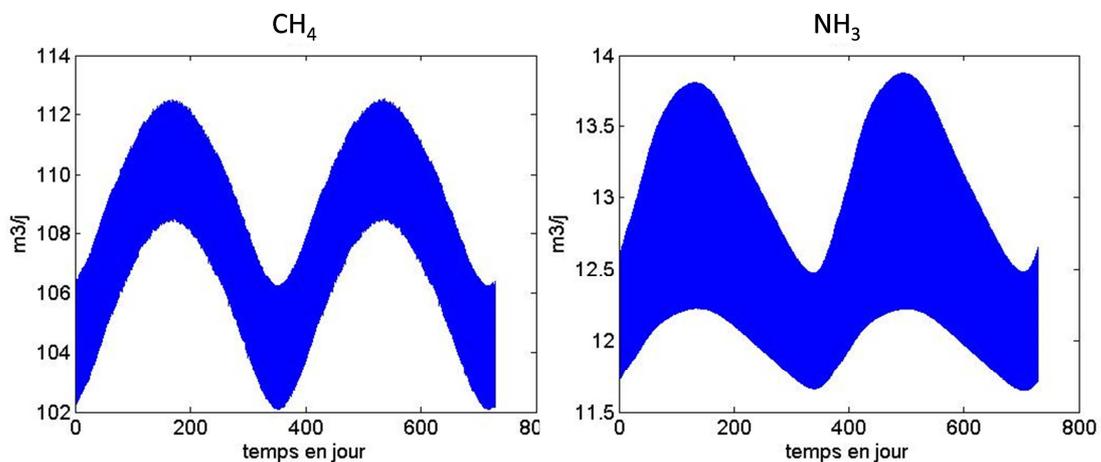


Figure 6.1 : Variations annuelles de production de méthane et d'émissions d'ammoniac (t0 correspond au premier janvier)

Les variations de production de méthane et des émissions d'ammoniac sont corrélées avec les variations de production de la biomasse. L'influence de l'alternance jour / nuit est plus importante pour les émissions de NH_3 que pour la production de méthane.

Une analyse de contribution est faite pour identifier les principaux postes d'émissions. Les groupes d'analyse de contribution utilisés sont sensiblement les mêmes que dans Collet et al., (2011) :

- Electricité : impacts liés à la production et à l'utilisation de l'électricité.
- Infrastructures : impacts liés à la construction des bâtiments et à la fin de vie des matériaux de construction. Les impacts liés au transport des matériaux sont inclus dans cette catégorie.
- Combustion : impacts générés par la combustion du biogaz dans une chaudière (production de chaleur utilisée sur le site) et par la combustion du méthane dans un moteur à combustion interne.
- Fertilisants : du fait de la méthode de gestion des coproduits choisie (substitution), les seuls besoins en fertilisants correspondent aux pertes d'azote du système sous formes d'émissions de NH_3 .
- Emissions de NH_3 : impacts engendrés par les émissions de NH_3 au niveau des catégories d'impacts « acidification » et « eutrophisation ».

Afin d'obtenir des émissions distribuées pour les groupes d'analyse de contribution choisis, les sorties du modèle (production de méthane journalière et émissions de NH_3 journalière) ont été couplées avec les résultats de l'ACV de la production de biogaz à partir de biomasse de microalgues. La production journalière du système modélisé sous Simapro® dans Collet et al., (2011) est de $5000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ alors qu'elle n'est en moyenne que de $100 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$ pour le système dynamique. Cela est dû à la différence de taille des méthaniseurs considérés dans les deux études. Par conséquent un facteur d'échelle $fe = 50$ a été introduit dans les calculs.

Pour l'électricité, les impacts correspondent aux valeurs d'impacts statiques d'une journée de consommation électrique divisées par la production variable journalière d'énergie et par le facteur d'échelle. Pour les infrastructures le calcul est sensiblement identique. Les impacts liés aux émissions de NH_3 sont calculés grâce aux facteurs de caractérisation de CML (Guinée et al., 2001). Les impacts liés aux fertilisants sont calculés à partir des pertes journalières en azote et des impacts liés à la production d'1 kg d'azote sous forme de sulfate d'ammonium. Enfin les impacts liés à la combustion d'1 MJ de méthane sont les mêmes dans les deux cas.

La Figure 6.2 présente les contributions des différents groupes d'analyse pour les quatre impacts suivants : acidification, changement climatique, radiations ionisantes et oxydation photochimique. Ces quatre impacts ont été choisis de manière à mettre en évidence les différents contributeurs selon le type d'impact.

Les émissions de NH_3 sont le principal contributeur de l'impact « acidification » (plus de 90%). On constate que les variations jour / nuit des émissions de NH_3 ont une influence non négligeable la valeur de l'impact. Au niveau du changement climatique, les principaux contributeurs sont l'électricité et les infrastructures. La faible part des fertilisants est due à la prise en compte des seules pertes par émissions ammoniacales et au recyclage des digestats dans les bassins comme éléments minéraux. Plus la productivité journalière de méthane est importante (*i.e.* pendant la journée et l'été), moins l'impact est élevé. Le même raisonnement s'applique pour l'impact « radiations ionisantes », où le principal contributeur est l'électricité. Enfin, les consommations en engrais azotés ont un poids important au niveau de l'impact « oxydation photochimique ».

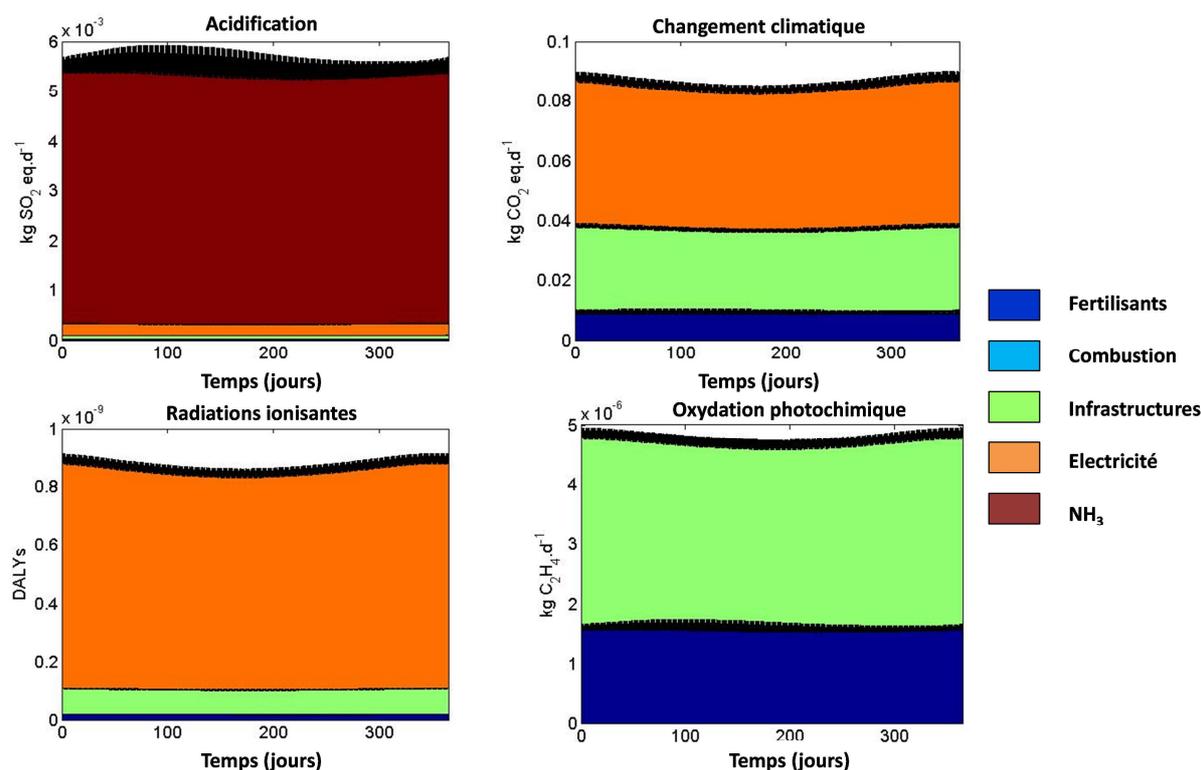


Figure 6.2 : Distribution temporelle de quatre impacts (acidification, changement climatique, radiations ionisantes et oxydation photochimique)

6.5 Discussion et conclusion

Cette approche de modélisation du système Symbiose a permis d'avoir accès en continue à la production de biogaz, aux émissions de NH_3 et aux consommations en intrants azotés dans les bassins de culture d'algues. Cependant cette approche reste perfectible. En effet, les distributions temporelle des émissions sont principalement issues des variations temporelles de l'unité fonctionnelle, et non pas des variations propres aux procédés analysés.

Dans le cas des variations liées aux émissions de NH_3 , elles sont cohérentes avec les variations de production de la biomasse. Plus la production de biomasse est importante, plus les émissions d'ammoniac le sont aussi.

Par contre, les variations des distributions temporelles des émissions des groupes « Infrastructure » et « Electricité » sont plus sujettes à caution :

- L'approche généralement adoptée en ACV pour l'évaluation des infrastructures est de considérer une répartition homogène de toutes les émissions sur l'ensemble de la durée de vie de l'infrastructure en question. Or la majeure partie des émissions a lieu lors des phases de construction et de démantèlement. Par conséquent l'introduction d'une dynamique dans les émissions liées aux infrastructures doit se faire de manière indépendante d'une dynamique de production de l'unité fonctionnelle.
- La répartition temporelle des impacts liés à la production d'électricité peut se faire selon deux approches dans le cas du système analysé dans cette étude. Dans l'approche considérée ci-dessus, la variation de la productivité de biomasse par jour n'influe pas sur les consommations électriques journalières. La consommation électrique de la roue à aubes est indépendante de la concentration en biomasse dans les bassins, donc l'hypothèse est valide. Par contre, les consommations des étapes de centrifugation sont dépendantes de la teneur en biomasse. Il est supposé que l'ajustement de la concentration en biomasse par rapport aux valeurs de référence de l'état stationnaire se fait lors de la première étape de la récolte par décantation naturelle. Par conséquent la teneur en algues en sortie de décanteur est toujours de 5.0 g.L^{-1} quel que soit la productivité massique dans les bassins, et les concentrations électriques en aval sont inchangées.
- Une autre approche possible est de considérer un facteur de concentration fixe lors de l'étape de décantation naturelle. La concentration en entrée de centrifugation varie alors selon la productivité de biomasse dans les bassins, et les dépenses énergétiques changent en conséquence. Des modèles simples de consommations énergétiques des

étapes de centrifugation variant selon la teneur en biomasse peuvent être développés et intégrés à ce travail.

Enfin les coproduits sont traités par substitution. Il est de plus supposé dans Collet et al., (2011) que l'intégralité du carbone épandu est réémis sous forme de CO₂ dans l'atmosphère. Or une partie de ce carbone organique épandu va se transformer en humus. Une dynamique de stockage de carbone à long terme pourrait donc être évaluée en se quantifiant les quantités annuelles épandues et transformées en humus.

Dans cette approche, les dynamiques propres des différents processus mis en jeu dans la réalisation du produit ou du service ne sont pas considérées, et le choix des processus à modéliser ainsi que le pas de temps sur lequel distribuer les données ne sont pas précisés. Le chapitre 7 propose une méthodologique pour sélectionner les flux élémentaires ou économiques à modéliser en considérant l'échelle temporelle de ou des impacts affectés.

Chapitre 7 : Prise en compte du temps lors de la phase d'inventaire de l'ACV

Présentation et discussion de l'article (Annexe C):

“How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows”

« And it's time time time
That you love »
Tom Waits, *Time*

SOMMAIRE

7.1 INTRODUCTION	137
7.2 RÉSUMÉ DE L'ARTICLE	137
7.3 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES	142
7.3.1 APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE À UN SYSTÈME DE PRODUCTION DE BIOGAZ À PARTIR DE MICROALGUES (SYMBIOSE)	142
7.3.2 APPLICATION DE LA MÉTHODOLOGIE À UN SYSTÈME DE PRODUCTION DE BIODIESEL À PARTIR DE MICROALGUES	143
7.4 CONCLUSION	143

La plupart des travaux introduisant une dynamique temporelle en ACV repose sur une distribution temporelle des émissions. Or ce domaine ne fait l'objet que de peu de recherches. L'approche développée dans ce chapitre se focalise sur une introduction sélective d'une dynamique temporelle en fonction de la sensibilité des impacts à des variations de flux technologiques ou environnementaux et des échelles temporelles propres aux impacts évalués.

7.1 Introduction

Le manque de prise en compte d'une dimension temporelle en ACV est une critique de plus en plus fréquente en ACV (Reap et al., 2008). La plupart des travaux de recherche dans ce domaine sont concentrés sur la phase d'évaluation des impacts, pour prendre en compte les futures conditions du milieu (Hellweg et al., 2003) ou pour développer des facteurs de caractérisation qui sont fonction du temps (Shah et Ries, 2009). Une attention particulière a été portée sur l'introduction de facteurs de caractérisation dynamiques pour l'évaluation des gaz à effet de serre (Benoist, 2009; Levasseur et al., 2010; Cherubini et al., 2011).

Tous ces travaux reposent sur une distribution temporelle des émissions. Or paradoxalement ce domaine ne fait l'objet que de peu de recherches dans la communauté ACV. Une approche a été développée par Field et al. (2001), puis reprise par Stasinopoulos et al. (2011), mais ne s'applique qu'à l'évolution d'un ensemble de produits, et se trouve limitée quand il s'agit de ne considérer qu'un seul produit ou service.

Une approche plus récente a été proposée par Beloin-Saint Pierre et Blanc (2011) pour prendre en compte à la fois les caractéristiques spatiales et temporelles de tous les processus d'un inventaire. L'introduction systématique d'une dynamique dans les données d'inventaire requiert de développer au moins un modèle pour chaque processus. Or une ACV peut comporter plusieurs milliers de procédés liés par des flux technologiques, ce qui rendrait ce travail très fastidieux et pouvant générer de nombreuses approximations (Udo de Haes et al., 2004). De plus, cela nécessite de résoudre un système dynamique d'équations avec un très grand nombre de variables interconnectées, et ayant différents profils temporels. Par conséquent il pourrait être compliqué de déterminer le meilleur pas de temps de discrétisation des données.

L'approche développée dans ce chapitre se focalise sur une introduction sélective d'une dynamique temporelle en fonction de la sensibilité des impacts à des variations de flux technologiques ou environnementaux et des échelles temporelles propres aux impacts évalués. Des résultats complémentaires de cette approche appliquée à des systèmes de production de biogaz et de biodiesel à partir de microalgues sont aussi présentés.

7.2 Résumé de l'article

L'objectif de ce travail est de mettre au point une méthodologie pour déterminer au niveau de quelles étapes, au sein de l'ensemble d'un arbre des procédés, une dynamique doit être considérée, une représentation par un état stationnaire étant suffisante pour les autres

processus mis en jeu. Ce processus de sélection s'appuie à la fois sur la sensibilité des flux technologiques et environnementaux et sur une comparaison entre les échelles temporelles sur lesquelles ont lieu ces flux et les échelles temporelles des impacts affectés par ces flux. L'équation générale de calcul d'un score d'impact h est donnée par la formule suivante :

$$h = Q \times B \times A^{-1} \times f \quad (26)$$

Avec Q la matrice des facteurs de caractérisation pour les différents impacts, A la matrice carrée de dimension p des flux technologiques, B la matrice de dimension (e,p) des flux environnementaux et f le vecteur de demande finale. Les facteurs de perturbation des flux technologiques $\alpha_{m,i}$ et des flux environnementaux $\beta_{j,i}$ sont calculés à partir des équations suivantes :

$$\forall (m,i) \in [1;p]^2 \quad \alpha_{m,i} = -Q \times B \times A^{-1} \times \frac{\partial A}{\partial a_{m,i}} \times s \times \frac{a_{m,i}}{h} \quad (27)$$

Et

$$\forall (i,j) \in [1;p] \times [1;e] \quad \beta_{j,i} = Q \times \frac{\partial B}{\partial b_{j,i}} \times s \times \frac{b_{j,i}}{h} \quad (28)$$

$\alpha_{m,i}$ est le facteur de perturbation du flux technologique (ou économique) m (EcoF m) ayant lieu au niveau du processus i (P i) (couple {EcoF m | P i }) et $\beta_{j,i}$ est le facteur de perturbation de l'émission j (EnvF j) ayant lieu au niveau du processus i (P i) (couple {EnvF j | P i }). Si un flux économique passe de la valeur $a_{m,i}$ à la valeur $a_{m,i}'$, entraînant ainsi une variation du score d'impact de h à h' , alors le facteur de perturbation du flux technologique est égal à :

$$\forall (m,i) \in [1;p]^2 \quad \alpha_{m,i} = \frac{h' - h}{a_{m,i}' - a_{m,i}} \times \frac{a_{m,i}}{h} \quad (29)$$

La formule précédente s'applique aussi au calcul de facteurs de perturbation $\beta_{j,i}$ après variation du flux environnemental $b_{j,i}$.

La Figure 7.1 présente les valeurs des facteurs de perturbation des flux économiques pour un système simple composé de cinq processus, cinq flux économiques et quatre flux environnementaux.

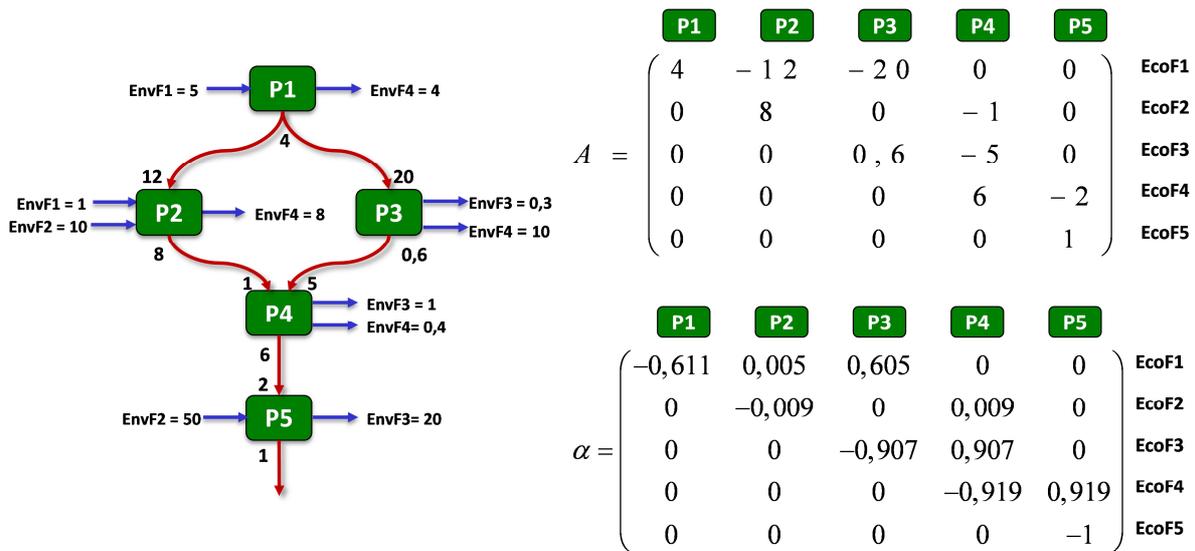


Figure 7.1 : Valeurs des flux économiques et des facteurs de perturbation correspondant pour un système simple.

Il est important de souligner une propriété importante des facteurs de perturbation des flux technologiques : à l'exception du flux de référence, la valeur du terme de la diagonale est l'opposé de la somme de tous les autres termes de la ligne (Figure 7.1). Cela traduit le fait que le facteur de perturbation d'un flux économique sortant est égal à la somme des facteurs de perturbations de ce même flux entrant dans différents processus. Par conséquent, de manière à éviter une redondance des facteurs de perturbation des flux économiques, et de manière à garder le plus d'information disponible possible, les facteurs de perturbation des flux économiques sortants sont supprimés.

Les facteurs de perturbations des flux environnementaux et des flux économiques sont exprimés dans la même métrique et peuvent par conséquent être comparés et classés par ordre décroissant.

La sélection des facteurs de perturbation se fait selon le critère d'arrêt suivant : l'ajout d'un facteur de perturbation $\alpha_{m,i}$ ou $\beta_{j,i}$ entraîne une variation de plus de 1% de la somme cumulée des facteurs de perturbation précédemment sélectionnés. Si ce n'est pas le cas, le couple n'est pas sélectionné et le processus itératif de sélection est stoppé.

Une fois ce nombre limité de facteurs de perturbation retenu, la pertinence d'y introduire une dynamique temporelle est discutée en fonction de l'échelle de temps des impacts affectés. Pour être pertinente, l'introduction d'une dynamique temporelle au niveau de l'inventaire doit tenir compte des échelles de temps des flux environnementaux θ_{ENV} , des échelles de temps des flux économiques θ_{ECO} et des échelles de temps des impacts θ_{IMP} . θ_{ENV} correspond à la

durée de l'émission concernée. L'échelle de temps des flux économiques θ_{ECO} est quant à elle assimilée à la durée sur laquelle a lieu la demande du flux technologique. L'échelle de temps θ_{IMP} correspond aux dynamiques des phénomènes liés aux impacts sur lesquelles les émissions sont agrégées (Cf. Tableau 7.1).

Tableau 7.1 : Echelle de temps des impacts de la méthode ReCiPe

Catégories d'impact	Echelle de temps des impacts θ_{IMP}		
	Jour	Mois	Année
Oxydation photochimique	X		
Toxicité humaine	X		
Formation de particules fines	X		
Ecotoxicité terrestre	X		
Ecotoxicité eau douce	X		
Ecotoxicité marine	X		
Radiation ionisante	X		
Acidification terrestre		X	
Eutrophication eau douce		X	
Eutrophication marine		X	
Diminution des ressources en eau		X	
Changement climatique			X
Diminution de la couche d'ozone			X
Occupation de terres agricoles			X
Occupation de terres urbaines			X
Transformation d'espace naturel			X
Diminution des ressources en métaux			X
Diminution des ressources fossiles			X

Selon les relations temporelles entre θ_{ENV} ou θ_{ECO} et θ_{IMP} , une dynamique temporelle est introduite dans le flux analysé. Si θ_{ENV} ou θ_{ECO} sont inférieures à θ_{IMP} , alors l'introduction d'une dynamique n'est pas pertinente. En effet, les émissions sont agrégées sur l'échelle de temps pertinente pour l'impact. Il n'est donc pas nécessaire d'introduire des modèles avec un pas de temps de discrétisation des émissions inférieur à celui de l'impact. Une valeur moyenne des émissions agrégées sur le pas de temps de l'impact affecté est suffisante.

Par contre, si θ_{ENV} ou θ_{ECO} sont supérieures ou égales à θ_{IMP} , l'inclusion d'un modèle dynamique est appropriée.

La Figure 7.2 résume les principales étapes de cette démarche.

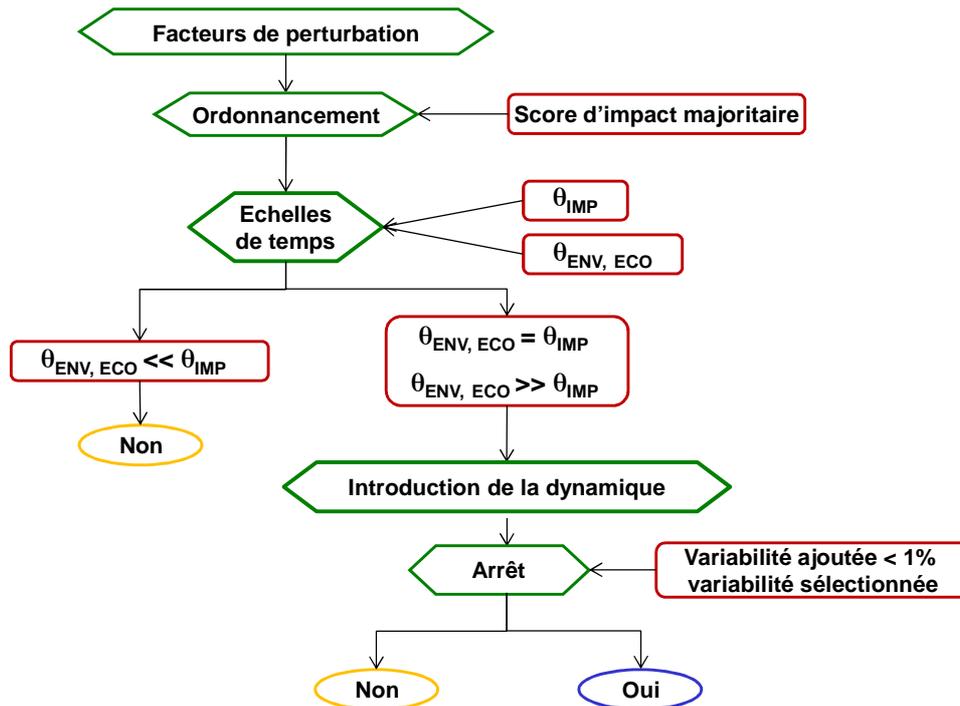


Figure 7.2 : Principales étapes de la démarche d'introduction d'une dynamique temporelle dans la phase d'inventaire

Cette méthodologie a été appliquée à deux systèmes de production de bioénergie de la base de données Ecoinvent : la production de biodiesel à partir d'huile de palme en Malaisie et la production de bioéthanol à partir de canne à sucre au Brésil.

Dans le cas de la production de biodiesel, le démarche exposée mène à la sélection de 4 couples, un couple {EnvF | P} et trois couples {EcoF | P}. Ces 4 couples représentent 93.5% de la somme totale des facteurs de perturbation et correspondent à 0.01% du nombre total de couples du système. Après comparaison des différentes échelles de temps, il reste pertinent d'introduire une dynamique temporelle dans les quatre couples sélectionnés.

Dans le cas de la production de bioéthanol, cela mène à la sélection de 41 couples, 14 couples {EnvF | P} et 27 couples {EcoF | P}. Ces 41 couples représentent 57.8% de la somme totale des facteurs de perturbation et correspondent à 0.1% du nombre total de couples du système. Après comparaison des différentes échelles de temps, il s'avère pertinent d'introduire une dynamique temporelle dans 33 des 41 couples sélectionnés.

Les résultats de ces deux cas d'application mettent en évidence la validité de notre approche menant à la sélection d'une proportion très faible du nombre total de couples tout en permettant de rapporter un potentiel de perturbation important.

7.3 Résultats complémentaires

La même méthodologie est appliquée aux deux systèmes de production de bioénergie à partir de microalgues. Le premier système mène à la production de biogaz (voir Annexe A) et le second à la production de biodiesel (voir Annexe B).

7.3.1 Application de la méthodologie à un système de production de biogaz à partir de microalgues (SYMBIOSE)

Le système étudié est celui décrit plus précisément en Annexe A de cette thèse. Il est constitué de 56 processus unitaires et 661 émissions et extractions sont recensées. 32 couples sont sélectionnés, qui représentent 80.4% de la somme totale des facteurs de perturbation et correspondent à 0.44% du nombre total de couples du système. Sur les 32 couples, il y a 5 sur 7213 (0.07%) couples {EnvF | P} qui représentent 51.4% de la somme des facteurs de perturbation des flux environnementaux, et 27 sur 120 (22.5%) couples {EcoF | P} qui représentent 73.8% de la somme des facteurs de perturbation des flux économiques (Figure 7.3).

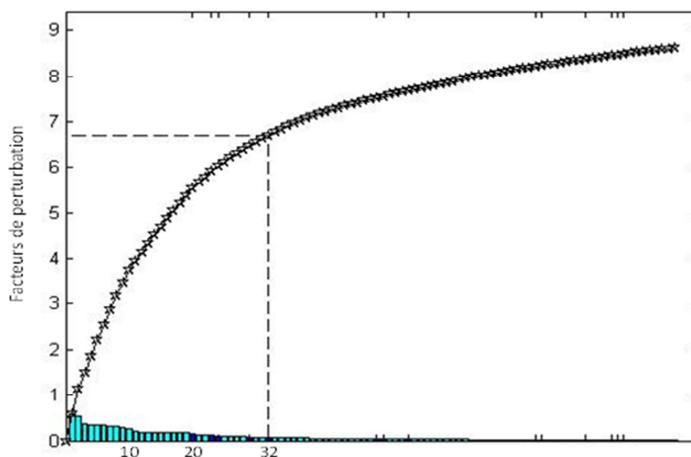


Figure 7.3 : Sélection des couples où une dynamique temporelle pourrait être introduite, (production de biogaz à partir de microalgues)

Sur les 32 couples sélectionnés, les impacts « diminution de ressources fossiles » et « changements climatiques » concernent 31 couples, et l'échelle de temps associée à ces impacts est l'année. Or la production de méthane à partir de microalgues est dépendante de la productivité de biomasse, qui cultivée en ORW est fonction des saisons. La dynamique des flux économiques et environnementaux liés à la production de méthane a lieu sur une échelle de temps de l'ordre du mois.

Avec l'approche développée dans cette thèse, il n'est pertinent d'introduire une dynamique temporelle qu'au niveau de la combustion du méthane (couple {Méthane, 96% | Energie à partir de la combustion du méthane}) affectant l'impact « Formation de particules fines » qui à une échelle de temps de l'ordre du jour.

7.3.2 Application de la méthodologie à un système de production de biodiesel à partir de microalgues

Le système étudié est celui décrit plus précisément en Annexe B de cette thèse. La source d'électricité utilisée est le mix électrique européen. Il est constitué de 76 processus unitaires et 814 émissions et extractions sont recensées. 35 couples sont sélectionnés, qui représentent 84% de la somme totale des facteurs de perturbation et correspondent à 0.3% du nombre total de couples du système. Sur les 35 couples, il y a 5 sur 12589 (0.04%) couples {EnvF | P} qui représentent 37.4% de la somme des facteurs de perturbation des flux environnementaux, et 30 sur 114 (26.3%) couples {EcoF | P} qui représentent 73.1% de la somme des facteurs de perturbation des flux économiques.

De la même manière que pour le système de production de biogaz, la production de biodiesel à partir de microalgues est dépendante de la productivité de biomasse, qui cultivée en ORW est fonction des saisons. La dynamique des flux économiques et environnementaux liés à la production de biodiesel a donc aussi lieu sur une échelle de temps de l'ordre du mois. Or les systèmes de production étant similaires dans les deux cas, il est logique que les impacts concernés le soient aussi. Dans ce système, sur les 35 couples sélectionnés, les impacts « diminution de ressources fossiles » et « changement climatiques » concernent 27 couples. Les 8 autres couples affectent l'impact « Formation de particules fines » et sont liés soit à la combustion du biodiesel dans un moteur, soit à l'émission d'ammoniac au niveau des bassins de culture. La pertinence de l'introduction d'une dimension temporelle dans ce système est donc légèrement plus importante que dans le système de production de biogaz mais reste tout de même limitée.

7.4 Conclusion

A travers ce travail, une méthode d'identification des flux environnementaux et économiques où il serait pertinent d'introduire une dynamique temporelle a été testée sur quatre systèmes de production de bioénergie différents. Deux sont issus de la base de données Ecoinvent et deux sont des systèmes basés sur une biomasse microalgale mis au point au cours de cette

thèse. Les résultats obtenus sont contrastés : dans les systèmes de la base de données Ecoinvent, la méthode proposée mène à la sélection d'un nombre de couples relativement élevés, ce qui n'est pas le cas pour la production de biogaz et de biodiesel à partir de microalgues.

En effet, les impacts affectés par la production de bioénergie à partir de microalgues sont principalement liés à la consommation d'électricité. Il s'agit de la diminution de ressources fossiles et du changement climatique qui ont des échelles de temps de l'ordre de l'année. Or les flux économiques et environnementaux sont quant à eux principalement corrélés à la croissance de la biomasse algale, qui a une dynamique de l'ordre du mois.

Par ailleurs, une différence fondamentale entre les systèmes de la base de données Ecoinvent utilisés et ceux développés dans cette thèse est la structure des données utilisées. Dans le cas des systèmes Ecoinvent, les systèmes sont constitués uniquement de processus unitaires, définis comme étant la brique élémentaire de construction des modèles. Par contre, dans les systèmes à base de microalgues, certains processus appelés correspondent à des données agrégées. L'identification des flux économiques et environnementaux n'y est par conséquent plus possible, ce qui limite l'utilisation de la méthodologie proposée.

Conclusion

« Une valse a mis le temp »
Jacques Brel, *La valse à mille temps*

Cadre de la thèse

L'augmentation considérable des consommations des ressources fossiles conduit à envisager de nouveaux modes de production d'énergie. Parmi les alternatives existantes, les biocarburants produits à partir de biomasse végétale occupent une place de choix. Cependant, de nombreuses études ont révélées les effets négatifs sur l'environnement de ces filières de production de bioénergie. Par ailleurs, les grandes incertitudes pesant sur les répercussions des changements d'affectation des sols, et la grande variabilité des émissions azotées en fonction de conditions pédo-géo-climatiques locales rendent les évaluations environnementales de ces systèmes de production complexes. La culture de microalgues à des fins énergétiques se faisant en milieu contrôlé, les incertitudes sur les conséquences environnementales sont potentiellement moindres, ce qui fait de cette alternative l'objet de plus en plus de recherches.

L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) de la production de bioénergie à partir de microalgues repose essentiellement sur des données bibliographiques ou bien issues de modèles. La question posée dans cette thèse est de savoir dans quelle mesure des données distribuées temporellement obtenues à partir de modélisation peuvent être utilisées au sein du cadre statique de l'ACV. D'une manière plus globale, la mise au point d'une méthodologie permettant d'obtenir des émissions vers l'environnement distribuées dans le temps est discutée.

Cette thèse s'articule donc autour de deux objectifs :

- l'étude de différents systèmes de production de bioénergie à partir de microalgues,
- la prise en compte du temps dans la réalisation de la phase d'inventaire.

Etude de systèmes de production de bioénergie à partir d'algues

L'analyse des impacts environnementaux de la production de biomasse végétale à des fins énergétiques à l'aide de l'ACV est un sujet relativement récent et faisant l'objet de plus en plus d'attention et de développements méthodologiques spécifiques.

Ces avancées méthodologiques se font aussi bien au niveau de la phase d'inventaire de l'ACV, par le perfectionnement de modèles d'émissions (notamment pour les flux d'azote) ou

Conclusion

le raffinement des flux technologiques (consommation d'énergie, d'intrants, *etc.*), qu'au niveau de la phase d'évaluation des impacts par la mise au point d'indicateurs spécifiques à cette problématique (prise en compte des flux de carbone biogénique). La production de bioénergie à partir de microalgues permet de s'affranchir de contraintes liées à la production sur des terres arables, en particulier les changements d'affectation directs et indirects des sols.

Récemment de plus en plus d'ACV de ces modes de production d'énergie à partir de microalgues ont été menées, et les résultats de ces analyses environnementales peuvent fortement varier d'une étude à l'autre.

Les choix technologiques pour la réalisation de l'ACV sont une source importante de variabilité des résultats. Du fait du caractère innovant de ces filières, de très nombreuses hypothèses différentes sont faites sur le choix des systèmes de culture et sur les conditions opératoires. Par ailleurs, certaines émissions vers l'environnement sont insuffisamment renseignées, en particulier les émissions azotées ayant lieu lors de l'étape de culture. Enfin, la majorité des publications ne présentent les résultats qu'en termes de changement climatique par rapport à d'autres filières de production de bioénergie. Or un avantage majeur des filières de production d'énergie à partir de microalgues par rapport aux biocarburants de première génération est leur compétition très restreinte avec les cultures alimentaires sur l'occupation du sol. Il semble par conséquent important d'inclure une catégorie d'impact relative au changement d'affectation des sols lors de l'évaluation environnementale de ces filières.

La réalisation d'une ACV de production de méthane à partir de microalgues a permis d'identifier les avantages de cette filière comme des consommations en engrais très réduites, mais aussi d'en identifier les inconvénients majeurs, notamment l'autoconsommation importante en biogaz pour chauffer les digesteurs et les besoins en électricité élevés. Que ce soit pour les filières de production de biodiesel ou de biogaz à partir de microalgues, l'électricité est un des principaux contributeurs aux impacts.

Afin d'analyser plus finement le poids de l'électricité, une ACV de production de biodiesel utilisant un mix électrique composé pour partie d'énergies renouvelables a été faite. Ce travail a fait ressortir la sensibilité des impacts à une variation des sources d'approvisionnement en électricité et conduit à un nouveau paradigme dans la production de bioénergie à partir de microalgues, en incluant l'implantation de sources de production d'énergies locales.

Conclusion

Dans une perspective d'écoconception de ces systèmes, il semble pertinent de considérer la production de biocarburant algale non comme une filière seule mais bien comme l'une des finalités dans un réseau d'activité économique. En effet, la diversité des systèmes, la nécessité de coupler les productions algales avec de la production d'énergie renouvelable et de la valorisation de déchet, et le devenir de nombreux coproduits (tourteaux, digestats, molécules à haute valeur ajoutée) orientent les futurs travaux.

Afin de s'affranchir de la diversité des systèmes de production de bioénergie et des données utilisés, des ACV de plusieurs modes de production de bioénergie, et comparant plusieurs types de gestion des coproduits pourraient être faites. A la lumière des différentes formes d'énergie produite et des modalités de gestion des coproduits rencontrées dans l'ensemble des publications analysées, le périmètre de l'étude pourrait inclure les scénarios suivants :

- production de biodiesel et gestion des tourteaux d'algues par allocation (énergétique et économique),
- production de biodiesel et gestion des tourteaux d'algues par substitution comme alimentation animale et comme source de production de biogaz,
- production de biogaz directe et substitution des digestats à des engrais minéraux.

D'une façon plus générale, pour appréhender le système dans son ensemble, il serait intéressant d'utiliser les approches de l'écologie industrielle où l'objectif est alors non plus d'optimiser une filière mais bien de maximiser les flux au sein d'un réseau d'acteur.

L'analyse de l'évolution de ces systèmes dans le futur pourrait aussi s'avérer pertinente, en modélisant les effets des choix de gestion des coproduits et d'approvisionnement énergétique sur la modification éventuelle de certaines productions (approche conséquentielle) et en testant différents scénarios de développement.

Pertinence de la prise en compte d'une dynamique temporelle et identification des flux à modéliser

La revue bibliographique sur la prise en compte d'une dimension temporelle en ACV a permis d'identifier plusieurs manques méthodologiques, et plus particulièrement le peu de recherches concernant la modélisation d'émissions distribuées lors de la réalisation de la phase d'inventaire. Une approche proposée par Udo de Haes et al. (2006) se base sur la réalisation non pas d'un produit ou d'un service, mais plutôt d'un flux de produits ou de

Conclusion

services par unité de temps, ce qui permet de prendre en compte les variations des capacités de production. Cependant dans cette approche les distributions temporelles des émissions sont principalement issues des variations temporelles de l'unité fonctionnelle, et non pas des variations propres aux procédés analysés.

Le second objectif de cette thèse est d'identifier où, au sein d'un arbre des processus pouvant être de grande taille, il est pertinent d'introduire une dynamique temporelle. Cette sélection s'appuie sur la sensibilité des flux technologiques et environnementaux et sur une comparaison entre les échelles temporelles sur lesquelles ont lieu ces flux et les échelles temporelles des impacts affectés par ces flux.

Comme cela a été souligné par Heijungs et Suh (2002), les délais entre la réalisation d'un processus et ses émissions, ainsi que les relations temporelles entre deux processus consécutifs, sont des éléments importants dans la prise en compte d'une dimension temporelle en ACV. La notion de délai peut être introduite à trois niveaux en ACV :

- Une émission se produisant au niveau d'un processus donné est fonction des flux économiques entrants et sortants de ce processus. Il peut exister une durée entre le moment de cette émission et la réalisation du flux économique sortant. Par exemple, si la fonction réalisée est une fertilisation azotée d'un champ, il peut y avoir une durée entre le moment de l'épandage des engrais azotés et la volatilisation éventuelle sous forme de N_2O dépendant des conditions locales de température et de précipitations.
- Lors de la réalisation d'un bien ou d'un service, une période de stockage peut avoir lieu, par exemple entre la production d'un bien et son utilisation. La dynamique temporelle d'un flux économique peut ne pas se répercuter immédiatement sur les flux économiques et environnementaux en aval. Il y a donc un « stockage » de l'information temporelle au niveau de la phase d'inventaire de l'ACV.
- Au niveau de l'évaluation des impacts, une période de temps peut exister entre l'émission d'un composé et sa conversion en un impact. Par exemple les relations temporelles entre des concentrations très élevées en azote dans les rivières et les doses épandues sur les surfaces agricoles peuvent être affectées par des zones tampon (Oehler et Elliott, 2011).

Un processus élémentaire, tel que défini par la norme ISO 14040 (2006), est la plus petite partie d'un système de produits pour laquelle sont recueillies des données (il peut donc

Conclusion

représenter un procédé chimique spécifique ou une usine complète incluant de nombreux sous-procédés) et est caractérisé par ses entrants et sortants. Il s'agit de la brique élémentaire de la réalisation de l'inventaire. Les émissions et les extractions qui ont lieu au niveau d'un processus élémentaire sont dépendantes du flux économique sortant de ce processus (i.e. de la fonction réalisée par le processus). La durée de ces flux élémentaires est par conséquent incluse dans la durée du processus élémentaire. Dans le cas de l'ACV, la démarche de modélisation est la suivante : on part de la fonction étudiée et on construit l'ensemble des processus nécessaires à la réalisation de cette fonction. Par conséquent les flux élémentaires entrants et sortants ainsi que les flux économiques entrants sont déterminés par le flux économique de sortie du processus élémentaire. Si les flux élémentaires ont été identifiés comme étant des flux sensibles et où l'introduction d'une dynamique est pertinente, le développement d'un modèle liant le flux économique de sortie du processus en question avec le flux élémentaire identifié pourrait être réalisé. Un lien pourrait alors être créé et la variation d'un flux économiques de sortie d'un bloc entraînerait la variation d'un ou plusieurs flux élémentaires de ce même bloc.

La contrainte majeure est d'identifier les facteurs de variation du flux élémentaire. En effet, si les variations des émissions ou des consommations de ressources sont principalement dues à des perturbations extérieures au système (comme la température, les précipitations, l'ensoleillement...) il est beaucoup plus difficile de corrélérer ces variations avec des variations du flux économique de sortie.

La dynamique temporelle peut aussi se propager entre deux processus élémentaires consécutifs, via les flux économiques. Par exemple, la dynamique temporelle entre les émissions de la production d'électricité et la consommation électrique d'un appareil peut être conservée, l'électricité étant peu stockable. Par contre, les émissions liées à la construction d'un bâtiment sont difficilement corrélables avec l'utilisation des infrastructures. Suivant la nature du flux économique reliant deux processus, une évaluation du délai entre les émissions d'un processus et sa demande par un autre processus en amont peut être envisagée. Pour évaluer ce délai, deux questions semblent déterminantes: « Est-ce que le flux économique est stockable ? », et « Peut-il être pourvu par plusieurs fournisseurs ? ». Une typologie des flux économiques intégrant ces deux propriétés pourrait être réalisée de manière à prendre en compte les durées entre les émissions d'un processus et l'utilisation de ce processus au sein d'un système. La prise en compte de ce délai supplémentaire au niveau des flux économiques

Conclusion

changent uniquement l'échelle de temps associée aux flux, et ne changent pas la méthode générale de sélection des couples développée dans cette thèse.

Enfin, un dernier type de stockage de l'information temporelle a lieu au niveau de la phase d'évaluation des impacts, et concerne la durée entre le moment de l'émission et sa conversion en un ou plusieurs impacts. Les échelles de temps proposées pour les impacts sont une première démarche et plusieurs améliorations peuvent être envisagées. La détermination de l'échelle de temps d'un impact pourrait être améliorée en considérant les compartiments où ont lieu les émissions et ceux où ont lieu les impacts associés. Si ces compartiments sont identiques, comme dans le cas d'émissions de méthane dans l'atmosphère et des effets sur le changement climatique, alors l'approche proposée dans cette thèse est applicable. Par contre si ces compartiments sont différents, il peut être judicieux de considérer une approche plus globale associant les dimensions spatiales et temporelles. Ces deux dimensions sont en effet intimement liées, et la pertinence d'introduire un modèle dynamique peut dépendre de l'échelle spatiale considérée. Par exemple, l'échelle temporelle pour la toxicité humaine pourrait être la journée pour des impacts locaux, et une échelle de temps plus longue pour des impacts à des échelles régionales ou globales, du fait de l'existence de zones tampons où les polluants sont potentiellement stockés avant d'être convertis en impacts.

Cette approche pourrait mener à développer des modèles d'inventaire spécifiques, selon les dimensions spatiales et temporelles des impacts. Pour les impacts locaux associés à des échelles de temps courtes, les données seraient issues de modèles avec des résolutions fines, alors que pour des impacts globaux associés à des échelles temporelles longues, les données pourraient être issues de modèles plus généraux.

Conclusion

Bibliographie

- ADEME, 2010. Analyse de Cycle de Vie des biocarburants de 1ère génération en France.
- Angelidaki, I., Sanders, W., 2004. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Re/Views in Environmental Science & Bio/Technology* 3, 117-129.
- Appels, L., Baeyens, J., Degrève, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science* 34, 755-781.
- Azapagic, A., Clift, R., 1999. Allocation of environmental burdens in co-product systems: Product-related burdens (Part 1). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 357-369.
- Azapagic, A., Pettit, C., Sinclair, P., 2007. A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9, 199-214.
- Baliga, R., Powers, S.E., 2010. Sustainable Algae Biodiesel Production in Cold Climates. *International Journal of Chemical Engineering* 2010, 1-13.
- Basset-Mens, C., Anibar, L., Durand, P., van der Werf, H.M.G., 2006. Spatialised fate factors for nitrate in catchments: modelling approach and implication for LCA results. *The Science of the total environment* 367, 367-82.
- Batan, L., Quinn, J., Willson, B., Bradley, T., 2010. Net energy and greenhouse gas emission evaluation of biodiesel derived from microalgae. *Environmental science & technology* 44, 7975-80.
- Beloin-Saint Pierre, D., Blanc, I., 2011. New spatiotemporally resolved LCI applied to photovoltaic electricity., in: *Life Cycle Management 2011 - Towards Life Cycle Sustainability Management*, Berlin, Germany, 2011.
- Bennett, D.H., McKone, T.E., Evans, J.S., Nazaroff, W.W., Margni, M.D., Jolliet, O., Smith, K.R., 2002. Peer Reviewed: Defining Intake Fraction. *Environmental Science & Technology* 36, 206A-211A.
- Benoist, A., 2009. Eléments d'adaptation de la méthodologie d'Analyse de Cycle de Vie aux carburants végétaux : cas de la première génération. Doctorat Energétique, CEP- Centre Energétique et Procédés, Paristech, ENSMP. p.226.
- Bentley, R., Mannan, S., Wheeler, S., 2007. Assessing the date of the global oil peak: The need to use 2P reserves. *Energy Policy* 35, 6364-6382.
- Bernet, N., Buffière, P., 2008. Caractérisation de la mise en oeuvre de la méthanisation. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TEC DOC.

- Bitton, G., 1994. Wastewater microbiology. Wiley-Liss, Inc., New-York.
- Del Borghi, A., Converti, A., Palazzi, E., Del Borghi, M., 1999. Hydrolysis and thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid waste. *Bioprocess Engineering* 20, 553.
- Brentner, L.B., Eckelman, M.J., Zimmerman, J.B., 2011. Combinatorial life cycle assessment to inform process design of industrial production of algal biodiesel. *Environmental science & technology* 45, 7060-7.
- Buffiere, P., Loisel, D., Bernet, N., Delgenes, J.-P., 2006. Towards new indicators for the prediction of solid waste anaerobic digestion properties. *Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research* 53, 233-41.
- Börjesson, P., Gustavsson, L., 2000. Greenhouse gas balances in building construction: wood versus concrete from life-cycle and forest land-use perspectives. *Energy Policy* 28, 575-588.
- Börjesson, P., Tufvesson, L.M., 2011. Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes. *Journal of Cleaner Production* 19, 108-120.
- Campbell, P.K., Beer, T., Batten, D., 2011. Life cycle assessment of biodiesel production from microalgae in ponds. *Bioresource technology* 102, 50-6.
- Del Campo, J. a, García-González, M., Guerrero, M.G., 2007. Outdoor cultivation of microalgae for carotenoid production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology* 74, 1163-74.
- Carlsson, A., Beilen, J., Moller, R., Clayton, D., Bowles, D., 2007. Micro Micro- and Macro Macro-Algae: Utility for Industrial Applications Applications, EPOBIO Project Report.
- Chen, P., Oswald, W., 1998. Thermochemical treatment for algal fermentation. *Environment International* 24, 889-897.
- Cherubini, F., 2010. GHG balances of bioenergy systems – Overview of key steps in the production chain and methodological concerns. *Renewable Energy* 35, 1565-1573.
- Cherubini, F., Bird, N.D., Cowie, A., Jungmeier, G., Schlamadinger, B., Woess-Gallasch, S., 2009. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 53, 434-447.
- Cherubini, F., Peters, G.P., Berntsen, T., Strømman, A.H., Hertwich, E., 2011. CO2 emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy* 3, 413-426.
- Cherubini, F., Strømman, A.H., 2011. Life cycle assessment of bioenergy systems: state of the art and future challenges. *Bioresource technology* 102, 437-51.

Bibliographie

- Chisti, Y., 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology advances* 25, 294-306.
- Clarens, A.F., Nassau, H., Resurreccion, E.P., White, M. a, Colosi, L.M., 2011. Environmental impacts of algae-derived biodiesel and bioelectricity for transportation. *Environmental science & technology* 45, 7554-60.
- Clarens, A.F., Resurreccion, E.P., White, M. a, Colosi, L.M., 2010. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environmental science & technology* 44, 1813-9.
- Clift, R., Frischknecht, R., Huppes, G., A-M, T., Weideman, B., 1998. Toward a Coherent Approach to Life Cycle Inventory Analysis. Report of the Working Group on Inventory Enhancement. SETAC-Europe.
- Collet, P., Hélias, A., Lardon, L., Ras, M., Goy, R.-A., Steyer, J.-P., 2011. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. *Bioresource technology* 102, 207-14.
- Debaere, L., Devotch, M., Vanassche, P., Verstaete, W., 1984. Influence of high NaCl and NH₄Cl salt levels on methanogenic associations. *Water Research* 18, 543-548.
- Doka, G., Hirschier, R., 2004. Waste Treatment and Assessment of Long-Term Emissions (8pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, 77-84.
- Doucha, J., Straka, F., Lívanský, K., 2005. Utilization of flue gas for cultivation of microalgae (*Chlorella* sp.) in an outdoor open thin-layer photobioreactor. *Journal of Applied Phycology* 17, 403-412.
- Ekvall, T., Finnveden, G., 2001. Allocation in ISO 14041—a critical review. *Journal of Cleaner Production* 9, 197-208.
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., 1996. Temperature Effects in Modeling Solid Waste Biodegradation. *Environmental Technology* 17, 915-935.
- European Union, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
- Fagerstone, K.D., Quinn, J.C., Bradley, T.H., De Long, S.K., Marchese, A.J., 2011. Quantitative measurement of direct nitrous oxide emissions from microalgae cultivation. *Environmental science & technology* 45, 9449-56.
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., Hawthorne, P., 2008. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science (New York, N.Y.)* 319, 1235-8.
- Farrell, A.E., Plevin, R.J., Turner, B.T., Jones, A.D., O'Hare, M., Kammen, D.M., 2006. Ethanol can contribute to energy and environmental goals. *Science (New York, N.Y.)* 311, 506-8.

Bibliographie

- Fava, J., Denison, R., Jones, B., Curran, M., Vigon, B., Selke, S., Barnum, J., 1991. A Technical Framework for Life-Cycle Assessment., SETAC Pres. ed. Pensacola.
- Ferrer, I., Vázquez, F., Font, X., 2010. Long term operation of a thermophilic anaerobic reactor: process stability and efficiency at decreasing sludge retention time. *Bioresource technology* 101, 2972-80.
- Field, F., Kirchain, R., Clark, J., 2001. Life-Cycle Assessment and Temporal Distributions of Emissions Developing a Fleet-Based Analysis. *Technology* 4.
- Finnveden, G., 1997. LCA Methodology Valuation Methods Within LCA- Where are the Values ? *Environmental Management* 2, 163-169.
- Frischknecht, R., Rebitzer, G., 2005. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 13, 1337-1343.
- Geider, R., MacIntyre, H., Kana, T., 1998. A dynamic regulatory model of phytoplanktonic acclimation to light, nutrients, and temperature. *Limnology and Oceanography* 43, 679-694.
- Geider, R., La Roche, J., 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology* 37, 1-17.
- Gnansounou, E., Dauriat, a, Villegas, J., Panichelli, L., 2009. Life cycle assessment of biofuels: energy and greenhouse gas balances. *Bioresource technology* 100, 4919-30.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Zelm, R.V., 2009. ReCiPe 2008—a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
- Goedkoop, M., Spriensma, R., 1999. The Eco-indicator 99. A damage oriented method for life cycle impact assessment.
- Golueke, C.G., Oswald, W.J., 1965. Harvesting and Processing Sewage-Grown Planktonic Algae. *Water Pollution Control Federation* 37, 471-498.
- Golueke, C.G., Oswald, W.J., Gotaas, H.B., 1957. Anaerobic digestion of Algae. *Applied microbiology* 5, 47-55.
- Graedel, T., 1998. Streamlined life-cycle assessment. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Oning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A.W., Suh, S., Udo de Haes, H., de Bruin, H., van Duin, R., Huijbregts, M., 2001. Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science - Leiden University (CML),.
- Guinée, J.B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., Ekvall, T., Rydberg, T., 2011. Life cycle assessment: past, present, and future. *Environmental science & technology* 45, 90-6.

- Harville, D., 1997. Matrix Algebra from a Statistician's Perspective. Springer, New York.
- Hauschild, M., Olsen, S.I., Hansen, E., Schmidt, A., 2008. Gone...but not away—addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 547-554.
- Hauschild, M., Potting, J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. *Environmental news* No. 80 2005. Danish Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark.
- Heijungs, R., Frischknecht, R., 1998. A special view on the nature of the allocation problem. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 321-332.
- Heijungs, R., Suh, S., 2002. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Hellweg, S., Frischknecht, R., 2004. Evaluation of Long-Term Impacts in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 339-341.
- Hellweg, S., Hofstetter, B., Hungerbühler, K., 2003. Case Study Discounting and the Environment Should Current Impacts be Weighted Differently than Impacts Harming Future Generations? *International Journal* 8, 8 - 18.
- Hellweg, S., Hofstetter, B., Hungerbühler, K., 2005. Time-dependent life-cycle assessment of slag landfills with the help of scenario analysis: the example of Cd and Cu. *Journal of Cleaner Production* 13, 301-320.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-jörg, Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods.ecoinvent report No. 3, v2.2.
- Hoefnagels, R., Smeets, E., Faaij, A., 2010. Greenhouse gas footprints of different biofuel production systems. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, 1661-1694.
- Hospido, A., Moreira, M.T., Martín, M., Rigola, M., Feijoo, G., 2005. Waste in LCA (Subject editor: David W . Pennington) *Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes*. *International Journal* 10, 336 - 345.
- Hossain, a. K., Davies, P. a., 2010. Plant oils as fuels for compression ignition engines: A technical review and life-cycle analysis. *Renewable Energy* 35, 1-13.
- Hou, J., Zhang, P., Yuan, X., Zheng, Y., 2011. Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in China conditions. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.
- Huijbregts, M. a, Guinée, J.B., Reijnders, L., 2001. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space. *Chemosphere* 44, 59-65.

- Huijbregts, M.A.J., 1998. Application of uncertainty and variability in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 3, 273-280.
- Huntley, M.E., Redalje, D.G., 2006. CO₂ Mitigation and Renewable Oil from Photosynthetic Microbes: A New Appraisal, Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change.
- IEA, 2007. *Key World Energy Statistics*, IEA Publications, Paris, 82 p.
- IEO, 2009. *International Energy Outlook*, Energy Information Administration, Office of Integrated Analysis and Forecasting, U.S. Department of Energy, Washington, DC pp. 284.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, IGED, Japan.
- IPCC, 2007. *Climate change 2007: mitigation*, in: B. Metz, et al. (Eds.), *Contribution of working group 3 to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
- IPCC, 2011. *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*, Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- ISO 14040, 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework*. International Organization for Standardization.
- ISO 14044, 2006. *Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines*. International Organization for Standardization.
- Illman, A., Scragg, A., Shales, S., 2000. Increase in *Chlorella* strains calorific values when grown in low nitrogen medium. *Enzyme and microbial technology* 27, 631-635.
- Jackson-Moss, C.A., Duncan, J.R., 1991. The effect of aluminium on Anaerobic digestion. *Biotechnology Letters* 13, 143-148.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D., Knuchel, R., Gaillard, G., 2008. A new LCIA method for assessing impacts of agricultural activities on biodiversity (SALCA-Biodiversity), in: *Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector Conference*, Zurich, Switzerland. pp. 34-39.
- Jiang, J.-Q., Graham, N.J., Harward, C., 1993. Comparison of polyferric sulphate with other coagulants for the removal of algae and algae-derived organic matter. *Water Science and Technology* 27, 221-230.
- Jorquera, O., Kiperstok, A., Sales, E. a, Embiruçu, M., Ghirardi, M.L., 2010. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. *Bioresource technology* 101, 1406-13.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M. Gnansounou, E., Kljun, N., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J., 2007. *Life Cycle Inventories of Bioenergy*. Final report ecoinvent data v2.0 No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

Bibliographie

- Kadam, K., 2002. Environmental implications of power generation via coal-microalgae cofiring. *Energy* 27, 905-922.
- Kayhanian, M., 1994. Performance of a high-solids anaerobic digestion process under various ammonia concentrations. *Journal of Chemical Technology AND Biotechnology* 59, 349-352.
- Kendall, A., Chang, B., Sharpe, B., 2009. Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environmental science & technology* 43, 7142-7.
- Ketchum, B.H., Redfield, A.C., 1949. Some physical and chemical characteristics of algae growth in mass culture. *Journal of Cellular and Comparative Physiology* 33, 281-299.
- Khoo, H.H., Sharratt, P.N., Das, P., Balasubramanian, R.K., Narahariseti, P.K., Shaik, S., 2011. Life cycle energy and CO₂ analysis of microalgae-to-biodiesel: preliminary results and comparisons. *Bioresource technology* 102, 5800-7.
- Koellner, T., Scholz, R.W., 2006. Land Use in LCA (Subject Editor : Llorenç Milà i Canals) Assessment of Land Use Impacts on the Natural Environment Part 2: Generic Characterization Factors for Local Species Diversity in Central Europe. *International Journal* 2006.
- Langlois, J., Sassi, J.-F., Jard, G., Steyer, J.-P., Delgenes, J.-P., Hélias, A., 2012. Life cycle assessment of biomethane from affshorte-cultivated seaweed. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining Under Revi.*
- Lardon, L., Hélias, A., Sialve, B., Steyer, J.-P., Bernard, O., 2009. Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae. *Environmental Science & Technology* 43, 6475-6481.
- Lardon, L., Ras, M., 2009. Livrable projet SYMBIOSE: Digestion anaérobie des microalgues.
- Levasseur, A., Brandão, M., Lesage, P., Margni, M., Pennington, D., Clift, R., Samson, R., 2011. Valuing temporary carbon storage. *Nature Climate Change* 2, 6-8.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental science & technology* 44, 3169-74.
- Lindeijer, E., 2000. Biodiversity and life support impacts of land use in LCA. *Journal of Cleaner Production* 8, 313-319.
- Liu, H., Jeong, J., Gray, H., Smith, S., Sedlak, D.L., 2011. Algal Uptake of Hydrophobic and Hydrophilic Dissolved Organic Nitrogen in Effluent from Biological Nutrient Removal Municipal Wastewater Treatment Systems. *Environmental science & technology*.
- Liu, X., Clarens, A.F., Colosi, L.M., 2011. Algae biodiesel has potential despite inconclusive results to date. *Bioresource Technology*.

- Lopez-Ridaura, S., van der Werf, H.M.G., Paillat, J.-M., Guerrin, F., 2008. Environmental systems analysis of agricultural systems: Coupling dynamic simulation models with Life Cycle Assessment., in: Eight International Conference on Ecobalance, December 10-12, Tokyo, Japan.
- Luo, L., Voet, E., Huppes, G., Udo de Haes, H. a., 2009. Allocation issues in LCA methodology: a case study of corn stover-based fuel ethanol. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14, 529-539.
- Mairet, F., Bernard, O., Ras, M., Steyer, J.-P., Lardon, L., 2011. A Dynamic Model for Anaerobic Digestion of Microalgae, in: 18th IFAC World Congress Milano (Italy).
- Manneh, R., 2011. Evaluation de l'incertitude lors du développement de la fraction prise pour la détermination des impacts sur la santé humaine dans le cadre de l'analyse du cycle de vie. Thèse de l'université de Montréal. 187 p.
- Manneh, R., Margni, M., Deschênes, L., 2010. Spatial variability of intake fractions for Canadian emission scenarios: a comparison between three resolution scales. *Environmental science & technology* 44, 4217-24.
- Manomet, 2010. Biomass Sustainability and Carbon Policy Study. In: Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources (ed. Walker T), Contributors: Cardellichio, P, Colnes, A, Gunn, J,.
- Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74, 3-16.
- McCarty, P.L., McKinney, R.E., 1961. Salt Toxicity in Anaerobic Digestion. *Water Pollution Control Federation* 33, 399-415.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Behrens, W., 1972. *The Limits to Growth. A Report for The Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind.* Universe Books, New York.
- Michelsen, O., 2007. Assessment of land use impact on biodiversity. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 22-31.
- Mila i canals, L., Romanya, J., Cowell, S., 2007. Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of "fertile land" in Life Cycle Assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production* 15, 1426-1440.
- Moletta, R., 2008. Technologies de traitement des effluents industriels par la méthanisation. La méthanisation. R. Moletta, Lavoisier TEC DOC.
- Molina Grima, E., Belarbi, E.-H., Acién Fernández, F.G., Robles Medina, a, Chisti, Y., 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology advances* 20, 491-515.

Bibliographie

- Mutel, C.L., Hellweg, S., 2009. Regionalized life cycle assessment: computational methodology and application to inventory databases. *Environmental science & technology* 43, 5797-803.
- Müller-Wenk, R., Brandão, M., 2010. Climatic impact of land use in LCA—carbon transfers between vegetation/soil and air. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 172-182.
- Oehler, F., Elliott, a H., 2011. Predicting stream N and P concentrations from loads and catchment characteristics at regional scale: A concentration ratio method. *The Science of the total environment* 409, 5392-402.
- Omil, F., Méndez, R., Lema, J.M., 1995. Anaerobic treatment of saline wastewaters under high sulphide and ammonia content. *Bioresource Technology* 54, 269-278.
- Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: An Evolving Perspective. *Risk Analysis* 17, 359-365.
- Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renewable Energy* 31, 55-71.
- Pennington, D.W., Margni, M., Ammann, C., Jolliet, O., 2005. Multimedia Fate and Human Intake Modeling: Spatial versus Nonspatial Insights for Chemical Emissions in Western Europe. *Environmental Science & Technology* 39, 1119-1128.
- Pesonen, H.-leena, Ekvall, T., Fleischer, G., Huppes, G., Jahn, C., Klos, Z.S., Rebitzer, G., Sonnemann, G.W., Tintinelli, A., Weidema, B.P., 2000. Framework for Scenario Development in LCA. *Development* 5, 21 - 30.
- Peters, G.P., Aamaas, B., T Lund, M., Solli, C., Fuglestvedt, J.S., 2011. Alternative “global warming” metrics in life cycle assessment: a case study with existing transportation data. *Environmental science & technology* 45, 8633-41.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43, 4098-4104.
- Pfromm, P.H., Amanor-Boadu, V., Nelson, R., 2011. Sustainability of algae derived biodiesel: a mass balance approach. *Bioresource technology* 102, 1185-93.
- Plevin, R.J., O’Hare, M., Jones, A.D., Torn, M.S., Gibbs, H.K., 2010. Greenhouse gas emissions from biofuels’ indirect land use change are uncertain but may be much greater than previously estimated. *Environmental science & technology* 44, 8015-21.
- Poeschl, M., Ward, S., Owende, P., 2011. Environmental impacts of biogas deployment – Part I: Life Cycle Inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*.
- Potting, J., Schöpp, W., Blok, K., Hauschild, M., 1998. Site-Dependent Life-Cycle Impact Assessment of Acidification. *Journal of Industrial Ecology* 2, 63-87.

Bibliographie

- Rabl, A., Benoist, A., Dron, D., Peuportier, B., Spadaro, J.V., Zoughaib, A., 2007. How to account for CO₂ emissions from biomass in an LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12, 281-281.
- Ras, M., Lardon, L., Bruno, S., Bernet, N., Steyer, J.-P., 2011. Experimental study on a coupled process of production and anaerobic digestion of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource technology* 102, 200-6.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 374-388.
- Saad, R., Margni, M., Koellner, T., Wittstock, B., Deschênes, L., 2011. Assessment of land use impacts on soil ecological functions: development of spatially differentiated characterization factors within a Canadian context. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16, 198-211.
- Sander, K., Murthy, G.S., 2010. Life cycle analysis of algae biodiesel. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 704-714.
- Schwietzke, S., Griffin, W.M., Matthews, H.S., 2011. Relevance of emissions timing in biofuel greenhouse gases and climate impacts. *Environmental science & technology* 45, 8197-203.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. a, Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D., Yu, T.-H., 2008. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science (New York, N.Y.)* 319, 1238-40.
- Shah, V.P., Ries, R.J., 2009. A characterization model with spatial and temporal resolution for life cycle impact assessment of photochemical precursors in the United States. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 14, 313-327.
- Shimamatsu, H., 2004. Mass production of *Spirulina*, an edible microalga. *Hydrobiologia* 512, 39-44.
- Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. *Biotechnology advances* 27, 409-16.
- Soimakallio, S., Koponen, K., 2011. How to ensure greenhouse gas emission reductions by increasing the use of biofuels? – Suitability of the European Union sustainability criteria. *Biomass and Bioenergy* 35, 3504-3513.
- Soto, M., Méndez, R., Lema, J.M., 1991. Biodegradability and toxicity in the anaerobic treatment of fish canning wastewaters. *Environmental Technology* 12, 669-677.
- Stasinopoulos, P., Compston, P., Newell, B., Jones, H.M., 2011. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects—a consequential energy LCI of car body-in-whites. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Stephenson, A.L., Kazamia, E., Dennis, J.S., Howe, C.J., Scott, S. a., Smith, A.G., 2010. Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiesel Production in the United Kingdom: A

Bibliographie

- Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors. *Energy & Fuels* 24, 4062-4077.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2002. Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI): User's Guide and System Documentation, EPA/600/R-02/052.
- Udo de Haes, H., 2006. How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 219-221.
- Udo de Haes, H., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klopffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Mueller-Wenk, R., Olsen, S., Pennington, D., Potting, J., 2002. Life-cycle impact assessment: striving towards best practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola.
- Udo de Haes, H., Heijungs, R., Suh, S., Huppes, G., 2004. Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 8, 19-32.
- Udo de Haes, H., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 66-74.
- Udo de Haes, H., Sleeswijk, A.W., Heijungs, R., 2006. Similarities, Differences and Synergisms Between HERA and LCA—An Analysis at Three Levels. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 12, 431-449.
- Uduman, N., Qi, Y., Danquah, M.K., Forde, G.M., Hoadley, A., 2010. Dewatering of microalgal cultures: A major bottleneck to algae-based fuels. *Journal of Renewable and Sustainable Energy* 2, 012701.
- Veeken, A., Hamelers, B., 1999. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresource Technology* 69, 249-254.
- Warman, P.R., Termeer, W.C., 2005. Evaluation of sewage sludge, septic waste and sludge compost applications to corn and forage: yields and N, P and K content of crops and soils. *Bioresource technology* 96, 955-61.
- Yang, J., Xu, M., Zhang, X., Hu, Q., Sommerfeld, M., Chen, Y., 2011. Life-cycle analysis on biodiesel production from microalgae: water footprint and nutrients balance. *Bioresource technology* 102, 159-65.
- Yen, H.-W., Brune, D.E., 2007. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresource technology* 98, 130-4.
- Yoo, C., Jun, S.-Y., Lee, J.-Y., Ahn, C.-Y., Oh, H.-M., 2010. Selection of microalgae for lipid production under high levels carbon dioxide. *Bioresource technology* 101 Suppl , S71-4.
- York, R., 2003. STIRPAT, IPAT and ImPACT: analytic tools for unpacking the driving forces of environmental impacts. *Ecological Economics* 46, 351-365.

Bibliographie

- Zah, R., Böni, H., Gauch, M., Hirschler, R., Lehmann, M., Wäger, P., 2007. Life Cycle Assessment of Energy Products: Environmental Assessment of Biofuels. Empa, Technology and Society Lab.
- van Zelm, R., Huijbregts, M. a. J., van Jaarsveld, H. a., Reinds, G.J., de Zwart, D., Struijs, J., van de Meent, D., 2007. Time Horizon Dependent Characterization Factors for Acidification in Life-Cycle Assessment Based on Forest Plant Species Occurrence in Europe. *Environmental Science & Technology* 41, 922-927.

Annexe A : Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production

Pierre Collet

Arnaud Hélias

Laurent Lardon

Monique Ras

Romy-Alice Goy

Jean-Philippe Steyer

Publié dans : Bioresource Technology (2011), 102, 207-214.

Abstract

Due to resource depletion and climate change, lipid-based algal biofuel has been pointed out as an interesting alternative because of the high productivity of algae per hectare and per year and its ability to recycle CO₂ from flue gas. Another option for taking advantage of the energy content of the microalgae is to directly carry out anaerobic digestion of raw algae in order to produce methane and recycle nutrients (N, P and K). In this study, a Life-Cycle Assessment (LCA) of biogas production from the microalgae *Chlorella vulgaris* is performed and the results are compared to algal biodiesel and to first generation biodiesels. These results suggest that the impacts generated by the production of methane from microalgae are strongly correlated with the electric consumption. Progresses can be achieved by decreasing the mixing costs and circulation between different production steps, or by improving the efficiency of the anaerobic process under controlled conditions. This new bioenergy generating process strongly competes with others biofuel productions.

Keywords: Life-Cycle Assessment (LCA), Microalgae, Biogas, *Chlorella vulgaris*

A.1 Introduction

In a context of climate change and fossil fuel depletion, there is a rising interest of industrial and academic actors in renewable energy sources and especially in energy production based on biomass transformation. The use of agrosources to produce bioethanol and biodiesel generally induces a lower climate change potential, but can create other environmental issues (e.g. eutrophication, resource depletion, ecotoxicity, biodiversity...) and generate competition with food crops for the use of arable land (Zah et al., 2007). Furthermore, the global warming effect induced by the production of bioenergy from biomass is also significant and can be sometimes higher than the ones induced by fossil fuel production (Crutzen et al., 2007).

On the other hand, microalgae represent an interesting alternative to the production of first or second generation biofuels (Chisti, 2007; Brennan and Owende, 2010), thanks to a high photosynthetic yield and hence, a lower land competition with food production and a better control of ground emissions. In addition, the ability to use CO₂ directly from industrial emissions as a resource of carbon for the growth of microalgae is a promising feature for flue gas mitigation.

However, as it has been recently shown in Life-Cycle Assessment (LCA) or energy analyses (Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2010)(Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2010), fertilizers consumption, harvesting and oil extraction from algae represent a high energy debt which might jeopardize the overall interest of algal biofuel. According to Molina Grima et al. (2003), the harvesting cost can represent from 20 to 30% of the production cost, and when combined with oil extraction, exceeds 50% (Moheimani, 2005). It is therefore worth to investigate another transformation process by directly carrying out anaerobic digestion of raw algae and hence to use the produced methane as biofuel.

Anaerobic digestion is a well-known technology widely used for the treatment of concentrated pollution streams as distillery or piggery effluents. The idea of coupling such a process with algal production was first mentioned by Golueke et al. (1957) and positively commented by others authors since (Sialve et al., 2009). As it by-passes the concentration and oil extraction steps, it could avoid a significant cost and reduce the total energy debt. Moreover by recirculating the liquid fraction of the digestates toward the algal ponds, a significant part of the fertilizers could be recycled.

Most of the time, the biogas produced by anaerobic digesters and landfills is used locally via cogenerators or boilers. However others renewable energy sources with lower impacts (e.g. windmills, solar panels...) can be used for the purpose of heat and electricity production.

Biogas can also be enriched to become a fuel used by internal combustion engines (e.g. buses of Lille, France or Linköping, Sweden) (Börjesson and Mattiasson, 2008).

The purpose of this paper is to undertake an environmental assessment of the use of methane from algae as a biofuel and hence compare it to petrol or other biofuels (biodiesel or bioethanol). Environmental and energy analysis will be carried out within the methodological framework of the LCA based on a “cradle to grave” inventory of emissions and resources consumption.

The chosen method to assess the potential impacts is CML (Centrum voor Milieukunde Leiden), described in Guinée et al. (2001).

Numerical figures have been suggested in literature in order to defend this combined production system but such data often over-estimate both the algal productivity and the methane yield production while ignoring inherent difficulties to degrade a particulate substrate with high protein content. In this study, figures describing the anaerobic digestion of the microalgae *Chlorella vulgaris* are based on experimental data obtained from lab scale processes (Ras et al., 2011). To our knowledge, this is the first time that LCA is used to evaluate the production of biogas from microalgae using experimental data.

A.2 Methodology

A.2.1 Goal and scope definition

The goal of this study is to evaluate the potential environmental impacts of methane production from microalgae and its combustion. The considered functional unit is one MJ produced by combustion in an internal combustion engine. According to the principles of LCA, the inventory will include production, harvesting and concentration of algae, their transformation to methane and its combustion, the facility construction and dismantling, and finally the extraction and shipping of resources.

The substitution method has been used for by-products accounting. It consists in an expansion of the system boundaries in order to take into account the impacts generated by the by-products. This is done in accordance with the ISO guidelines (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006), which suggest preferring the substitution instead of the allocation when it is possible. Environmental impacts will be evaluated with the CML method.

As stated before, the analyzed process chain refers to a hypothetical system based on extrapolation from lab-scale studies. The inventory is based on figures derived from academic resources, communications with industrial producers, and inventories carried out on similar

transformation units and processes described in the Ecoinvent database (Frischknecht et al., 2007). Figures describing the anaerobic digestion of the microalgae *Chlorella vulgaris* are based on experimental data obtained at lab scale (Ras et al., 2011). Standard rules have been used for replacement of infrastructures: buildings have a 30 years lifespan, and are then dismantled, concrete is sent to ultimate landfill whereas steel-based and PVC products are recycled. Electrical engines are changed every 10 years.

The location of the system is in the southern Europe; as a consequence climatic data to determine water loss by evaporation are based on statistics of the south of France (Narbonne), near the Mediterranean area, and the energy mix for electricity is based on the European average.

Figure A.1 shows an overview of the system, from the cultivation of the algae to the use of methane as fuel in a vehicle. Algae are cultivated in open raceways, then concentrated firstly by natural settling and then by spiral plate centrifugation. The concentrated algal stream is injected into anaerobic digesters. A part of the produced biogas (30%) is directly burned in a boiler to heat the anaerobic digestion plant whereas the main part of the gas flow (70%) is processed in a purification plant able to enrich the biogas. The recovered CO₂ is reinjected into the system dissolved in water and will support algae growth. The methane produced has fuel quality and can be burned in any fitted internal combustion engine.

Daily flows reported on figures and tables are determined for a facility of 100 ha of cultivated area, and 23 000 m³ of total effective volume for the digesters.

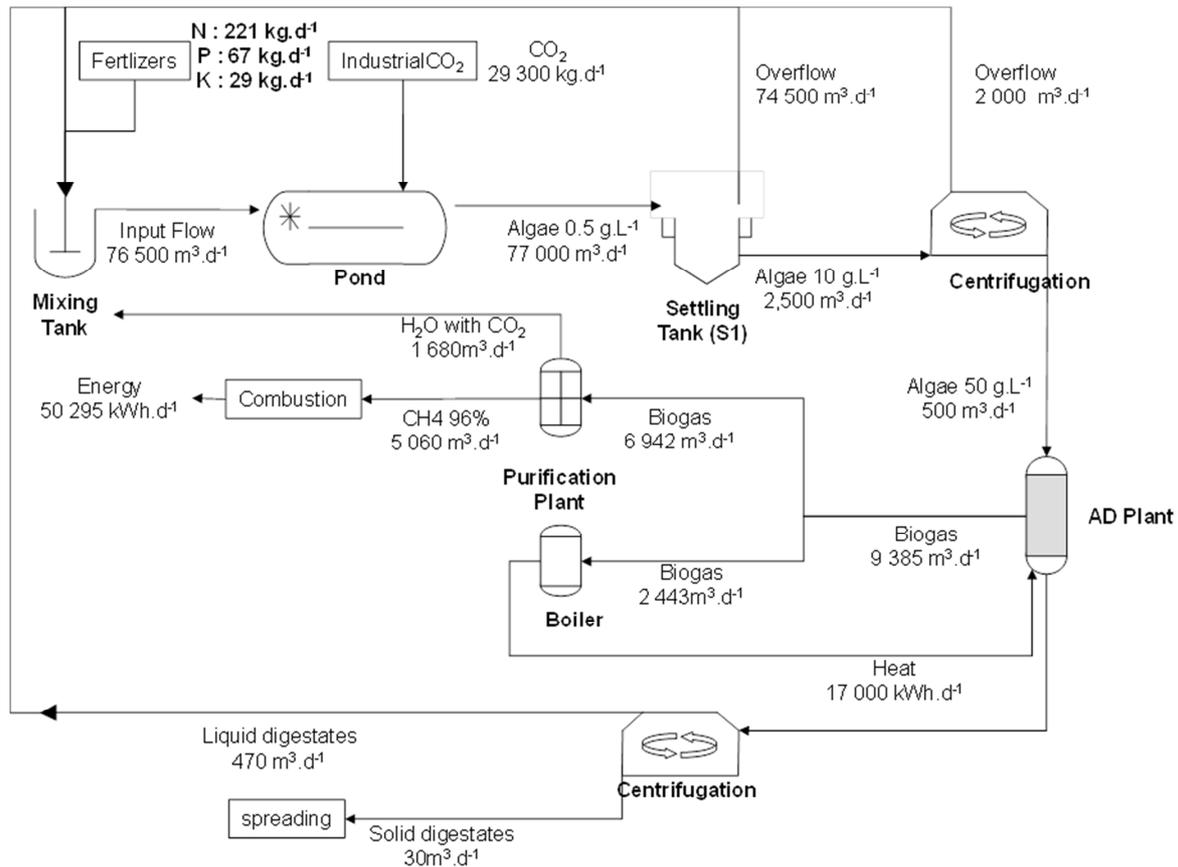


Figure A.1: Overview of the system coupling microalgae production with anaerobic digestion. Values are indicated for a cultivated area of 100 ha in raceways

A.2.2 Life-cycle inventory

A.2.2.1 Microalgae cultivating step

According to Chisti (2007), algae culture in open raceways is more fitted to mass production than photobioreactors, even if the growth rate of algae is lower in open ponds than in photobioreactors. Actually the Net Energy Ratio (NER) for total biomass is higher in raceway ponds than in flat-plate photobioreactors (Jorquera et al., 2010). In addition, the economic cost of photobioreactors is almost one order of magnitude higher than the cost of open raceways (Del Campo et al., 2007). Consequently, the culture is performed in open raceways of 1 000 m² (100 m long and 10 m wide) of useful area and is 30 cm depth (Richmond, 2003; Lardon et al., 2009). The ponds are built out of concrete blocks on a slab of 10 cm of thickness. The pond area and the internal walls are covered with a PVC liner and acrylic varnish. We consider a cultivation system of 1000 ponds, which leads to a cultivated area of 100 ha.

The growth rate of *Chlorella vulgaris* is assumed to be $25 \text{ g.m}^2.\text{d}^{-1}$ (Lardon et al., 2009; Clarens et al., 2010), which leads to a daily productivity of $25\,000 \text{ kg.d}^{-1}$. The algae concentration is 0.5 kg.m^{-3} . The quantities of carbon dioxide and fertilizers required for growth of the algae are based on the composition of the algae. Experimental data in Ras et al. (2011) give the following composition for 1 kg of dry algae: 367 gC and 61 gN. The ratios of P and K compared to N in *Chlorella vulgaris* (Lardon et al., 2009) lead to a composition in phosphorus and potassium of 8.1 gP and 6.59 gK per kg of dry algae.

The CO_2 is supplied by three ways: as CO_2 recovered from the purification which is dissolved in water, as dissolved CO_2 in the anaerobic digestion output flow, or as compressed gas injected in the ponds. PVC pipes bring the liquid and gaseous streams to the ponds. It is assumed that the microalgae capture 90% of the gaseous CO_2 injected (Sheehan et al., 1998). The energy cost of the injection is evaluated at 22.2 Wh per kg of CO_2 (Kadam, 2002).

The liquid digestates recirculated from the anaerobic digesters provide a part of the fertilizer requirement of the culture. The remainder is supplied by mineral fertilizers. The choice of the chemical fertilizers is made in order to minimize the environmental effects linked to their life cycles. Nitrogen is brought by ammonium sulphate, phosphorus is brought by single superphosphate, and potassium is brought by potassium chloride. The distance between storage and production sites is fixed to be 100 km. No supplementary energy consumption is considered for fertilizers mixing as the water has already been pressurized during the purification step.

We assume a total efficiency for the use of the fertilizers, in other words there is no nutrient loss in the system, except the mineral content of the solid digestates. As the supernatant of settling and centrifugation in one hand and the liquid digestates in the other hand are recirculated through the ponds, this assumption is correct on a global balance approach. It only neglects the loss by volatilization of NH_3 which can be controlled by keeping pH lower than 7.

Water movement is provided by a paddlewheel at a velocity of 25 cm.s^{-1} . The loss of water is estimated to be 600 mm per year. Water losses are compensated by the fresh water used at the purification step and reinjected (at high dissolved inorganic carbon concentration) in the mixing tank.

A.2.2.2 *Harvesting step*

Biomass harvesting is done in two steps: first a natural settling, and then a second concentration of the algae by centrifugation.

Natural settling step

Conservative assumptions have been done for the description of the passive sedimentation process, based on data collected by the authors on lab-scale photobioreactors. Experimental data showed good sedimentation properties of *C. vulgaris*, with a sedimentation velocity of 3.575 m.d^{-1} , allowing the collection of 65% of the algal biomass with a concentration 20 times higher than in the culture stream after one hour (Ras et al., 2011). The overflow is recirculated toward the algal ponds. Such a harvesting efficiency requires to pump $76\,923 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ for an installation of 100 ha, which means an electrical consumption of $3\,825 \text{ kWh.d}^{-1}$ for the pumping.

The settlers are cone-shaped concrete structures. The volume of each settler is $1\,722 \text{ m}^3$, with 4 m height and a radius of 11.7 m. 50 settlers are used for the 1 000 ponds. (*i.e* 0.5 settlers per hectare of culture).

Centrifugation step

The centrifugation is done through the Spiral Plate Technology of Evodos (Evodos, 2010). The concentration factor is 5, which leads to an output flow to the anaerobic digestion step of $500 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$ at an algae concentration of 50 kg.m^{-3} .

According to constructor details, with a loading rate of 7 kg.m^{-3} , the energy required in order to obtain an algae paste with 30% of dry matter is 1 MJ.kg^{-1} . We assume that with a loading rate of 10 kg.m^{-3} , the energy consumption to obtain an algae paste at 5% of dry matter in the output flow is equal to 0.15 MJ.kg^{-1} . This energy consumption takes into account the energy required for injecting the algae in the anaerobic digesters. The loading rate of the centrifugation devices is $3 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$, so 34.7 machines are needed to treat the $2\,500 \text{ m}^3.\text{d}^{-1}$. We assume that the centrifugation devices are made out of 2 000 kg of steel.

A.2.2.3 *Anaerobic digestion step*

All the data used for the functioning of the anaerobic digestion plant and the biogas purification plant come from industrial data, and are based on state-of-the-art engineering for wastewater treatment applications (Naskeo, 2010).

From our experimental data, it is necessary to apply a retention time higher than 40 days to obtain a methanisation yield superior to 75 % of its maximal biological potential; in this study the anaerobic digester has been designed to offer a hydraulic retention time (HRT) of 46 days. For a production facility of 100 ha, the reactors will have to treat a flow of $500 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. It induces that the total effective volume needed for the anaerobic digestion process is 23 000 m^3 . This leads to an organic loading rate (OLR) of $1.4 \text{ gCOD} \cdot \text{L}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, which is compatible with the use of a Completely Stirred Tank Reactor, the most usual digester technology. We consider seven cylinder-shaped digesters on the site, of 8 meters height and 24 meters of external diameter.

The tests undertaken in continuous reactors provide the experimental data which are presented in Table A.1, consistently with other studies (Chen, 1987; Sialve et al., 2009).

The daily production of biogas is $9\,385 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, and its composition is 70% of CH_4 and 30% of CO_2 . The heat required for this plant is $17\,000 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$, which is equivalent to a consumption of $2\,443 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ of biogas (lower heating value of the biogas is equal to $6.958 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$). This heat necessary for operating the anaerobic digestion plant is provided by burning part of the biogas produced in a boiler. The electric consumption of the anaerobic digestion plant is $2\,694.1 \text{ kWh} \cdot \text{d}^{-1}$.

Table A.1: Biomass characteristics of *Chlorella vulgaris* and anaerobic digestion performances for a HRT equals to 46 days (Ras et al., 2011)

Parameters ^a		Value
Biomass characteristics	gVSS/gTSS	0.9
	gCOD/gVSS	1.429
	gTOC/gCOD	0.286
	gTKN/gTOC	0.167
Anaerobic digestion performances	mLCH ₄ /gVSS	292
	%CH ₄ in the biogas	70
	Biodegradability	0.56
	Mineralization rate	0.9

^a: VSS: Volatile Suspended Solids, TSS: Total Suspended Solids, TKN: Total Kjeldahl Nitrogen, TOC: Total Organic Carbon

A.2.2.4 Biogas upgrading step

Schematically, upgrading and washing the biogas is achieved by bubbling the biogas in pressurized water. As methane is barely soluble and CO_2 is highly soluble, the remaining gas is mainly composed of CH_4 . Other trace gases (e.g. H_2S) and dusts are also removed during the process. The energy consumption of this step is $0.301 \text{ kWh} \cdot \text{m}^{-3}$ of biogas upgraded. This step leads to a gas with 96% of CH_4 . The daily quantity of biogas to upgrade is $6\,942 \text{ m}^3$ which leads to $5\,061.5 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ of a gas rich at 96% in CH_4 . The water in which the CO_2 has been dissolved is reinjected in the mixing tank.

A.2.2.5 Liquid digestates recycling step

Anaerobic digestion of the algae leads to the production of digestates composed of organic and mineralized matter. During this step 56% of the carbon fraction of the algae is degraded. Concerning the degradation of the nitrogen, phosphorus and potassium fraction of the algae, the tests undertaken by Ras et al. (2011) provide mineralization rates equal to 19% for an HRT of 16 days and to 68% for an HRT of 28 days. We estimate that 90% of the N, P and K is degraded for an HRT of 46 days.

The particulate matter is concentrated by centrifugation up to 30% of dry matter. The electric consumption of this step is $630 \text{ kWh}\cdot\text{d}^{-1}$. These solid digestates are substituted to mineral fertilizers at plant. The solid fraction can be used as a soil conditioner, bringing fertilizers to the soil and increasing its organic content. Even if the availability of the mineral elements is not as high as the one of mineral fertilizers, it is assumed here that the application of the soil conditioner allows saving the equivalent amount of mineral fertilizers for N, P and K. This substitution takes into account the CO_2 emitted during the decomposition of the organic matter, which is here assumed to be complete. This organic fraction corresponds to $33.33 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, with a concentration of carbon, nitrogen, phosphorus and potassium by cubic meter equals to 120.01 kgC, 4.5 kgN, 0.607 kgP and 0.495 kgK.

The liquid part of the digestates with mineralized matter is reinjected in the mixing tank and is considered as fertilizers for the algae. It corresponds to $466.67 \text{ m}^3\cdot\text{d}^{-1}$, with a fertilizer concentration by cubic meter equal to 2.94 kgN, 0.39 kgP and 0.32 kgK.

A.3 Results and discussion

A.3.1 Mass flows and electric consumptions

Table A.2 presents the main mass and energy flows which occur during the different steps of methane production from algae. Each step is characterized by significant energy requirements. The highest energy demand comes from heating the digesters. Nevertheless, this heating is provided by burning the collected biogas produced from microalgae digestion. Therefore this energy sink does not appear in the energy ratio. The total electric consumption is 0.640 kWh by kg of algae or 3.2 kWh by cubic meter of methane, which means $16\,000 \text{ kWh}\cdot\text{d}^{-1}$ for the whole system. The most consuming stages are:

- the paddlewheels: 31.2%
- the pumping between the ponds and the settlers: 23.9%

Annexe A : Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production

- the anaerobic digestion plant: 20.8/%, with 16.9% for the mixing of the digesters and the pumping, and 3.9% for the centrifugation of the digestates.
- the purification plant: 13%
- the centrifugation of the algae: 6.6%
- the CO₂ injection: 4.5%

It can be noticed that the reinjection of the liquid digestates in the ponds induces very low needs in chemical fertilizers. Without this recycling, the amount in fertilizers would have been increased by a factor 10 in order to fit algae nutrient requirements.

Table A.2: Mass and energy flow generated by the production of 1 kg of algae

Step	Value Units	Units
Culture and harvesting		
Flow out of the ponds	3.077	m ³
Nitrogen consumption	8.85E-03	kg
Phosphorus consumption	2.69E-03	kg
Potassium consumption	1.15E-03	kg
CO ₂ consumption	1.172	kg
Electricity consumption (CO ₂ injection)	0.0289	kWh
Electricity consumption (Paddlewheel)	0.200	kWh
Natural settling		
Flow out of the settlers	0.1	m ³
Electricity consumption (Pumping)	0.153	kWh
Centrifugation		
Flow out	0.02	m ³
Electricity consumption	0.042	kWh
Anaerobic digestion		
Biogas production	0.375	m ³
Electricity consumption (mixing of the digesters)	0.108	kWh
Electricity consumption (centrifugation of the digestates)	0.0252	kWh
Heat consumption (internal biogas) ^a	0.68	kWh
Purification		
Methane, 96 vol-%	0.201	m ³
Electricity consumption	0.083	kWh
Water consumption	0.067	m ³
Combustion		
Energy (from methane)	2.00	kWh

^a: This value has already been subtracted to the energy production

Figure A.2 presents the carbon flows of our system. The carbon lost by combustion or by the spreading of solid digestates is supplied to the system at the pond level in the form of CO₂.

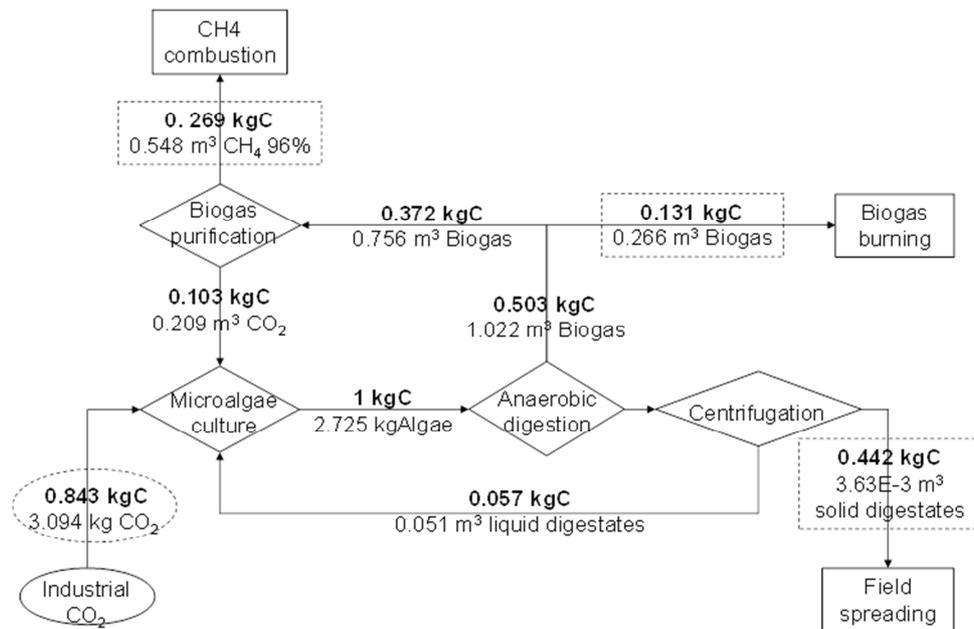


Figure A.2: Carbon balance of the system. The squares correspond to the outputs of the system, and the circle to the input

A.3.2 Processes contribution

The processes implicated in one MJ produced by burning algal fuel through an internal combustion engine are shown in Figure A.3. The CML method (Guinée et al., 2001) has been used to assess potential environmental impacts. The selected impacts are: *abiotic depletion* (Abd), *potential acidification* (Acid), *eutrophication* (Eutro), *global warming potential* (GWP), *ozone layer depletion* (Ozone), *human toxicity* (Hum Tox), *land competition* (Land), *ionizing radiation* (Rad) and *photochemical oxidation* (Photo).

The different stages of the whole process chain have been grouped in 4 categories, in order to analyze their contribution towards different impacts:

- Energy: impacts related to the production and the use of the energy (heat and electricity) required on the facility.
- Infrastructures: impacts related to the building and the recycling of infrastructures. This category includes the transport of the materials.
- Combustion: impacts generated by the combustion of biogas in a boiler (heating of the system) and of methane in an internal combustion engine.
- Fertilizers: impacts linked to all the fertilizers, *i.e.* all substrate compounds required for algal growth (N, P, K, and CO₂). As the substitution method has been used for by-products accounting, the only impacts of this category are the ones linked to CO₂.

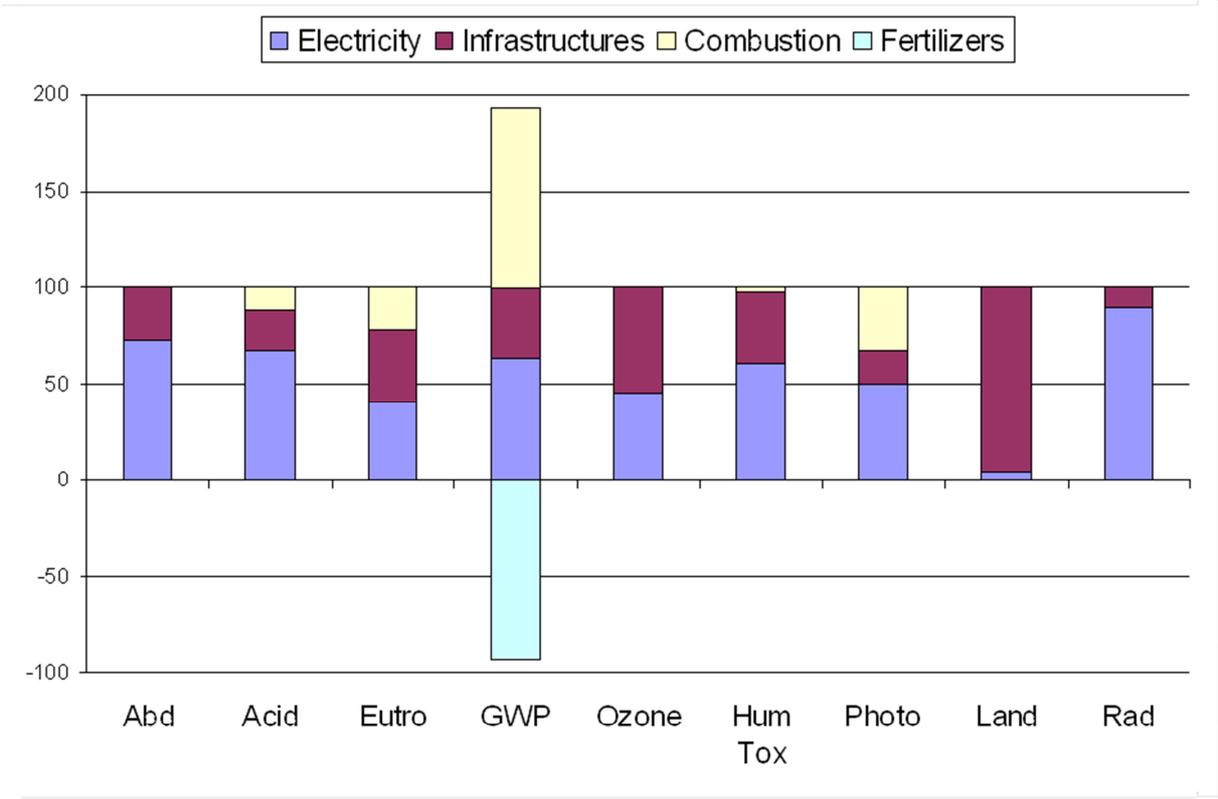


Figure A.3: Processes contribution of the production of 1 MJ by algal methane combustion

For most of the impacts, the electric consumption represents the most important contribution. This proportion can reach more than 60% for the ionizing radiation (89.8%), abiotic depletion (72.7%), and acidification categories (67%).

The impacts related to the building and the recycling of infrastructures are mainly due to the building of ponds as well as the use and transport of concrete. However the high contribution of infrastructure on human toxicity impact category is due to the use of glass fiber plastics to build the paddlewheel.

Combustion of biogas and methane contributes marginally to eutrophication (22.8%) and acidification (11.5%) impact categories, and mainly to the photochemical oxidation (32.9%) and the global warming potential (94.3%). The high contribution towards global warming potential by burning biogas and methane is counterbalanced by CO₂ uptake for algal growth at the pond level, which is represented in Figure A.3 as the negative impact in the fertilizers category.

A.3.3 Comparison with algal biodiesel

Figure A.4 compares impacts generated by the production of 1 MJ by burning algal based methane, algal based biodiesel (Lardon et al., 2009) and diesel (Frischknecht et al., 2007).

The chosen scenario from the ones analyzed in Lardon et al. (2009) is a culture with a low nitrogen fertilizer input and a wet extraction of the oil. Each impact is standardized with the value of the worst scenario for this impact.

It must be mentioned that the comparison with algal biofuel is not done on exactly the same bases. Actually, the substitution method has been chosen in this study, whereas the impacts of the algal biodiesel are based on the allocation method. Regarding the comparison between algal-based methane and diesel productions, there is no coproduct generated during the production phase, so neither substitution nor allocation is needed.

Results reveal that algal methane is the worst case for abiotic depletion, ionizing radiation, human toxicity and global warming potential impacts, mainly because of the strong demand in electricity. For the land use category as well, diesel and algal biodiesel reveal less impacts than algal methane. First of all, the area needed for the construction of the ponds is much higher than the one required for an oil rig. Furthermore, this can be explained by the fact that for biodiesel production, a considerable part of the impacts has been allocated to oilcakes. Actually the impacts are based on an energy allocation, which implicitly assumes that the total energy content of by-products can be extracted. On the other hand, in the anaerobic digestion scenario, the real extractability of energy is used and the remaining theoretical energy content of by-products (*i.e.* the soil conditioner) is not added to the balance. It results that the production of 1 MJ of methane-based biofuel requires apparently a higher land surface than the one of 1 MJ of algal oil. In the low nitrogen fertilizer input and wet extraction scenario chosen, 46% of the impacts are attributed to the oil. For instance in terms of land use, only 46% of the impacts generated by the pond construction are counted, while in this present study the total amount of impacts are taken into account (the substitution of fertilizers by solid digestates does not affect the land use).

At the energy consumption level, producing algal methane instead of algal biodiesel should avoid high energy demands identified at the dewatering and oil extraction steps. Nevertheless, the high energy demands of paddlewheels as well as pumps make algal methane less competitive compared to algal biodiesel. This is due to how by-products are taken into account. Actually, in the biodiesel scenario, a high proportion of the impacts generated by the electric consumptions has been allocated to oilcakes. In fact both systems (algal methane and algal biodiesel) have very similar energy demands for the paddlewheels and the pumps. Regarding photochemical oxidation, algal methane and diesel are much lower (respectively 13.3% and 9.3%) than the algal biodiesel, seeing that there is no oil extraction and consequently no use of hexane. Both biofuels coming from algae are preferable to diesel in

terms of ozone layer depletion (42.9% for algal methane and 34.3% for algal biodiesel). Finally algal methane is a much better option in terms of acidification and eutrophication (52.9% and 9.9%), principally because the liquid digestates are recirculated into the algal ponds and the substitution scenario is chosen.

A.3.4 Improvement of the energy consumption and comparison with others biodiesel

As shown in Table A.2 and Figure A.3, most of the impacts of the algal-based methane is directly related to the electric consumption. Hence it is clear that any reduction of the electricity consumption will result in a major reduction of the total environmental impact.

In Clarens et al. (2010), authors considered that the energy consumption of the paddlewheel is 0.035 kWh.kgAlgae⁻¹, which is almost six times less than in our study (0.2 kWh.kgAlgae⁻¹). Furthermore, the electric consumption of the pumping of water is evaluated at 0.029 kWh.kgAlgae⁻¹ instead of 0.153 kWh.kgAlgae⁻¹. These changes reduce the total energy demand by 44%. The Figure A.4 also includes this alternative in comparison with the algal biodiesel and diesel. This confirms the high sensibility of the impact assessment toward these sole parameters and advocates for further studies to establish reasonable and consensual values.

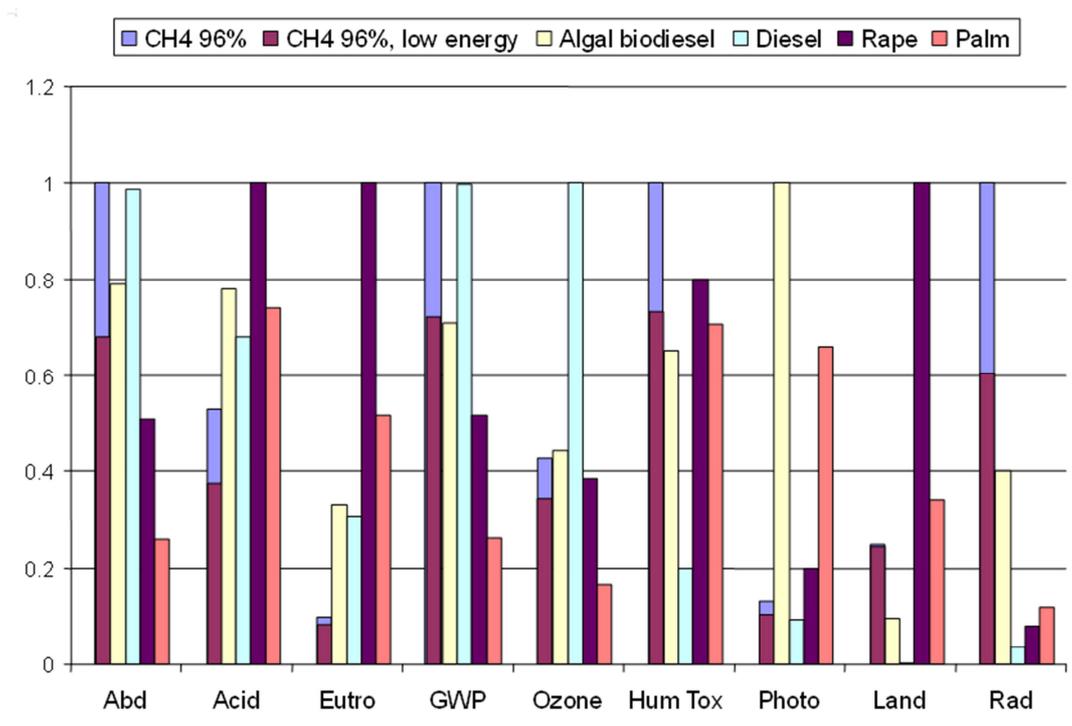


Figure A.4: Comparison of impacts generated by the combustion of 1 MJ of algal methane and others fuels. The impacts of algal-based methane (CH4 96%) and algal-based methane with low energy consumptions (CH4 96%, low energy) are superimposed.

The first observation is that the algal methane produced under low energy consumption described above is a better option regarding impact categories related to abiotic depletion, acidification, eutrophication, ozone layer depletion and photochemical oxidation compared to algal biodiesel. Moreover the impact on global warming is reduced by using this low energy consumption unit, and is therefore similar to the impact level of algal biodiesel. Even if impacts decrease strongly for human toxicity and ionizing radiation categories, it still remains the worst scenario for these two categories as well as for the land use category.

By comparing this second scenario of methane production with rape biodiesel and palm biodiesel (Figure A.4), it appears to be the better option in terms of land use (24.5% of the impacts of the rape biodiesel), photochemical oxidation, eutrophication and acidification. Results are in the same order of magnitude for the ozone layer depletion and the human toxicity categories. Finally, it remains the worst option for abiotic depletion, global warming and ionizing radiation.

A.3.5 Improvement of the environmental performance

It must be underlined that this is a prospective LCA of a non-existing process. Consequently the production systems described in this study should not be considered as fixed, and can be subjected to important modifications. Indeed technologies used for growing and harvesting algae are rather immature, and can be liable to improvement in the future. Therefore the aim of this study is to identify the main bottlenecks of a methane production process from algae, and to compare them with the advantages and the drawbacks of mature (first generation biodiesel and diesel) and immature technologies (algal biodiesel).

Even when the consumptions related to algae production (energy demands of paddlewheels and pumps) are drastically reduced, the energy requirements of the whole combined process are still high, mainly because of the functioning of the anaerobic digestion plant. As it is shown in Figure A.3, the main part of the impacts is strongly correlated to energy consumptions. Yet the energy demand of the digestion plant is directly linked to the hydraulic retention time (HRT), which will determine the total heat and electricity required for the heating and mixing of the digesters. Several complementary options could be suggested to decrease this HRT with similar or better methane yields.

A higher concentration of microalgae in the input flow would increase the OLR (or symmetrically reduce the HRT if applying a constant OLR) and hence increase the plant productivity (i.e. daily methane production), but would also increase the electric demand at

the centrifugation step. An optimization between the concentration of microalgae brought to the digesters and the HRT could be performed and lead to a significant improvement of methane yield.

At this stage, it is worth pointing out that the anaerobic digestion plant designed in this paper is based on state-of-the-art engineering, which is most probably conservative. It is known that, when an advanced control system is associated to the plant, retention times can be decreased down to values in the order of the day for soluble COD (Steyer et al., 2006). With a particulate COD like microalgae, HRT could decrease from several weeks to several days, and so it can lead to both decrease in the electric consumption and increase in overall productivity since a large fraction of the methane which was previously used for the digester heating becomes available.

The choice of the algae could also lead to a significant improvement of the results of the LCA. According to Sialve et al. (2009), the methane yield of *Dunaliella salina* is between 0.440 and 450 mLCH₄.gVSS⁻¹, which corresponds to an increase from 50% to 54% compared to *Chlorella vulgaris*. Furthermore, the HRT is equal to 28 days, which is 18 days less than in our assumptions. These combined effects of an increase of the yield and a decrease of the HRT (i.e. a decrease of the electric consumptions) would induce a strong enhancement of the anaerobic digestion step, and of the LCA results. However, anaerobic digestion of marine algae induces high sodium concentration in the digesters which could possibly have an inhibiting effect on the methane production. This sodium inhibiting effect could be avoided by the use of an adapted marine inoculum (Omil et al., 1995)(Omil et al., 1995). Additionally a study of Chen et al. (2008) underlines the fact that the sodium is less inhibitory in mesophilic conditions than in thermophilic conditions, which limit the energetic consumptions of this step.

Pretreatments, such as thermic or sonic treatments, are commonly used to increase the reaction speed and the total biodegradability of particulate matter, especially for sewage sludge. However even if they succeed in increasing the methane production, the energy balance can sometimes be jeopardized by too intensive thermal treatments or the chemical additives (most of the time, a strong acid or base) may have a significant environmental impact. Chen and Oswald (1998) investigated different pretreatments (like temperature, substrate concentration and hydroxide sodium addition) and it appears that the temperature has the most important effect. A heating at 100°C during 8h generates an increase of the methane production by 33%.

A strategy to increase the performance of a digester is to associate various digestates in order to fit an optimal composition of the influent (Mata-Alvarez et al., 2000). Codigestion with a substrate presenting a high carbon fraction, allows one to increase the global C/N and hence to reach a more favorable range for anaerobic digestion. Yen and Brune (2007) reported a significant enhancement of the methane production with an addition of waste paper to algal sludge feedstock. However the supplementary substrate to treat requires larger reactors and implies to secure the availability of the co-substrate. Moreover it will probably create new environmental burdens associated to its shipping.

Another option would be to control the C/N ratio of the algae, by controlled nitrogen addition in order to maintain it at a low level which guarantees an improved efficiency of the anaerobic stage and despite a lower retention time (Sialve et al., 2009).

In addition to the energy consumptions, an important part of the impacts is due to the infrastructures, and more precisely to the ponds. The use of concrete for the building of ponds generates on one hand high emissions of CO₂ at the cement works level and on the other hand an important consumption of fuel for the transport of the blocks. The classical pond architecture could be revisited with an eco-design perspective to reduce its environmental footprint.

Finally as the electricity production is the main environmental burden of the process chain, the algae production facility could also host alternate electricity producers like solar panels or wind turbines. In situ consumption of electricity should reduce the environmental impact and improve the energy ratio of the whole system. For instance in the described system, it should be interesting to replace the digesters heating process, resulting from several conversion steps (solar energy to microalgae by photosynthesis, microalgae to biogas by anaerobic digestion and biogas to heat by combustion) by a more efficient path (solar energy to electricity by solar panel and electricity to heat by electric heating system) without energy storage.

A.4 Conclusion

The principal aim of this study is to realize the life cycle assessment of the production of methane from algae. It highlights the main bottlenecks in this production, and compares them with the advantages and the drawbacks of mature and other immature technologies (algal biodiesel). Here we focus on a simplified process where methane was the only recovered product, but the optimum from both environmental and economic points of may consist in a

process combining lipid recovery for a fraction of the biomass and methane production from both raw biomass and remaining biomass after lipid extraction.

Acknowledgements

This work benefited from the support of the French National Research Agency, for the Symbiose (ANR-08-BIOE-11) projects. The authors thank Olivier Bernard and Bruno Sialve for their assistance and their advices. Pierre Collet, Arnaud Hélias and Laurent Lardon are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advices.

Bibliography

Brennan, L., Owende, P., 2010. Biofuels from microalgae—A review of technologies for production, processing, and extractions of biofuels and co-products. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 14, 557-577.

Börjesson, P., Mattiasson, B., 2008. Biogas as a resource-efficient vehicle fuel. *Trends in biotechnology* 26, 7-13.

Del Campo, J. a, García-González, M., Guerrero, M.G., 2007. Outdoor cultivation of microalgae for carotenoid production: current state and perspectives. *Applied microbiology and biotechnology* 74, 1163-74.

Chen, P., Oswald, W., 1998. Thermochemical treatment for algal fermentation. *Environment International* 24, 889-897.

Chen, P.H., 1987. Factors influencing methane fermentation of microalgae. Ph.D. Thesis of California Univ., Berkeley, USA.

Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S., 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. *Bioresource technology* 99, 4044-64.

Chisti, Y., 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology advances* 25, 294-306.

Clarens, A.F., Resurreccion, E.P., White, M. a, Colosi, L.M., 2010. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environmental science & technology* 44, 1813-9.

Crutzen, P.J., Mosier, A.R., Smith, K.A., Winiwarter, W., 2007. N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 7, 11191-11205.

Evodos, 2010. www.evodos.com. Consulted on February 2010 [WWW Document].

Frischknecht, R., Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischer, R., Jungbluth, N., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2007. Overview and methodology, final report ecoinvent v2.0 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Golueke, C.G., Oswald, W.J., Gotaas, H.B., 1957. Anaerobic digestion of Algae. *Applied microbiology* 5, 47-55.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Oning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A.W., Suh, S., Udo de Haes, H., de Bruin, H., van Duin, R., Huijbregts, M., 2001. Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science - Leiden University (CML),.

ISO 14040, 2006. Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework. International Organization for Standardization.

ISO 14044, 2006. Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines. International Organization for Standardization.

Jorquera, O., Kiperstok, A., Sales, E. a, Embiruçu, M., Ghirardi, M.L., 2010. Comparative energy life-cycle analyses of microalgal biomass production in open ponds and photobioreactors. *Bioresource technology* 101, 1406-13.

Kadam, K., 2002. Environmental implications of power generation via coal-microalgae cofiring. *Energy* 27, 905-922.

Lardon, L., Hélias, A., Sialve, B., Steyer, J.-P., Bernard, O., 2009. Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae. *Environmental Science & Technology* 43, 6475-6481.

Mata-Alvarez, J., Macé, S., Llabrés, P., 2000. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology* 74, 3-16.

Moheimani, N.R., 2005. The culture of coccolithophorid algae for carbon dioxide bioremediation. Ph.D. Thesis of Murdoch University.

Molina Grima, E., Belarbi, E.-H., Ación Fernández, F.G., Robles Medina, a, Chisti, Y., 2003. Recovery of microalgal biomass and metabolites: process options and economics. *Biotechnology advances* 20, 491-515.

Naskeo, 2010. Internal Communication between authors.

Omil, F., Méndez, R., Lema, J.M., 1995. Anaerobic treatment of saline wastewaters under high sulphide and ammonia content. *Bioresource Technology* 54, 269-278.

Ras, M., Lardon, L., Bruno, S., Bernet, N., Steyer, J.-P., 2011. Experimental study on a coupled process of production and anaerobic digestion of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource technology* 102, 200-6.

Richmond, A., 2003. Handbook of Microalgal Culture: Biotechnology and Applied Phycology. Wiley-Blackwell, Oxford.

Sheehan, J., Dunahay, T., Benemann, J., Roessler, P., 1998. A look back at the US department of energy's aquatic species program – biodiesel from algae. NREL/ TP-580-24190.

Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. Biotechnology advances 27, 409-16.

Steyer, J.P., Bernard, O., Batstone, D.J., Angelidaki, I., 2006. Lessons learnt from 15 years of ICA in anaerobic digesters. Water Science & Technology 53, 25.

Yen, H.-W., Brune, D.E., 2007. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. Bioresource technology 98, 130-4.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Pierre Collet

Laurent Lardon

Arnaud Hélias

Stéphanie Bricout

Isabelle Lombaert-Valot

Béatrice Perrier

Olivier Lépine

Jean-Philippe Steyer

Olivier Bernard

Soumis dans : Environmental Science and Technology.

Abstract

Microalgae are considered as one of the potential major source of biofuel for the future. However, their environmental benefit is still unclear and many scientific publications provide contradictory results. Here we performed the Life Cycle Assessment of the production and combustion of 1 MJ of algal methylester. The system under consideration uses standard open raceways, harvesting is performed via sedimentation and centrifugation to reach a concentration of 30% of dry matter. Lipid extraction and transesterification are then carried out on this humid paste. Environmental and Energy analysis showed that improving the energetic balance is clearly the key priority to make microalgal cultivation sustainable and to improve its Global Warming Potential. We compared an alternative scenario where electricity was produced by a local and renewable source for 45% to the effect of improving other key parameters such as microalgal productivity or biomass concentration. It turned out that with conventional European energetic mix, a productivity of more than $10 \text{ g.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ is required to reach similar Climate Change impact than for rapeseed whereas a productivity of $5 \text{ g.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ is enough when local renewable electricity is available. These conclusions are hardly influenced by the biomass concentration. Such results lead to a new paradigm for algal biomass cultivation.

Keywords: Life Cycle Assessment, microalgae, biodiesel, renewable energy.

B.1 Introduction

Microalgae represent a very large family of photosynthetic microorganisms, including species which can accumulate large amounts of lipid in the form of triglycerides (TAG) that can be turned into biofuel or biojetfuel (Chisti, 2007; Wijffels and Barbosa, 2010). This storage capability is enhanced by a metabolic stress such as nutrient deficiency (nitrogen, phosphorus or silica for diatoms) (Metting, 1996). Research to identify species capable of producing large amounts of TAG has accelerated sharply in recent years. At the current stage, the cost of the technology does not allow large scale cultivation, and progress has to be made along the production chain to decrease the biomass cost down to a price compatible with a biofuel or biojetfuel. However, prior to large scale production of microalgae, the environmental impact of this new technology must be assessed and guide the technological developments. There is currently a debate on the environmental consequences of cultivating microalgae. According to Clarens et al. (2010), energy production from algae has lower environmental impacts than conventional crops only for land use and eutrophication potential. Others authors insist on the fact that microalgal biofuel is sustainable with important modifications of the current practices. Lardon et al. (2009) confirms the potential of microalgae as energy source but with an imperative necessity of decreasing the energy and fertilizer consumption. Authors of Sander and Murthy (2010) and Brentner et al. (2011) highlight the necessity of major technological innovations in algae processing to reduce the environmental impact lower than the fossil fuels. For Pfromm et al. (2011) algae are not a sustainable source of biomass for biofuel in the long term because of their reliance on fossil-based CO₂ from power plants and fertilizer production.

In this framework, we propose here a consolidated Life Cycle Analysis of the production of biodiesel from microalgae in order to highlight the major sources of environmental impacts and study their sensitivity to process optimization and to the electricity source. The considered Functional Unit is the combustion of 1 MJ of algal methyl ester in a conventional internal combustion automobile engine. The scope of the study includes the production of biomass, its conversion into biodiesel and eventually its combustion, the construction and dismantling of culture infrastructure, the extraction or fabrication, conditioning and shipping of inputs for the production and the transformation of algal biomass. It does not include the distribution of the fuel. Lifespan for outdoor material varies from 3 years for plastic film to 10 years for metallic and plastic parts. For each part, dismantling, replacement and disposal in landfill is considered. The production facility is located in Mediterranean Europe, close

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

enough to the seashore to provide access to seawater. The biodiesel production step leads to several by-products, extraction residue and glycerine. Both have a significant energetic content and can be valorised as energy source, in animal nutrition for instance. Hence the allocation between co-products is based on their energetic content (measured by their Lower Heating Value). This is an attributional study (and not consequential), which means that changes in the technico-economic sphere which would result from large-scale production of biodiesel have not been considered (Ekvall and Weidema, 2004). This implies in particular that we do not assess the indirect changes of land use (ILUC).

A general layout of the biodiesel production system is drawn on Figure B.1. In order to evaluate the impact of cultivation of microalgae with currently available technologies, we considered a production process inspired by the techniques used by companies producing high added value microalgal by-products. On the contrary, algae oil extraction and transformation into biodiesel are less mature industrial fields and none large-scale system can be used, even as a proxy; hence the description of this phase of the production chain is based on lab-scale results and generalisation from similar processes for another feedstock. Electricity consumption at the facility gate is modelled by the European Electricity Mix, heat production is based on natural gas combustion in industrial boilers, the gas origins are representative of the European consumption.

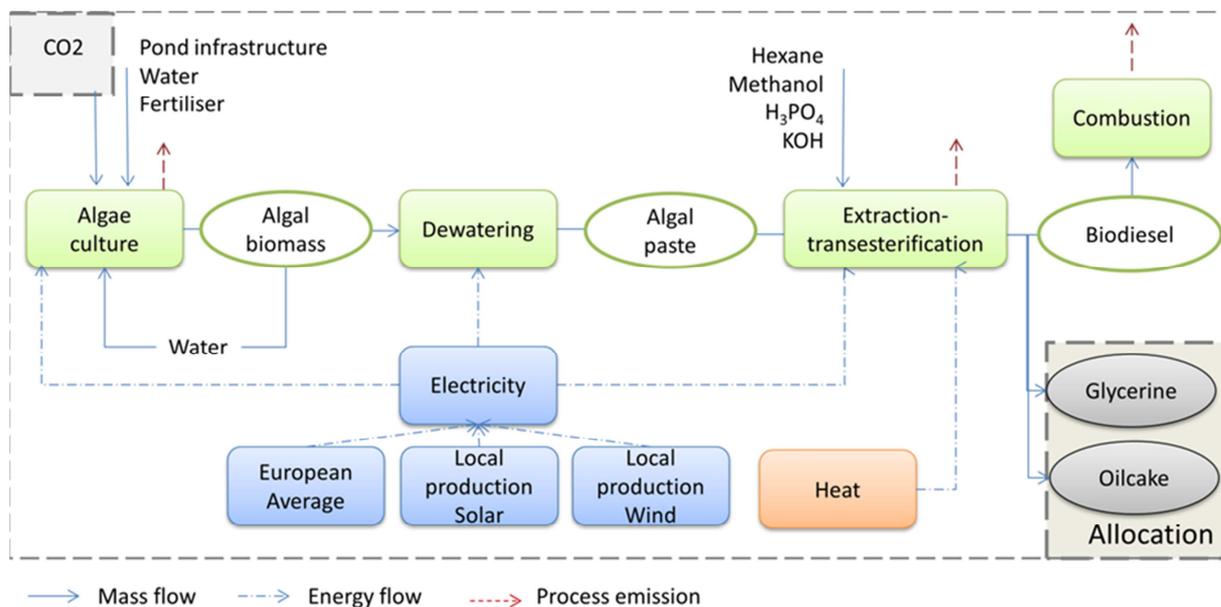


Figure B.1: System layout and perimeter boundaries

B.2 System Description

B.2.1 Microalgae specification

Many researches are still on going to select ideal strains and to optimize culture conditions in order to produce algal biodiesel. However there is up to now enough knowledge to estimate properties of a desirable and possible candidate. This study considers large-scale cultivation of *Nannochloropsis occulata*. This marine species is an efficient trade-off between growth rate, lipid accumulation and straightforwardness of cultivation. Based on experimental results obtained on an outdoor pre-industrial plant, we considered the composition of the biomass presented in Table B.1. This fractionation corresponds to the assumptions that lipid accumulation has been induced by the application of nitrogen starvations (Rodolfi et al., 2009). This fractionation is coupled with generic molecular models of different fractions as proposed in Reboloso Fuentes (2000) and Geider and La Roche (2002) to propose a mineral composition and an energetic content. Consequently the proposed culture is characterized by a C/N ratio of 13.8 (in conditions of nitrogen starvation) and a Lower Heating Value of 23.2 MJ.kg_{DW}⁻¹.

Table B.1: Algae composition

Fraction		% of Org. Matter	% of dry weight
Carbohydrate	C ₆ H ₁₂ O ₆	16.8	16
Protein	C _{4.43} H ₇ O _{1.44} N _{1.16}	23.4	22.3
Lipids	C ₄₀ H ₇₄ O ₅	48.1	45.7
DNR/RNA	C _{9.5} H _{13.75} O ₆ N _{3.75}	2.4	2.3
Chlorophyll	C ₅₅ H ₇₀ O ₆ N ₄	0.4	0.3
Fibre	C ₆ H ₁₂ O ₅	8.8	8.3
Ashes	P, K, Mg, S, Na, Ca, Fe, Cu, Zn	-	5

Amounts of fertilizers are determined according to the mineral content and regardless of any strategy for recycling these elements from the algae cake. Nevertheless, nutrients contained in the seawater (*e.g.* Sodium, Magnesium, Potassium...) are taken into account. Specific losses rates are applied for each volatile nutrient, as summarized by the Table B.2. Based on observations collected on a large-scale pond (Weissmann et al., 1989), an average loss of 25% is assumed for the CO₂; this value encompasses losses at the injection and pond outgassing. As a part of the nitrogen is carried as ammonium, ammoniac volatilization should be considered. Consistently with emissions figures discussed further, we consider a loss of 12% of the total mineral nitrogen pool. Fertilizers selection has been done in order to minimize the environmental impacts; however the fact that settler supernatant is recirculated to the ponds

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

imposes that the fertilizer stream contains only minerals which are actually taken-up by the algae to avoid any mineral accumulation in the system.

Table B.2: Mineral requirements

	Algae composition	Loss (%)	Net consumption
CO ₂	568 gC.kg ⁻¹	25%	2.78 kg-CO ₂ .kg ⁻¹
Diammonium Phosphate (DAP)	8.9 gP.kg ⁻¹	P: 0%, N:12%	38 g-DAP.kg ⁻¹
Ammonitrate (AN)	45.9 gN.kg ⁻¹	12%	107 g-AN.kg ⁻¹

Depending on the scale (laboratory vs. field data), the process (photobioreactors vs. raceways), its location (local climate) and the period of the year, a large range of productivities have been discussed in the literature (Rodolfi et al., 2009; Wijffels and Barbosa, 2010). But the productivity is also highly related to the stress protocol used to induce lipid accumulation. Generally, it results in decreasing the growth rate and thus the productivity (Rodolfi et al., 2009). The nominal average productivity in this study is supposed to be 20 g.m⁻².d⁻¹, which is an optimistic but feasible value.

B.2.2 Cultivation and harvesting

The production system is inspired by former studies (Lardon et al., 2009) and industrial practices which have been adapted when less impacting processes or materials could be identified regardless of their price. Algae culture, harvesting and transformation are supposed to happen on the same site. Consistently with the area chosen for the facility (*i.e.* Mediterranean Europe), the land used to build ponds and transformation facility is assumed to be initially shrub land. Its occupation by the culture facility is assimilated to industrial area with vegetation. Biodiversity impacts of the installation through its land use will be assessed based on these assumptions.

Cultivation systems are designed with a total production capacity of 80 ha, distributed between ponds dedicated to *inoculum* conservation and culture ponds (10 000 m², 310 m long and 30m wide for each pond). Ponds are directly excavated and made of polypropylene liner covered with a liner of high density polyethylene. Pools are covered by a removable greenhouse which helps in maintaining a more adapted temperature for growth and therefore enhances both productivity and length of the cultivation season. It also reduces water loss through evaporation; in addition it reduces the risk of contamination of culture by other algal species or by grazers. The greenhouses are made of flexible plastic film (polyethylene, life time 3 years) fixed on a wooden frame. The raceways are 45 cm high with 30 cm water depth. They are operated in a continuous way during 240 days per year, inoculation ponds outflow is

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

cascaded to the culture ponds whereas the outlet of culture ponds is directed to concrete settlers where the algae flocculate and sediment. The supernatant is recirculated to the culture ponds. Large PVC bags are used to prepare and store the fertilizer solution. Water circulation is assured by a network of PVC pipes (75 mm diameter), gas injection is performed by gas compressors and a network of PVC pipe (25 mm diameter). In this study, only the injection of CO₂ into the ponds was evaluated. The supply of CO₂ in a usable form is considered to be the responsibility of the CO₂ generating process and is therefore not included in this inventory. Compression is simulated on the assumption of the delivery of a fume gas (40°C, 12.5% of CO₂) at atmospheric pressure. Gas injection is realised by spargers at the bottom of 1 meter deep sumps; injection loss and outgassing represent 25% of the initial injected volume. Head loss of 1 bar is assumed over the gas injection network. The agitation of the raceways is provided by a paddlewheel made of High Density Polyethylene (paddles) and steel (engine and gear). The life time of the agitation system is estimated to be 10 years. There are various figures in the literature for the agitation energy, some being very optimistic in the sense that they underestimate the minimal energy requirement to compensate the pressure losses. It has to be emphasized also that a minimal agitation has to be provided overnight to avoid sedimentation. The power required for agitation is based on hydraulic models and values estimated at the National Renewable Energy Laboratory (NREL) (Weissmann et al., 1989) for the paddlewheel efficiency and the friction of the pond surfaces. As the paddlewheel is working continuously during the whole culture season and independently of the actual growth yield, it is important to optimize its use. Energy demand of the paddlewheel increases proportionally to the cube of the flow velocity; hence we have chosen to reduce flow velocity from 25 to 15 cm.s⁻¹ overnight (*i.e.* 10 h a day). The result average energy consumption for the paddlewheel is estimated at 3.95 Wh.m⁻².day⁻¹.

Gaseous emissions from ponds are barely known. Recently Fagerstone et al. (2011) reported N₂O emissions over light and dark periods for laboratory-scale reactors. They also showed that N₂O emissions were correlated to the presence of denitrifying bacteria and occur mainly when conditions favourable to denitrification are present, *i.e.* in the presence of nitrate and a low dissolved oxygen concentration. Hence it is obvious that actual emissions would be extremely depending on operating conditions such as the dissolved nitrate concentration, oxygen concentration over dark periods, actual gas transfer coefficient, nitrogen concentration. Authors of Fagerstone et al. (2011) recommend to estimate N₂O emissions of 0.037 gN₂O.kgN⁻¹. Ammonia volatilization is also an important emission as it creates acidification, eutrophication and eventually induces so-called indirect N₂O emissions

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

(occurring during bacterial transformation of ammonia). Without any accurate data, the only possible estimation factor relies on IPCC emission factors (IPCC, 2006) for nitrogen discharge into water bodies, *e.g.* $120\text{gNH}_3.\text{kgN}^{-1}$ for ammonia volatilization and $1.6\text{gN}_2\text{O}.\text{kgN}^{-1}$ for indirect N_2O emissions. Table B.3 summarizes values and sources of emission factors to describe gaseous emissions from ponds. It appears that direct emissions, as they have been measured, are negligible in comparison with indirect emissions, as they have been estimated.

Table B.3: Pond gaseous emissions

Emission	Value	Source
Ammoniac volatilization	$120\text{gNH}_3.\text{kgN}^{-1}$	(IPCC, 2006)
N_2O indirect emission	$1.6\text{gN}_2\text{O}.\text{kgN}^{-1}$	(IPCC, 2006)
N_2O direct emission	$0.037\text{gN}_2\text{O}.\text{kgN}^{-1}$	(Fagerstone et al., 2011)

Harvesting is done in a first step by flocculation / sedimentation in a dedicated pool to reach an algal concentration of $50\text{kg}.\text{m}^{-3}$ with a separation efficiency of 95%. Sedimentation properties are fluctuating a lot depending on the algal strain and their current state. For some algae, natural sedimentation could be enough to harvest the biomass; in a conservative perspective, it is here assumed that Iron Chloride is used as a flocculent. After sedimentation, the algal slurry is centrifuged to reach a solid content of 30%. This amount corresponds to the removal of most of the extracellular water. Lower solid content would of course reduce the electricity consumption but would eventually require higher energy consumption and potentially lower yields during the product transformation. Algae culture and harvesting implies water circulation. First, seawater has to be pumped to fill the ponds (twice per production season) and to compensate leaks and water loss during the harvest. Evaporation is compensated by freshwater addition, to avoid salt accumulation. Water flows from *inoculum* ponds to culture ponds and from culture ponds to settlers is done passively, by gravity; water recirculation from the settlers to the ponds is done by active pumping. Consequently and according to evaporation and harvest losses described previously, the production and harvesting of 1 kg of algal paste requires the circulation of 2m^3 of water and pumping of 255 L of seawater and 7 L of freshwater.

B.2.3 Algae transformation

Currently it is not clear which technology promises the best yields and environmental performances to produce biodiesel from a wet paste of algae. It has been demonstrated that extraction methods based on dry biomass require too much energy to represent a valid option.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

However recent publications (Lee et al., 2010; Halim et al., 2011) have shown that oil extraction with organic solvent (*e.g.* hexane) on wet material is feasible but with lower performances; Halim et al. (2011) evaluated a reduction by 33% of the extraction yield. Other techniques are studied such as micro-wave assisted oil extraction, or supercritical CO₂ extraction. Up to now it is difficult to gather enough data to build an LCA inventory describing the application of these techniques on algae paste. Another alternative is the *in situ* transesterification with supercritical methanol (Levine et al., 2010; Patil et al., 2011). However the current performances imply a too high energetic consumption mainly because of the very high methanol: algae ratio. Consequently, the inventory proposed in this paper is based on the modification of an existing inventory of soybean oil extraction with hexane (Jungbluth et al., 2007). The required hexane volume and the associated heat and electricity consumptions have been adapted to match with the high moisture content. The process is coupled to alkaline transesterification of the resulting oil. Here again, inventory data are based on those detailed for the transesterification process of soybean oil in the Ecoinvent database (Jungbluth et al., 2007). However it should be noticed that reaction yields could be lowered by the occurrence of emulsion or saponification reactions. Table B.4 details mass, energy and carbon flows during the extraction/transesterification process. The resulting methylester represents 49% of the total output energy content of the raw algae but contains only 41% of the biogenic carbon (*i.e.* the carbon fixed by the algae). Hence through the allocation mechanism, the combustion of the algal biodiesel would emit less carbon than its production is supposed to have fixed. Consistently with the approach of the Ecoinvent report on biofuel (Jungbluth et al., 2007), a corrective CO₂ emission is added to close the carbon balance and to avoid the improper creation of a carbon sink by the energetic allocation.

Table B.4: Mass, Carbon and Energy flow of the supercritical esterification process

	Product	Quantity	Energy flow (MJ)	Carbon flow (kg C) (Biogenic - Fossil)
inputs	Algal paste (30%)	1000 kg	23 170	548 – 0
	Methanol	35.6 kg	2.4	0 – 13
	Hexane	4.37 kg	-	--
	Heat	1406 MJ	-	-
	Electricity	35.7 kWh	-	-
outputs	Methylester	313 kg	11 651	225 – 13
	Glycerol	34 kg	615	13 – 0
	Extraction residue	678 kg	11 357	310 – 0
	CO ₂ corrective emission (kg C)	-	-	45.1 - 0

B.3 Results

B.3.1 Mass and Energy flow

Table B.5 identifies the major flows of mass and energy generated by the production of 1000 MJ of algal methylester (*i.e.* 26.9 kg). This evaluation is not affected by the allocation issues, since the chain of production is considered as a whole. Different energy measures are used to describe energy flows: the energy content of the products is described by the Lower Heating Value (LHV) whereas material and energy inputs are described by their Cumulative Energy Demand (CED). The CED accounts for the primary energy (renewable or fossil) which has been actually consumed to deliver the requested service; hence it includes energy consumptions or losses during extraction, production and distribution (Hischier et al., 2010), it represents somehow the energetic debt of the input. However physical measurements are also given: kg or m².year for material inputs, MJ for energetic inputs. The total set of products represents an energy amount (in terms of Lower Heating Value) of 2027 MJ_{LHV} for a total investment of 2172 MJ_{CED}. This means a slightly unfavourable energy ratio (MJ_{CED}:MJ_{LHV}) of 1.07. However, when accounting only for the local energy demand, the energy ratio drops to 0.62. This emphasizes the main contribution of the upstream losses of energy production and the importance to take them into account when determining an energetic ratio. In this set-up, ponds construction represents a significant fraction of the whole CED; this is mainly caused by the wood used to build the greenhouses covering the ponds (210 MJ over 250 MJ).

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Table B.5: Mass and energy fluxes for the production of 1000 MJ of algal methylester

Step	Influent flux	Energy	Misc.	Products	Total CED
Culture	Pond amortization 12.5 m ² a (250 MJ _{CED})	Carbonation 104 MJ (318MJ _{CED})	17 MJ _{CED}		1251 MJ _{CED}
	Ammonium nitrate 3.42 kg (206 MJ _{CED})	Paddlewheel 65 MJ (199 MJ _{CED})		90 kg Algae slurry (2085 MJ _{LHV})	
	DAP 3.4 kg (86 MJ _{CED})	Circulation 57 MJ (175 MJ _{CED})			
Harvesting - Dewatering	90 kg Algae slurry	Electricity 151 MJ (462 MJ _{CED})	6 MJ _{CED}	86 kg Algae paste (1988 MJ _{LHV})	468 MJ _{CED}
Extraction - Esterification	86 kg Algae paste	Electricity 42 MJ (129 MJ _{CED})	19 MJ _{CED}	26.9 kg Algal ME (1000 MJ _{LHV})	453 MJ _{CED}
	Hexane 0.37 kg (23 MJ _{CED})	Heat 121 MJ (165 MJ _{CED})		2.9 kg Glycerol (53 MJ _{LHV})	
	Methanol 3 kg (117 MJ _{CED})			58.2 kg residue (974 MJ _{LHV})	
Total (MJ _{CED})	682 MJ _{CED}	Electricity: 420 MJ (1284 MJ _{CED}) Heat: 121 MJ (165 MJ _{CED})	42 MJ _{CED}	2027 MJ _{LHV}	2172 MJ _{CED}

B.3.2 Environmental impacts

Environmental impacts have been assessed with impact methods defined in the ReCiPe method for the Hierarchist perspective (Goedkoop et al., 2009). When normalisation was necessary, World factors have been used. Both midpoints and endpoints impacts have been used. Consistently with this method, Global Warming Impact (GWP) corresponds to factors defined by the IPCC 2006 report for a time horizon of 100 years. Global Warming Potential for the production of 1000 MJ of algal methylester is evaluated at 55.6 kgCO₂-eq. Most of it stems from mineral fertilizer synthesis and electricity consumptions. It is important to notice that the scenario simulated here already assumes nitrogen-deprivation culture conditions (but no fertilizer recycling) and rather optimised culture conditions (only 25% of CO₂ losses, efficient paddlewheel ...). It is worth remarking that pond mixing, CO₂ injection and water circulation have similar electricity consumptions and hence similar GWP (respectively 4.5, 7.1 and 3.5 kgCO₂-eq,); hence one should not focus on optimising only one of these electricity consuming stages but the three of them altogether. For instance by setting culture pH to high value (e.g. above 8), one would reduce CO₂ outgassing (and hence reduce injection costs) but will increase NH₃ volatilization (and hence indirect N₂O emissions). It is also important to evaluate other potential environmental impacts instead of only assessing Global Warming Potential. Figure B.2 presents the contribution of each process to the various environmental impacts with two different groupings. Top figure gathers the impacts by

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

process category (*Fertilizer, Culture, Concentration, Transformation and Combustion*) whereas the bottom figure gathers impacts by step in the Life Cycle (*Infrastructure, Fertilizer production, Other chemicals production, Process Emissions and Waste treatments, Energy production, Combustion emissions*).

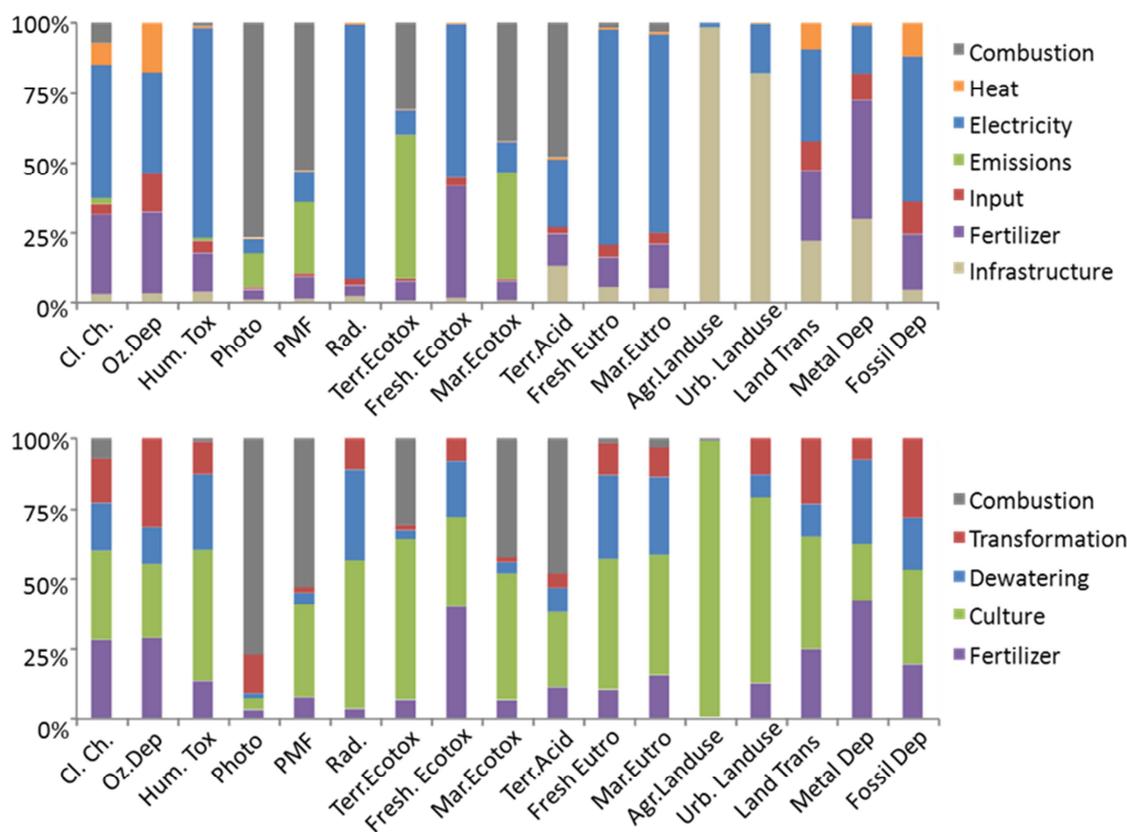


Figure B.2: Contribution of process categories (top) or production steps (bottom) to the environmental impact of 1 MJ of algal biodiesel with the Recipe midpoint method

These figures show the main contribution of *Electricity* and *Fertilizer* productions as they represent more than 50% of the total value for most of the assessed impacts (*Climate Change, Ozone Depletion, Human Toxicity, Radiations, Freshwater eutrophication, Freshwater and Marine ecotoxicity, Metal and Fossil Depletions*). The *Ionising radiation* impact stems mainly from the nuclear plants used to generate a part of the electricity in the European energy mix. Since the cultivation is done in controlled environments, no nitrate leaching occurs during the algae production and the main sources of freshwater eutrophication are the nitrogen fertilizer synthesis and the electricity production from coal¹. However pond emissions contribute to

¹ especially the disposal of spoiled lignite in landfills.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Terrestrial Acidification and *Marine Eutrophication* through deposit of volatilized ammonium and in a lower extent to *Climate Change* through N₂O emissions. Infrastructures have a significant effect only in terms of land use and natural land transformation. The contribution of the *Transformation* step is not negligible but secondary for the majority of impacts. However it should be emphasized here that this part of the production is the most ill-known and hence subject to underestimation of energy consumptions or of waste productions. The combustion step mainly affects *Photochemical Oxidation*, *Particulate Formation*, *Terrestrial* and *Marine ecotoxicity* and to a lower extent *Terrestrial Acidification*. The contribution of the combustion step to *Climate Change* is caused by the fossil carbon coming from the methanol used for the esterification; the rest of the burned carbon is biogenic and hence has a zero GWP impact factor if emitted under the form of CO₂.

Figure B.3 and Figure B.4 compare the impacts of algal biodiesel to other first generation biodiesel (European rapeseed oil methylester, US soybean oil methylester, Malaysian palm tree oil methylester) and to fossil diesel (petrodiesel). Inventory data for these alternative fuels are taken from the Ecoinvent study (Jungbluth et al., 2007), but were modified in order to comply with the energetic allocation choices of this study. It includes field emissions and the direct impacts due to land use change. Biodiesel from microalgae is characterized by:

- significantly higher impacts than other biodiesels for *Human Toxicity*, *Radiation*, *Terrestrial Acidification*, *Freshwater Eutrophication* and *Marine Ecotoxicity* (because of spoiled lignite disposal and uranium mining)
- slightly higher impacts than the average of other biodiesels for *Global Warming*, *Ozone Depletion*, *Photo-oxidative formation* (because of higher hexane volumes for oil extraction), *Particulate Formation*, *Metal depletion*, *Fossil depletion*,
- lower impacts than other biodiesels for *land use*, *marine eutrophication*, *terrestrial* and *freshwater ecotoxicity*.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

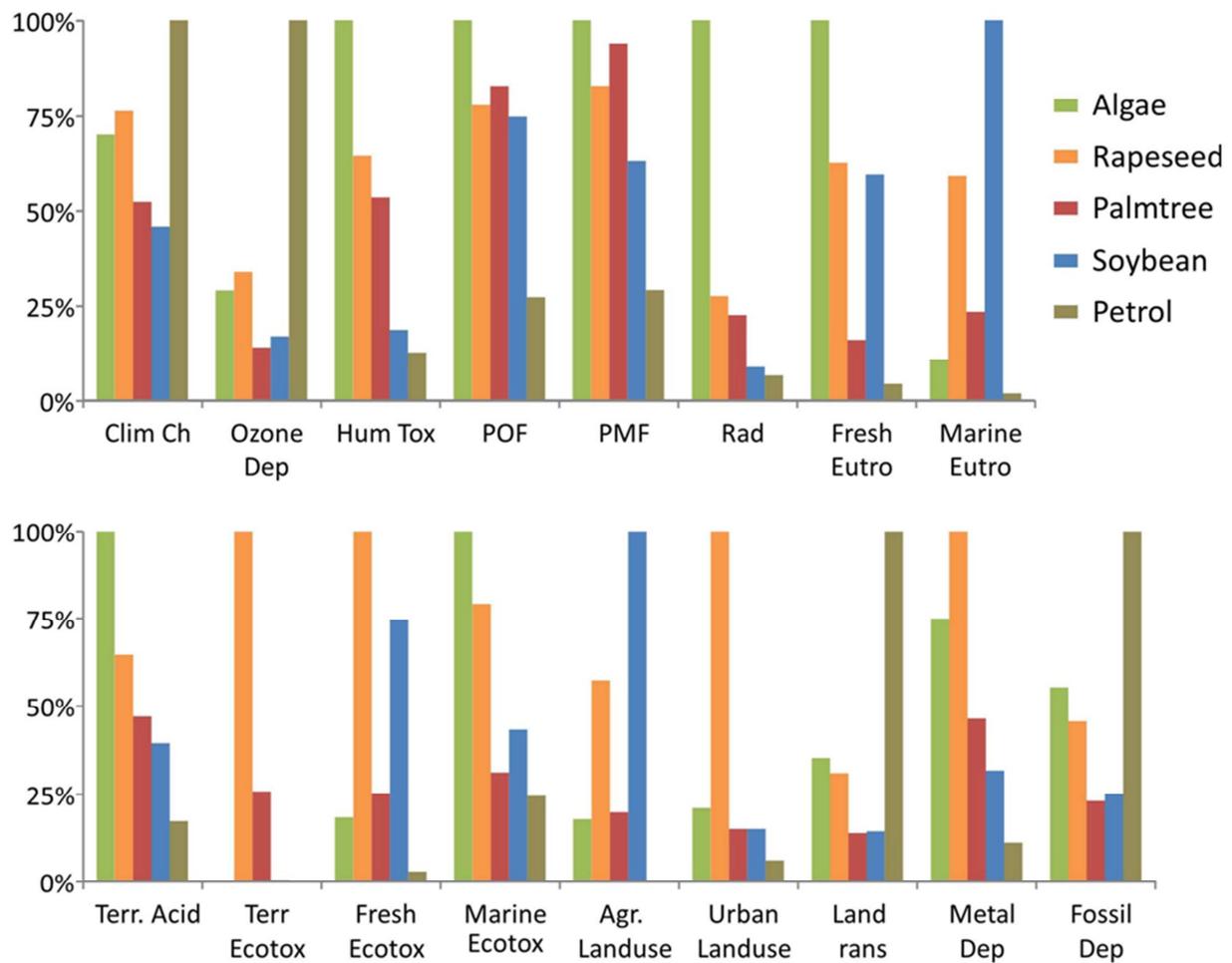


Figure B.3: Environmental impacts for the production and the combustion of 1 MJ of transport fuel with the Recipe midpoint method

Figure B.4 summarizes this potential impact assessment by representing endpoints impacts aggregated for each area of protection defined in the ReCiPe method (*i.e.* Human Health, Ecosystem Quality, and Resource). Since algae production is a semi-closed system free of pesticides and with high surface yields, it has a clear advantage for impacts related to land use and land transformation and hence leads to a significantly lower damage to the *ecosystem*. It nevertheless has a clear disadvantage for impacts related to electricity production (*i.e.* human toxicity, ionising radiation and freshwater eutrophication, mineral resources and fossil fuels consumption) which hampers its potential reduction of damage on *Human Health* and induces a severe *Resource Depletion*. Palm oil is assumed to require a direct land use change by cutting primary forest and hence presents very high ecosystem damage.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

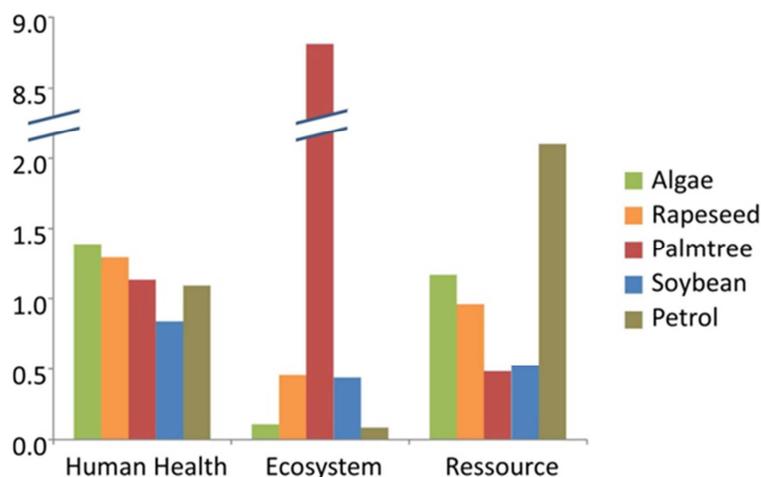


Figure B.4: Comparison of endpoint impacts generated by the production and combustion of 1MJ of microalgae, colza, rape, soybean and palm methylesters, and fossil diesel

This is coherent with the results of the contribution analysis, namely the heavy weight on the overall environmental balance of fertilizer consumption and electricity consumption, and finally this result is consistent with the conclusion of other studies (Lardon et al., 2009; Pfromm et al., 2011). As already pointed out, this study does not account for indirect Land use changes; however on the contrary of other biodiesel feedstocks, it is very likely that algae production facility will not be installed on arable lands and hence will not create significant indirect land use changes. On the contrary, considering indirect land use changes would probably increase GWP and biodiversity damages of other first generation biodiesels.

B.4 Discussion

The system under consideration does not exist at the industrial scale and is a projection of a reasonable process based on the up to date knowledge. As a consequence, the technology is immature and is not optimized. Choices have therefore to be fixed (*e.g.* wet oil extraction, alkaline transesterification) involving hypotheses for which no industrial feedback exists. Alternative choices could have been made, such as a solar biomass dewatering, but we preferred to consider processes that were already individually tested to limit possible unrealistic assumptions and we did not systematically choose the most optimistic assumptions (as often the case in the literature). In line with other studies (Lardon et al., 2009; Pfromm et al., 2011) the overall analysis shows that it is necessary to minimize energy use and reduce consumption of mineral fertilizers to improve the environmental performance of biodiesel from microalgae. Further technological improvements of the whole process must then clearly lead to reduce the need for energy and fertilizers, or improve productivity for the same energy

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

requirement. It is also important to note that substantial energy stored as organic matter is to be found in the algae cake, after oil extraction. Consequently 51% of the environmental impacts of the microalgae production are not allocated to the biodiesel, but to the algae cake and the glycerine. This allocation implicitly assumes that the whole potential energy of the algae cake can be exploited, which is obviously over-estimated. Hence it remains problematic to really assess the energy balance and the environmental impacts of the algae industry. For instance it masks the effect of low extractible lipid content or of a poor extraction yield. Anaerobic digestion of the cake could allow the recovery of a fraction of this energy (Sialve et al., 2009; Ras et al., 2011), producing locally a source of biogas which could cover the needs for heat and recover most of the nutrients incorporated in microalgae, and thus reduce the use of external fertilizer. Co-treatment with an organic waste could also provide the source of necessary nutrients. LCA of anaerobic digestion of microalgae (without lipid recovery) has been carried out (Collet et al., 2011) and showed however that the energy balance is still very tied and the use of external energy, mainly electricity, is strongly detrimental to the greenhouse gas balance.

There is a strong research effort in various directions which may contribute in increasing process efficiency and thus reducing energy demand. Identifying better species and improving them by genetic engineering may contribute both to increase biomass and lipid productivity (Posten and Schaub, 2009; Scott et al., 2010; Wijffels and Barbosa, 2010). Improving the key stages (cultivation system, harvesting and lipid extraction) and reducing the energy demand is also a crucial direction. However, here, we compare the gain that can be expected by these research efforts, resulting in increasing productivity and/or biomass concentration to the environmental impact reduction which can be obtained by a renewable electricity production process. Indeed, we consider an alternative scenario where 25% of the electricity necessary for the plant is locally produced by wind turbines and 20% by photovoltaic panels (the remaining 55% being the European energetic mix). These numbers correspond to the installation of a production power equal to twice the facility demand (in other terms, in the most favourable situation, the facility would export to the electricity grid the same amount of electricity as it would have consumed and hence will not require supplementary power lines installations). Capacity factors have been determined in accordance to the recent IPCC report on renewable energy (IPCC, 2011) and corrected in respect with the facility location (Mediterranean area, proximity to the seashore). Figure B.5 compares the consequences of such a scenario to the effect of technological improvements leading to higher biomass concentration (shifting from 0.5 to 1 g.L⁻¹) and/or higher productivity (sweeping from 5 to

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

$40 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$). The objective of this study is to scale the expected gains on the microalgae production process with respect to the reduction of the GWP when a renewable electricity source is considered. GWP is scaled with reduction thresholds fixed by the European Directive on Renewable Energy (European Union, 2009).

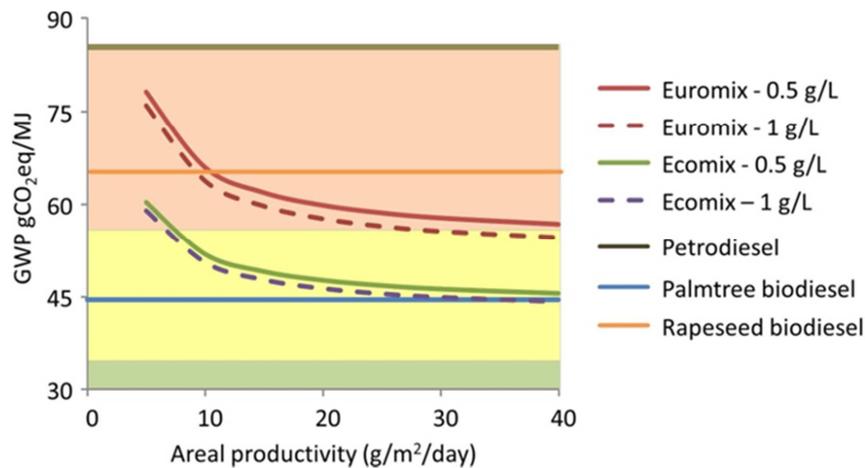


Figure B.5: Sensitivity analysis of the GWP to productivity, algal pond concentration and electricity used

This analysis shows that without any attention to the origin of the electricity used at the production facility, only optimistic values derived from technological improvement of the process (biomass productivity higher than $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ and concentration higher than $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$) enable to reach the current European threshold of 35% of GWP emission reduction. However the use of a renewable source of electricity greatly reduces the Climate Change impact. It turns out that the impact of the source of electricity on the Climate Change criterion has more effect than a significant increase in the productivity. For example, increasing the yield from 10 to $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ is equivalent, for Climate change, to the considered change in renewable electricity supply. However a threefold increase in productivity means intense long term technical developments, while installing wind turbines and solar panels is more straightforward. This analysis shows that the contribution for climate change of microalgae with a productivity of $5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ is already better than the rape seed-based biodiesel when using 50% of renewable electricity while it must become larger than $10 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{day}^{-1}$ with the conventional European mix. Surprisingly, the impact of biomass concentration does not significantly modify the conclusion, even if it results in moving less water, and thus reduces the energy demand. This is explained by the fact that centrifugation and gas injection is depending mainly on the amount of biomass produced rather than its concentration before harvest. Finally the comparison of GWP projections to thresholds fixed by the European

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Commission (*i.e.* 35% of saving today and 60% of saving after 2018) shows that, on the long term, a simultaneous optimization of both the electricity production and the process is mandatory to meet the regulation standards. Nevertheless, one should not focus only on the GWP to assess the environmental benefit of an alternative scenario. Figure B.6 shows the damages on the three areas of protection of different fuels (including the alternative electricity mix scenario) *vs.* their Global Warming Potential; scores are normalized by the value for petrodiesel. Shifting from average electricity mix to the renewable electricity mix proposed here allows a significant improvement of algal biodiesel performances for the three areas of protection; actually the algal- ECO biodiesel is the only one able to perform equally or better than fossil diesel on the three areas of protection. Other first generations biodiesel offer a reduced GWP at the price of higher damages on human health (*e.g.* for rapeseed) or on ecosystems (*e.g.* soybean, rapeseed and palm tree based biodiesels). This figure shows how it is important to use a multi-criteria approach in order to avoid transfer of pollutions.

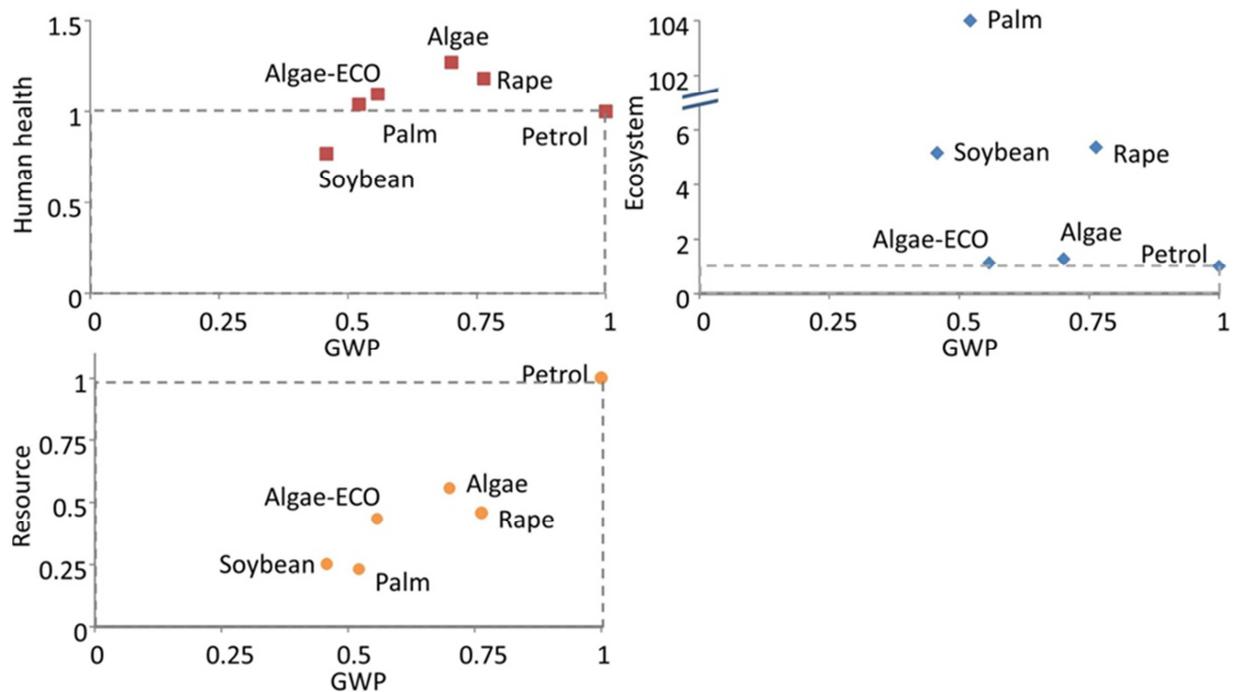


Figure B.6: Aggregated impact for each area of protection vs. GWP of different fuels (Ecosystem score does not include land transformation)

The energy origin does not only change environmental burdens but also energetic efficiency. Renewable electricity productions such as wind turbines or photovoltaic panels have a better energetic ratio (respectively 1.1 and 1.3 $\text{MJ}_{\text{CED}} \cdot \text{MJ}^{-1}$) than productions based on thermal plants (1.8 and 1.2 $\text{MJ}_{\text{CED}} \cdot \text{MJ}^{-1}$ for respectively fossil fuel and nuclear plants). Hence the energy ratio of algal biodiesel (Consumption MJ_{CED} / Production MJ_{LHV}) drops from 1.06 to

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

0.88. However it is crucial to note that the challenge in producing transport biofuel is not simply a question of producing renewable energy but more a question of producing storable and renewable energy. In some sense, the proposed process is a macroscopically efficient way to store a fraction of the renewable electricity energy into microalgal lipids. Figure B.7 shows the shifting of energy forms according to their renewability and storability that the alternative scenario will induce. Here only gas plants and hydroelectric plants have been considered as a storable energy forms as these plants are used to adapt to rapid changes in the grid demand. Nuclear, coal or heavy oil plants have been considered as *non-renewable, non-storable* energy-forms as they have a long reaction time. It turns out that the development of local renewable energy sources not only reduces the total CED but also reduces the dependence on storable energy sources.

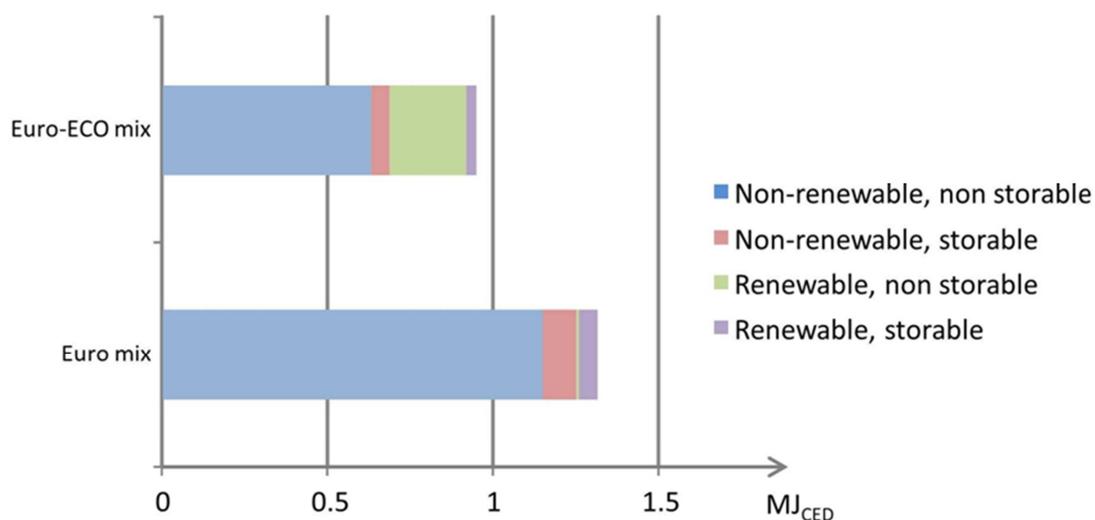


Figure B.7: CED of the electricity consumption required by the production of 1 MJ of algal biodiesel and 1.08 MJ of co-products

The main interest of microalgae for biofuel or biojetfuel production relies in their reduced impact on land use, since they can reach high productivities and they are not in competition with food agriculture. Microalgae can be seen as a biological catalyser to convert the solar energy into a liquid fuel which can be embedded into cars or aircrafts. The performances of this biological catalyser are a range of order higher than any other plants. However, they require energy to be maintained in suspension, for CO₂ injection and to be harvested and dewatered. These additional steps compared to terrestrial plants make a strong difference in the energy balance, and considerably reduces the advantages due to the high productivity. Hence, it explains why the source of electricity is of the utmost importance on the global balance, and especially for the global warming criterion. This analysis leads to a new

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

paradigm in the energy production by microalgae, where the algae production process must be thought much largely than the biotechnological side, but should also encompass the associated system to support the local energy consumption, so that the global balance of the conversion of solar energy (collected both by micro algae and photovoltaic panels) and of wind energy into liquid biofuel leads to advantages also in terms of greenhouse gas emissions.

Acknowledgements

This paper presents research results supported by the ANR-06-BIOE-014 Shamash project and ANR-08-BIOE-11 Symbiose project. It benefited from the support of PSA Peugeot-Citroen and EADS Innovation works.

P. Collet, A. Hélias and L. Lardon are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advices.

Bibliography

P. Collet, A. Hélias and L. Lardon are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advices.

Brentner, L.B., Eckelman, M.J., Zimmerman, J.B., 2011. Combinatorial life cycle assessment to inform process design of industrial production of algal biodiesel. *Environmental science & technology* 45, 7060-7.

Chisti, Y., 2007. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology advances* 25, 294-306.

Clarens, A.F., Resurreccion, E.P., White, M. a, Colosi, L.M., 2010. Environmental life cycle comparison of algae to other bioenergy feedstocks. *Environmental science & technology* 44, 1813-9.

Collet, P., Hélias, A., Lardon, L., Ras, M., Goy, R.-A., Steyer, J.-P., 2011. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. *Bioresource technology* 102, 207-14.

Ekvall, T., Weidema, B.P., 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9, 161-171.

European Union, 2009. Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

- Fagerstone, K.D., Quinn, J.C., Bradley, T.H., De Long, S.K., Marchese, A.J., 2011. Quantitative measurement of direct nitrous oxide emissions from microalgae cultivation. *Environmental science & technology* 45, 9449-56.
- Geider, R., La Roche, J., 2002. Redfield revisited: variability of C:N:P in marine microalgae and its biochemical basis. *European Journal of Phycology* 37, 1-17.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Zelm, R.V., 2009. ReCiPe 2008—a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.
- Halim, R., Gladman, B., Danquah, M.K., Webley, P. a, 2011. Oil extraction from microalgae for biodiesel production. *Bioresource technology* 102, 178-85.
- Hischier, R., Weidema, B., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Frischknecht, R., Hellweg, S., Humbert, S., Jungbluth, N., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Dübendorf.
- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, IGED, Japan.
- IPCC, 2011. Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation, Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Gnansounou, E., Kljun, N., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J., 2007. Life Cycle Inventories of Bioenergy. Final report ecoinvent data v2.0 No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Lardon, L., Hélias, A., Sialve, B., Steyer, J.-P., Bernard, O., 2009. Life-Cycle Assessment of Biodiesel Production from Microalgae. *Environmental Science & Technology* 43, 6475-6481.
- Lee, J.-Y., Yoo, C., Jun, S.-Y., Ahn, C.-Y., Oh, H.-M., 2010. Comparison of several methods for effective lipid extraction from microalgae. *Bioresource technology* 101 Suppl , S75-7.
- Levine, R.B., Pinnarat, T., Savage, P.E., 2010. Biodiesel Production from Wet Algal Biomass through in Situ Lipid Hydrolysis and Supercritical Transesterification. *Energy & Fuels* 24, 5235-5243.
- Metting, F.B., 1996. Biodiversity and application of microalgae. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* 17, 477-489.
- Patil, P.D., Gude, V.G., Mannarswamy, A., Deng, S., Cooke, P., Munson-McGee, S., Rhodes, I., Lammers, P., Nirmalakhandan, N., 2011. Optimization of direct conversion of wet algae to biodiesel under supercritical methanol conditions. *Bioresource technology* 102, 118-22.
- Pfromm, P.H., Amanor-Boadu, V., Nelson, R., 2011. Sustainability of algae derived biodiesel: a mass balance approach. *Bioresource technology* 102, 1185-93.

Annexe B : Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity?

Posten, C., Schaub, G., 2009. Microalgae and terrestrial biomass as source for fuels--a process view. *Journal of biotechnology* 142, 64-9.

Ras, M., Lardon, L., Bruno, S., Bernet, N., Steyer, J.-P., 2011. Experimental study on a coupled process of production and anaerobic digestion of *Chlorella vulgaris*. *Bioresource technology* 102, 200-6.

Reboloso Fuentes, M., 2000. Biomass nutrient profiles of the microalga *Porphyridium cruentum*. *Food Chemistry* 70, 345-353.

Rodolfi, L., Chini Zittelli, G., Bassi, N., Padovani, G., Biondi, N., Bonini, G., Tredici, M.R., 2009. Microalgae for oil: strain selection, induction of lipid synthesis and outdoor mass cultivation in a low-cost photobioreactor. *Biotechnology and bioengineering* 102, 100-12.

Sander, K., Murthy, G.S., 2010. Life cycle analysis of algae biodiesel. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 704-714.

Scott, S. a, Davey, M.P., Dennis, J.S., Horst, I., Howe, C.J., Lea-Smith, D.J., Smith, A.G., 2010. Biodiesel from algae: challenges and prospects. *Current opinion in biotechnology* 21, 277-86.

Sialve, B., Bernet, N., Bernard, O., 2009. Anaerobic digestion of microalgae as a necessary step to make microalgal biodiesel sustainable. *Biotechnology advances* 27, 409-16.

Weissmann, J.C., Tillett, D.M., Goebel, R.P., 1989. Design and Operation of an outdoor microalgae test facility. Final subcontract report, Solar Energy Research Institute, Golden, Colorado.

Wijffels, R.H., Barbosa, M.J., 2010. An outlook on microalgal biofuels. *Science (New York, N.Y.)* 329, 796-9.

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

Pierre Collet

Laurent Lardon

Jean-Philippe Steyer

Arnaud Hélias

Prochainement soumis.

Abstract

Life-cycle assessment is usually an assessment tool which only considers steady state processes: the temporal and spatial variations of extractions, usage and emissions are aggregated during the life cycle inventory (LCI) step. This approach significantly reduces the environmental relevance of some results, as it has been underlined for the case of the climate change. As the development of dynamic impact methods is based on dynamic inventory data, it seems essential to develop a general methodology to achieve a temporal LCI. This study presents a method to select steps, in the whole process network, for which dynamics have to be considered while the others are approximated by steady state representation. The selection procedure is based on the sensitivity of the impacts to variation of environmental and economic flows. Once these flows have been identified, their own timescales are compared to the inherent timescales of the impact categories affected by the flows. The timescales of the impacts are divided into three categories (day, month, year) based on a literature review of the ReCiPe method. This approach is illustrated by the life cycle assessment of ethanol from sugarcane and biodiesel from palm oil. Future developments of time integration in the LCI and in the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) are also discussed in order to deal with the recurrent problem of waiting times.

Key Words: Time, Life Cycle Inventory, Perturbation analysis, Timescale

C.1 Introduction

LCI is usually based on steady-state and linear models of elementary processes (Udo de Haes, 2006); temporal or spatial variations of commodity flows and emissions are most of the time ignored or aggregated within the overall uncertainty.

Although the integration of a spatial dimension is more and more frequently pointed out as a hotspot of LCA and has been subjected to methodological developments, little attention has been given to the temporal aspect of LCA, either in the life cycle inventory (LCI) or in the life cycle impact assessment (LCIA). Since a few years, dynamic has been identified as one of the main unresolved problem in LCA (Reap et al., 2008).

During the LCI step, the dynamic of the emissions is not modelled. The temporal course of the emissions and the ensuing concentrations in the environment cannot be known. At the LCIA step, the time is only taken into account by considering timescales over which the effect of the emissions has to be integrated for some impacts (*e.g.* climate change integrated over 20, 100 or 500 years), but most of the impacts are integrated on an infinite time frame. Despite LCA framework generally assumes that the biological processes respond linearly to environmental disturbances and that threshold effects can be neglected (Owens, 1997), temporal factors such as the timing of emissions and the rate of release can potentially modify the impact of pollution (Owens, 1997; Field et al., 2001; Stasinopoulos et al., 2011). For instance, some impacts are subject to seasonal variations, like aquatic eutrophication which is higher in the summer than in winter (Udo de Haes et al., 2002).

The introduction of time in LCA can pursue different objectives: the assessment of future technologies, the development of dynamic inventories, including non steady-state modelling (Weidema, 2000), and the development of dynamic impact methods, including the special case of long term impacts (Huijbregts et al., 2001). Performing a dynamic LCA requires a dynamic LCI. However the systematic introduction of the dynamic in the inventory faces two limits:

- First it means the collection and the tuning of at least one dynamic model for each process whereas a usual LCA can involve hundreds of processes. All this work is time-consuming and can be at the root of many approximations. The resulting values could then be less accurate than the classical steady-state ones. The data requirement and the complexity of the modelling of all the processes would also probably make this work very difficult (Udo de Haes et al., 2004).

- Secondly it requires the capacity to solve a dynamic system of equations with a huge number of interconnected variables with different time course. Hence it could be difficult to determine the best time discretization.

The objective of this work is to set up a methodology to select the processes - within a whole process network – for which the introduction of a dynamic model could significantly affect the results. The selection procedure is based on two main steps. First the main contributors and the most sensitive flows are selected. Once these flows have been identified, their own timescales are compared to the inherent timescales of the impact affected by the flow. For this, based on a literature review of the ReCiPe method, a classification of the timescales into three categories (day, month and year) of the impacts is done. Practical case studies based on simple systems and on two systems from the Ecoinvent database are used to explain and illustrate the approach.

C.2 Method

When dealing with spatial differentiation, authors in Haes et al. (1999) proposed to start from a generic approach, and then to develop spatially differentiated factors where “large variations of fate and exposure or of effect variables are observed”. The same philosophy is applied here to temporal differentiation by getting a global overview of the system and then introducing dynamics where it is relevant. This has been already suggested by Haes et al. (2004) to limit the introduction of time to a small number of core processes.

In order to determine which steps have to be considered as dynamic and which ones could be approximated by a steady state representation, calculation of the environmental flows’ perturbation factors is done. The perturbation factor of an environmental flow corresponds to the consequences of a variation of the value of this flow on the value of the impact score. This allows us to determine in which environmental flow the introduction of a temporal dynamic (i.e. temporal variations of the emission) is the most relevant.

However this approach is insufficient because temporal dynamics of economic flows induce temporal variations of the emissions of upstream processes. We consider the example of a system where the functional unit is the thermic regulation of a house at 20°C. We suppose that the heating and the cooling of the house is done thanks to electricity (Figure C.1). In winter, the electricity consumption is higher than in summer, so the emissions related to electricity production will be higher (variation of the quantity of the emissions). Furthermore, we suppose that the electric composition of the mix is different in winter than in summer

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

(variation of the quality of the emissions). For example the electric mix will be composed of more coal in summer than in winter.

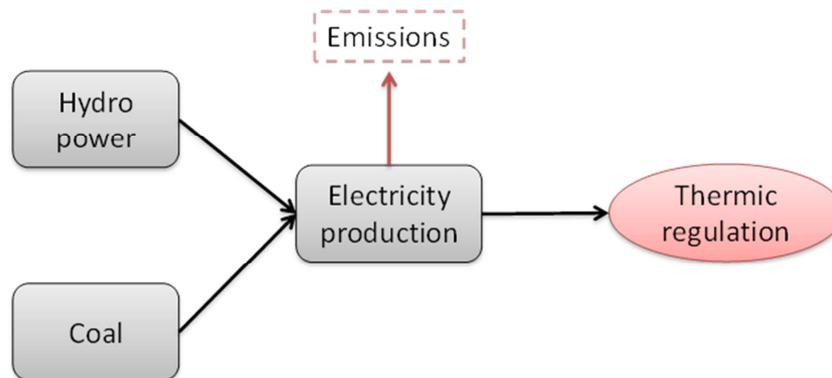


Figure C.1: Sensitivity to the economic flows

Consequently the calculation of the environmental flows' perturbation factors should be completed by the calculation of the economic flows' perturbation factors. The different perturbation factors for different impact categories are first ranked. Then a cut-off decision is set up in order to select a limited number of couples, and finally the introduction of time in the selected flows is discussed based on the comparison of the different timescales considered.

C.2.1 Ranking of the couples according to sensitivity analyses

C.2.1.1 Matrix representation of LCA

With matrix representation, the classical model for the inventory analysis of a LCA with p processes, u economic flows and e emissions is the following:

- A : the technology matrix is known. It is a square matrix of order p . Each line corresponds to an economic flow and each column to a process.
- B : the intervention matrix is known. It is a e by p matrix. Each line corresponds to an environmental flow and each column to a process.
- f : the final demand vector is known. Each line corresponds to an economic flow

The scaling vector s is calculated with the equation (1).

$$s = A^{-1} \times f \quad (1)$$

Emission vector g is obtained with the equation (2).

$$g = B \times s \quad (2)$$

In a classical LCA, the inventory vector g represents the set of all environmental flows corresponding to the considered reference flow.

C.2.1.2 Sensitivity analysis to the economic flows

The developed approach proposes to consider the most sensitive couples {process | economic flow} and {process | environmental flow} with a sensitivity analysis.

According to Heijungs and Suh (2002) the general calculation of an impact score is given by the equation (3).

$$h = Q \times B \times A^{-1} \times f \quad (3)$$

Q is the characterization matrix which corresponds to the juxtaposition of characterization vectors for several impacts. The different impact categories are presented in different units; hence they will need to be normalized, in order to transform the results into dimensionless values (Goedkoop and Spriensma, 2001) and so to permit their summation.

If we consider a specific impact k linked to a vector Q^k , the perturbation factor $\alpha^k_{m,i}$ related to the economic flows is obtained with the equation (4).

$$\forall (m,i,k) \in [1;p]^2 \times [1;l] \quad \alpha^k_{m,i} = \frac{\partial h^k / h^k}{\partial a_{m,i} / a_{m,i}} \quad (4)$$

According to Harville (1997) we have the following relation (5):

$$\frac{\partial(A^{-1})}{\partial a_{m,i}} = -A^{-1} \times \frac{\partial A}{\partial a_{m,i}} \times A^{-1} \quad (5)$$

So we can obtain:

$$\alpha^k_{m,i} = -Q^k \times B \times A^{-1} \times \frac{\partial A}{\partial a_{m,i}} \times s \times \frac{a_{m,i}}{h^k} \quad (6)$$

For each selected flow, the ratio $\frac{\partial A}{\partial a_{m,i}}$ is equal to $E_{m,i}$, a p by p matrix of zero except for the selected flow. So the equation (7) becomes:

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

$$\alpha_{m,i}^k = -Q^k \times B \times A^{-1} \times E_{m,i} \times s \times \frac{a_{m,i}}{h^k} \quad (7)$$

For each impact the result obtained is a matrix of the same size than the technology matrix A (a square matrix of order p). For the l impacts considered, each economic perturbation factor $\alpha_{m,i}^k$ corresponds to a couple {economic flow m | process i } for the impact k .

If an economic flow varies from the value $a_{m,i}$ to the value $a_{m,i}'$, and so inducing a variation of the impact score from h to h' , then the perturbation factor of this economic flow is equal to:

$$\forall (m,i) \in [1; p]^2 \quad \alpha_{m,i} = \frac{h' - h / h}{a_{m,i}' - a_{m,i} / a_{m,i}} \quad (8)$$

To illustrate the relation between the economic flows and their perturbation factor, a simple system considering only one impact, and made of four unit processes is presented in the **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

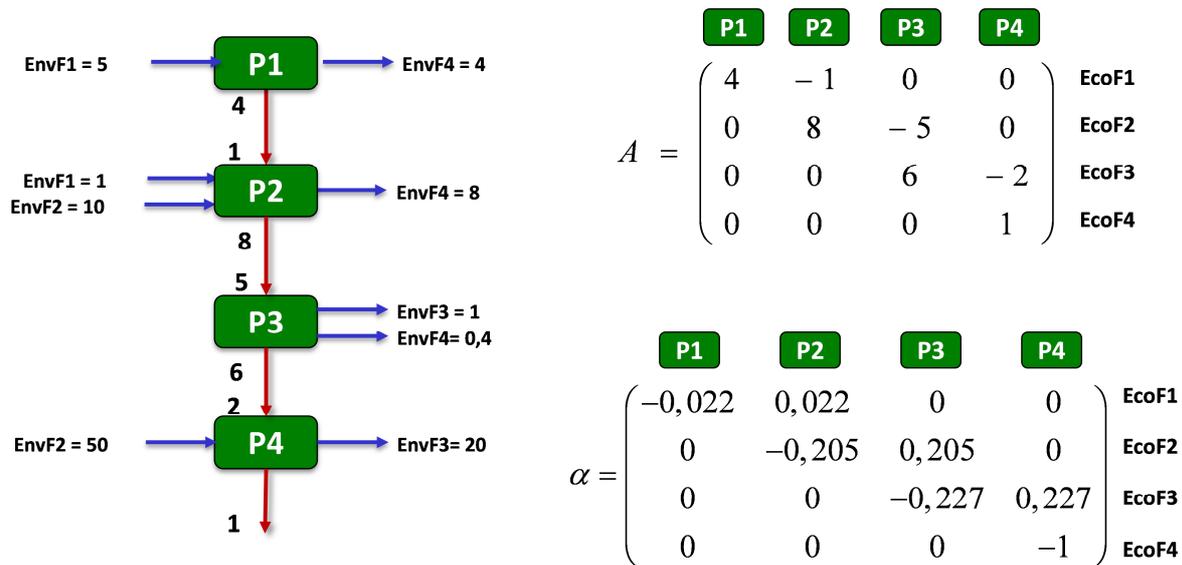


Figure C.2: Economic flows and their perturbation factors values of a simple linear system

C.2.1.3 Sensitivity analysis to the environmental flows

In the LCA approach, the system is described as a process network composed by unit processes. A substance can be emitted to the environment by one or several processes. In the same way, a unit process can generate one or several emissions. Consequently the

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

identification of the most sensitive flows cannot be based on a contribution analysis of the emissions only and / or the processes only, but on couples {process | emission}.

If we consider a specific impact k linked to a vector Q^k , the perturbation factor $\beta_{j,i}^k$ related to the environmental flows is obtained with the equation (9).

$$\forall (i, j, k) \in [1; p] \times [1; e] \times [1; l] \quad \beta_{j,i}^k = \frac{\partial h^k / h^k}{\partial b_{j,i} / b_{j,i}} \quad (9)$$

And so, by replacing h by the expression of equation (3):

$$\beta_{j,i}^k = Q^k \times \frac{\partial B}{\partial b_{j,i}} \times s \times \frac{b_{j,i}}{h^k} \quad (10)$$

For each selected flow, the ratio $\frac{\partial B}{\partial b_{j,i}}$ is equal to $E_{j,i}$, a e by p matrix of zero except for the selected flow. So the equation (10) becomes:

$$\beta_{j,i}^k = Q^k \times E_{j,i} \times s \times \frac{b_{j,i}}{h^k} = \frac{h_{j,i}^k}{h^k} \quad (11)$$

According to equation (11), each environmental perturbation factor $\beta_{j,i}^k$ corresponds to the contribution of a couple {emission j | process i }. This contribution can also be calculated using a matrix C describing the detail of emissions j for each process i according to the scaling vector (equation 12). This other calculation algorithm is simpler than the evaluation of the perturbation factors because it does not require the calculation of derivative functions.

$$C = \begin{pmatrix} c_{1,1} & \cdots & c_{1,i} & \cdots & c_{1,p} \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ c_{j,1} & \cdots & c_{j,i} & \cdots & c_{j,p} \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ c_{e,1} & \cdots & c_{e,i} & \cdots & c_{e,p} \end{pmatrix} \quad (12)$$

$$\text{with } \forall (i, j) \in [1; p] \times [1; e] \quad c_{j,i} = b_{j,i} \times s_i$$

$$\text{and } \sum_{i=1}^p c_{j,i} = g_j$$

$$\text{and } h_{j,i}^k = c_{j,i} \times Q_j^k$$

C.2.1.4 Properties of the perturbation factors

Perturbation factors of the economic flows

The perturbation factors of the economic flows ($\alpha_{m,i}^k$) present these different properties:

- The terms of the diagonal correspond to the perturbation factor of a process output and are all negative. All the other terms correspond to process inputs and are positive.
- Except for the reference flow, the value of the term of the diagonal is the opposite of the sum of the values of all the other terms of the line (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). This means that the perturbation factor of a process output flow is equal to the sum of the perturbation factors of each corresponding input flows.

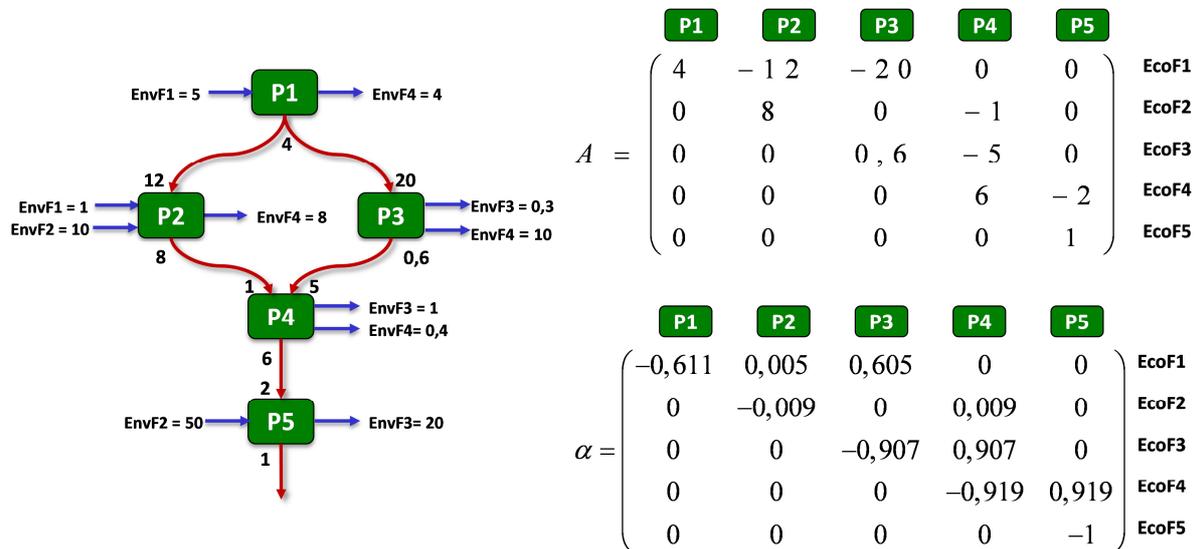


Figure C.3: Economic flows and their perturbation factors values of a simple nonlinear system

- In order to the maximum of the information available, the terms of the diagonal of the matrix corresponding to the output flows ($\alpha_{m,m}$) are removed and the terms ($\alpha_{m,i}$) corresponding to the input flows are kept.

Relation between the perturbation factors of the environmental flows and the economic flows

In a linear system, the perturbation factor value of an economic flow is the sum of all the perturbation factors values of the downstream environmental flows. Consequently the highest perturbation factors values are the ones associated with the upstream economic flows. The more the perturbation factors values of the environmental flows of a process are important, the higher the perturbation factor value of the corresponding output economic flow is. In this

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

example (Figure C.5), the $\alpha_{m,i}$ value increases quite drastically between the processes P2 and P3 because of the high $\beta_{j,i}$ value of the environmental flow envF4 (couple {envF4 | P2}).

The relation between the perturbation factors of the economic and the environmental flows highlights the fact that they are expressed in the same metric, and that they are directly comparable.

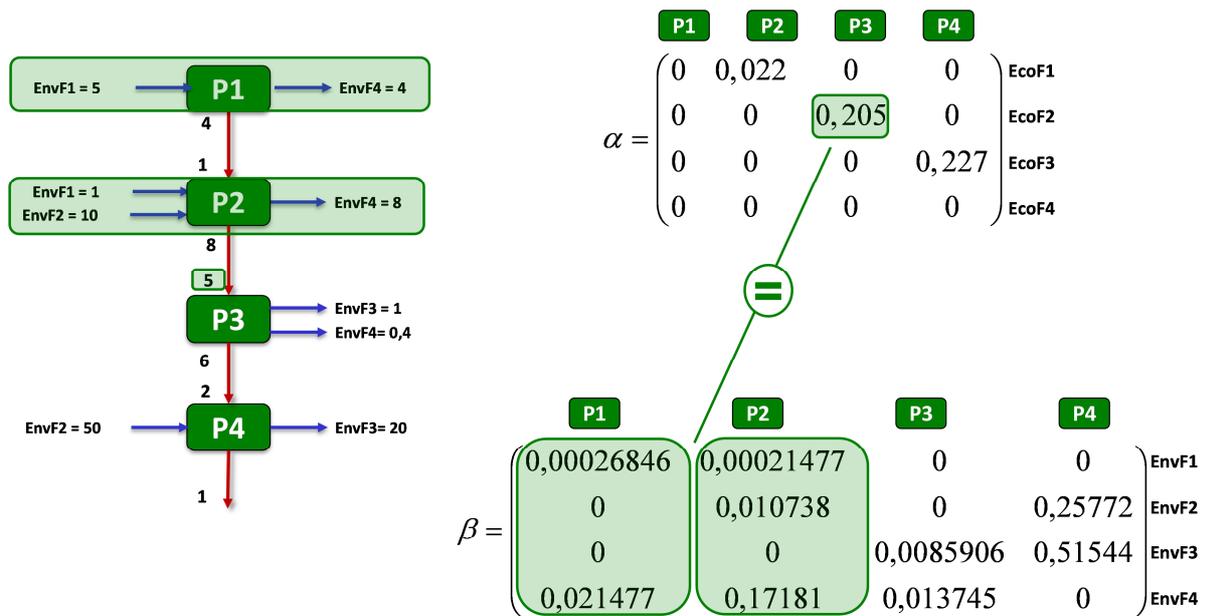


Figure C.4: Relation between α and β in a simple linear system

In a more complex system (nonlinear with many processes), the determination of the values of the economic flows' perturbation factors is not as straightforward as in a simple series system.

C.2.2 Selection of the couples

The calculated perturbation factors of both the environmental and economic flows are expressed in the same metric, and could therefore be compared and ranked. The $\beta_{j,i}^k$ and the $\alpha_{m,i}^k$ elements are sorted by descending order of their major impact score and the first selected element is the one with the highest $\beta_{j,i}^k$ or $\alpha_{m,i}^k$ value.

Once the environmental and economic perturbation factors have been ranked, it is necessary to select a limited number of couples. We decide that if the addition of an extra couple ({economic flow | process} or {environmental flow | process}) induces a variation of more

than 1% of the cumulative sensitivity of the system SC (*i.e.* the sum of all the previous perturbation factors of the couples selected plus the perturbation factor of the couple being tested), then the couple is selected. If not, the couple is not selected and the iterative selection process is stopped.

This selection criterion is based on an evaluation using different impacts expressed in the same unit (impacts expressed in point) rather than one aggregated impact (like the single score). Thus, this methodology is able to determine on which impact category the selected couple has an influence, and allows a comparison between the timescale of the impact and the timescale of the couple (see section C.2.3).

C.2.3 Relevance of introducing model(s) in the selected couples

C.2.3.1 Definition of the different timescales θ_{IMP} , θ_{ENV} and θ_{ECO}

The former part selects a limited number of couples based on their perturbation factor values. However the relevance of introducing a temporal dynamic has to be estimated in regard with the timescale of the impact. To be consistent, the introduction of time in the LCI should consider the timescales of the environmental flow θ_{ENV} , the timescales of the economic flow θ_{ECO} , and the timescales of the impact θ_{IMP} .

All the impacts have inherent characteristics, like their spatial and temporal scales. While some methodological developments have been done in the field of the spatial characteristics of the impacts (Hauschild and Potting, 2005; Pfister et al., 2009) and their relative scales (Potting and Hauschild, 2006), there are just a few works about the temporal inherent characteristics of the impacts. As underlined by McKone et al. (2011), each impact is associated with a natural timescale θ_{IMP} . This timescale θ_{IMP} defines the time step on which the emissions and removals are classically aggregated, and on which the impacts are assessed according to the used model.

Emissions from a process are characterized by their own timescale θ_{ENV} . This timescale corresponds to the period on which the considered environmental flow for a specific process occurs. Depending where the process occurs, an emission can have different θ_{ENV} . For instance θ_{ENV} for an emission of dinitrogen monoxide associated the use of fertilizers is linked to the combination of technical decisions (spreading) and weather conditions (rain). In this case θ_{ENV} is daily based. Nevertheless the timescale θ_{ENV} for dinitrogen monoxide flows

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

occurring at a manufactory level during the production of nitric acid is determined by the evolution of technologies. In this other case, θ_{ENV} is yearly based.

As LCA is a function-oriented tool, the system modelling is done in order to fulfil a function, described by the functional unit. Consequently, the system is constructed with the aim to answer to a demand, and not to fulfil an offer. So we consider here that the timescale of an economic input flow θ_{ECO} corresponds to the dynamic of the demand. It has to be noticed that this assumption does not imply that the dynamic of the demand (input flows) governs the dynamic of the offer (output flows). This field of investigations is more related to the economy, and is subjected of many intense debates.

C.2.3.2 Timescales of the impacts θ_{IMP}

We choose to express all the impacts with the ReCiPe method (Goedkoop et al., 2009) in Point (*i.e.* the impacts are normalized and weighted).

Yearly based timescale

Impact's timescales equal to a year concern resources consumptions (except water depletion), global impacts (climate change, ozone depletion), and impacts related to land (land occupation and land transformation).

Fossil and mineral consumptions are generally addressed with a time constant of a year. As these resources are part of a global market with important stocks, depletion is not linked to a dynamic of consumption (Goedkoop et al., 2009).

For the climate change impact, global warming potentials (IPCC, 2006) are used as characterisation factors with chosen time horizon expressed in years (20, 100 or 500). Some authors recently develop dynamic characterization functions for the Global Warming Impact (Levasseur et al., 2010; Schwietzke et al., 2011), in which the temporal scale used to aggregate the greenhouse gases emissions is the year. A specific methodology based on yearly differentiation has also been developed by Cherubini et al. (2011) to take into account the CO₂ from biomass combustion.

Ozone depletion potential (ODP) has been defined as a relative measure of the ozone depletion capacity of an ozone depleting substance (ODS) and uses CFC-11 (trichlorofluoromethane) as a reference. It is calculated as a change in the equilibrium state due to annual emissions of an ODS and CFC-11 (Wuebbles, 1983).

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

Land transformation and land occupation cause several types of effect on the environment like the deterioration in soil function, the emissions of CO₂, CH₄ and N₂O and the deterioration in species composition. The dynamic of land transformation and occupation generally occurs at a year level and changes in soil's carbon content are recommended to be measured at a five year interval periods (IPCC, 2000). It should be noticed that in some peculiar cases of land use, the relevant timescale could be different from the year. For instance if the land concerned is used for birds nesting, the month chosen for land use should be different from the period of nesting.

Monthly based timescale

Timescales equal to a month correspond to regional / local impacts (terrestrial acidification, freshwater eutrophication, marine eutrophication) and water depletion.

Unlike other resources there is no global market for water. Extracting water in a dry area can cause very significant damages to ecosystems and human health at short and mid time horizon. The impact is consequently directly correlated with the exploitation of the resources (Goedkoop et al., 2009). In this case the appropriate timescale in our point of view is the month because exploitation and resources of water could be very strongly affected by seasonal variations.

The acidification impact is commonly addressed at midpoint level, based on the critical load concept (Seppälä et al., 2006). This impact is either correlated with rainfall (lixiviation of base cation from the soil) or acid rain. Rainfall and acid rains are phenomena related to atmospheric conditions, and thus depending on seasonal variations.

Aquatic eutrophication can be defined as nutrient enrichment of the aquatic environment. Characterization of aquatic eutrophication in LCIA typically only takes into account nutrients limiting aquatic biomass growth (phosphorus for freshwater and nitrogen for seawater in European regions (Crouzet et al., 1999). High concentrations of nitrogen or phosphorus in freshwaters or in the sea have environmental consequences depending on temperature and sunlight, which vary with the seasons.

Daily based timescale

Finally, timescales equal to a day correspond to human health (human toxicity, radiation, particulate matter formation) and ecotoxicity (terrestrial, freshwater and marine ecotoxicities).

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

The impact photochemical oxidation has a shorter timescale (half a day) because it is related to sunlight.

The characterization factors for human toxicity and ecotoxicity account for the environmental persistence (fate), exposure and toxicity (effect) of a chemical substance. The toxicity and the ecotoxicity can be either acute (massive exposure in a short duration) or chronic (prolonged exposure to a more or less important concentration). The evaluation of acute effects implies to select a relatively short timescale, like the day.

The same framework for human toxicity and ecotoxicity is applied to ionizing radiation: the modelling starts with releases at the point of emission, expressed as Becquerel (Bq), and calculates the radiative fate and exposure, based on detailed nuclear physics knowledge. Particulate matters represent a complex mixture of organic and inorganic substances. They cause health problems and the different particulate sizes can cause different health problems. Exposition to particulate matters can also be acute or chronic, so the same framework as for human toxicity and ecotoxicity is applied to particulate matter formation.

Finally photo-oxidant formation is the formation of reactive chemicals compounds such as ozone by the action of sunlight on certain primary pollutants (Guinée et al., 2001). The potential impact will be lower if the same quantity of a pollutant is emitted only during the night rather than during 24 hours. A timescale which allows then differentiation between day and night is here required.

Table C.1 presents the inherent timescales θ_{IMP} of the impacts considered in our study.

Table C.1: Timescales associated with the impacts

Impact categories	Timescales θ_{IMP}		
	Day	Month	Year
Photochemical oxidant formation (POF)	X		
Human toxicity (HT)	X		
Particulate matter formation (PMF)	X		
Terrestrial ecotoxicity (TET)	X		
Freshwater ecotoxicity (FET)	X		
Marine ecotoxicity (MET)	X		
Ionizing radiation (IR)	X		
Terrestrial acidification (TA)		X	
Freshwater eutrophication (FE)		X	
Marine eutrophication (ME)		X	
Water depletion (WD)		X	
Climate change (CC)			X
Ozone depletion (OD)			X
Agricultural land occupation (ALO)			X
Urban land occupation (ULO)			X
Natural land transformation (NLT)			X
Mineral resource depletion (MRD)			X
Fossil resource depletion (FD)			X

C.2.3.3 Introduction of a temporal dynamic, considering emission's timescale θ_{ENV} and impact's timescale θ_{IMP}

To be consistent, the introduction of a temporal framework at the environmental flows level should consider both the timescales θ_{ENV} and θ_{IMP} :

- If the emission's timescale θ_{ENV} and the impact's timescale θ_{IMP} of the selected couple have the same order of magnitude, the introduction of a dynamic model is relevant.
- If θ_{ENV} is larger than θ_{IMP} , the introduction of dynamic should also be considered. Indeed in this case the dynamic of the impacts is driven by the slow but existing dynamic of the emissions. The dynamic of the impacts is then the same as the dynamic of the emissions shifted by the timescale θ_{IMP} .
- If the emission's timescale θ_{ENV} is shorter than the impact's timescale θ_{IMP} , the dynamic of the emissions does not affect significantly its impact. In this case, the emissions are aggregated on the timescale θ_{IMP} and then could be approximated by their average static value. For example if the timescale of the emission is the day and the timescale of the impact is the year, there is no need to introduce a model of the environmental flows with a day timescale. In this case, an average value of the emissions integrated over one year is sufficient enough.

C.2.3.4 Introduction of a temporal dynamic in the economic flows, considering process's timescale θ_{ECO} and impact's timescale θ_{IMP}

The same approach used to introduce time in the environmental flows is used to assess the relevance of introducing time at the economic flows level:

- If the timescales θ_{ECO} and θ_{IMP} of the selected couple have the same order of magnitude, the introduction of a dynamic model is also relevant.
- If θ_{ECO} is very long compared to θ_{IMP} , the introduction of dynamic should also be considered. Indeed in this case the dynamic of the impacts is driven by the slow but existing dynamic of the economic flow. The dynamic of the impacts is then the same than the dynamic of the economic flow shifted by the timescale θ_{IMP} .
- If the process's timescale θ_{ECO} is very short compared to the impact's timescale θ_{IMP} , the dynamic of the economic flow does not affect significantly its impact.

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

This methodology leads to the selection of a given number of couples based on their perturbation factors and on the relation between their timescale and the one of the involved impact (Figure C.5). Perturbation factors values $\beta_{j,i}^k$ or $\alpha_{m,i}^k$ are firstly calculated and ranked. Then a selection is done based on a chosen cut-off decision. Once these limited number of couples obtained, their timescales (θ_{ENV} or θ_{ECO}) are compared with the inherent timescale of the impact affected by the couple. If these timescales are shorter than the one of the involved impact, the couple is not selected. In the other cases, the couple is selected and a temporal dynamic is introduced.

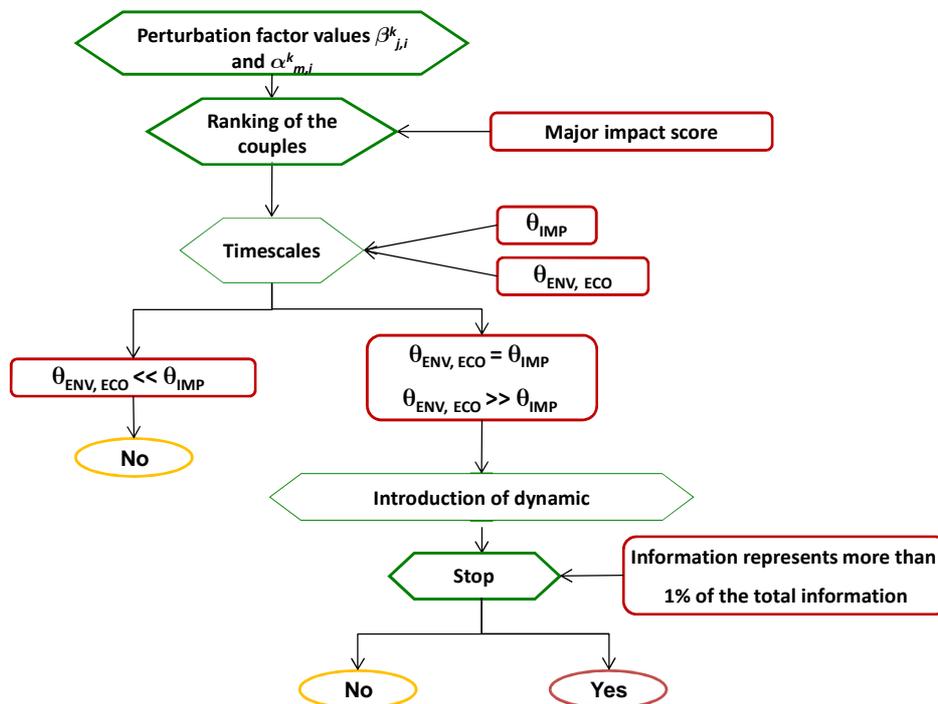


Figure C.5: Main steps of the introduction of time in the LCI

C.3 Results

C.3.1 Case study from the Ecoinvent database: “Palm methyl ester, at esterification plant/MY”

C.3.1.1 Overview of the system

To illustrate this approach, we consider a practical case study based on an Ecoinvent Unit process: “Palm methyl ester, at esterification plant/MY”, with a functional unit equal to 1 kg.

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

The considered system is made up of 1 962 unit processes and 659 emissions or removals are listed. There are 39 086 couples, with 21 195 couples {process | environmental flow} and 17 891 couples {process | economic flow}.

We choose to express all the impacts with the ReCiPe method (Goedkoop et al., 2009) in Point (*i.e.* the impacts are normalized and weighted).

C.3.1.2 Results

Figure C.6 represents the cumulative sum of the perturbations factors of the economic (cyan) and environmental (blue) factors of the ordered couples and the major impact score results for each couple. The procedure described above allows one to obtain 93.5% of the sum of all the perturbation factors. The number of needed couples to satisfy the criterion selection previously defined is 4, which represents 0.010 % of the total number of couples. There are 1 over 21 195 (0.004%) couples {process | environmental flow} selected which represent 83.14% of the sum of all the environmental perturbation factors, and 3 over 17 891 (0.017%) couples {process | economic flow} which represent 85.04% of the sum of all the perturbation economic factors.

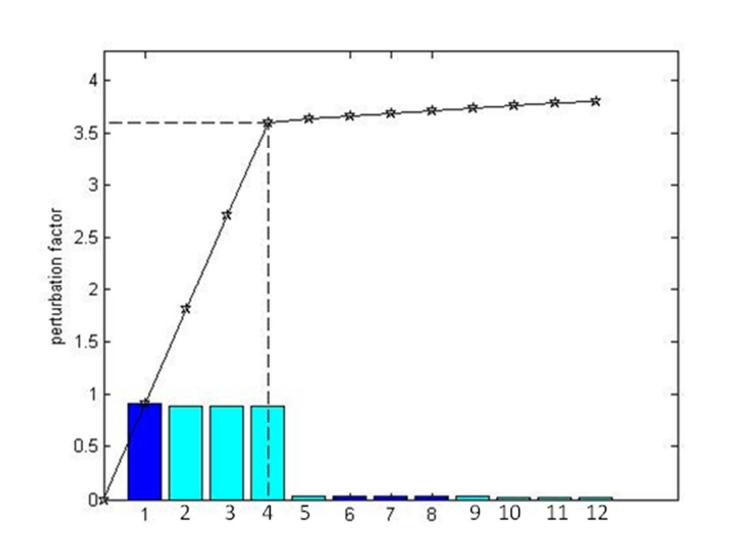


Figure C.6: Selection of relevant couples where temporal dynamic could be introduced (Ecoinvent case study: “Palm methyl ester, at esterification plant/MY”).

Table C.2 presents the main information for the selected couples. The impact is in the four selected couples “Natural Land Transformation”. Consequently, in accordance with the paragraph C.2.3.2, the timescale of the impact is the year. The timescale of all the assessed flows is also the year:

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

- Transformation, from tropical rain forest: it is supposed that the period on which the transformation takes place is the year.
- Provision, stubbed land/MY: This flow is called by the process “Palm fruit bunches, at farm/MY”. The palm bunches can be harvest during the all year so the timescale is the year. The same reasoning is done to determine the timescales of the economic flows “Palm fruit bunches, at farm/MY” and “Palm oil, at oil mill/MY”.

Consequently, the introduction of time in all the selected couples by the sensitivity analysis is relevant.

Table C.2: Characteristics of the selected couples

Perturbation factor value	Type of the flow	Name of the flow	Name of the process	Impacts	θ_{IMP}	θ_{ENV} or θ_{ECO}	Selection
0.921	Environmental	Transformation, from tropical rain forest	Provision, stubbed land/MY	Natural Land Transformation	Year	Year	Yes
0.893	Economic	Palm fruit bunches, at farm/MY	Palm oil, at oil mill/MY	Natural Land Transformation	Year	Year	Yes
0.893	Economic	Palm oil, at oil mill/MY	Palm methyl ester, at esterification plant/MY	Natural Land Transformation	Year	Year	Yes
0.893	Economic	Provision, stubbed land/MY	Palm fruit bunches, at farm/MY	Natural Land Transformation	Year	Year	Yes

C.3.2 Case study from the Ecoinvent database: “Ethanol, 95% in H₂O, from sugar cane, at fermentation plant/BR”.

C.3.2.1 Overview of the system

Another practical case study based on an Ecoinvent Unit process is considered: “Ethanol, 95% in H₂O, from sugar cane, at fermentation plant/BR”, with a functional unit equal to 1 kg. The considered system is made up of 1 959 unit processes and 659 emissions or removals are listed. There are 39 113 couples, with 21 221 couples {process | environmental flow} and 17 892 couples {process | economic flow}.

C.3.2.2 Results

Figure C.7 represents the cumulative sum of the perturbations factors of the economic (cyan) and environmental (blue) factors of the ordered couples and the major impact score results for each couple. The procedure described above allows one to obtain 57.8% of the sum of all the perturbation factors. The number of needed couples to satisfy the criterion selection previously defined is 41, which represents 0.1 % of the total number of couples. There are 14 over 21 221 (0.07%) couples {process | environmental flow} selected which represent 67.3%

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

of the sum of all the environmental perturbation factors, and 27 over 17 892 (0.15%) couples {process | economic flow} which represent 39.2% of the sum of all the perturbation economic factors.

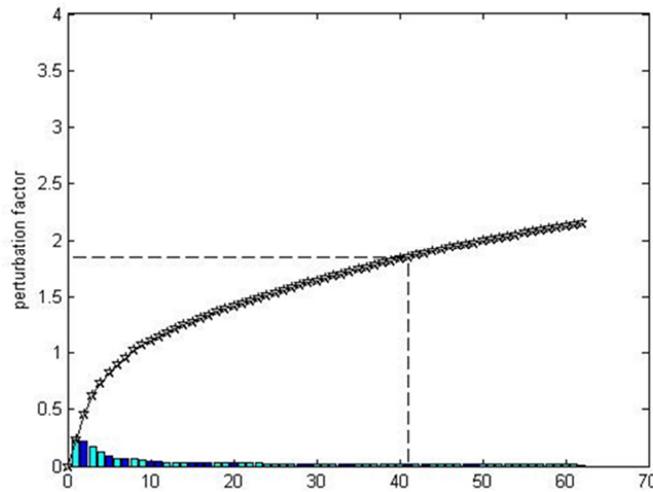


Figure C.7: Selection of relevant couples where temporal dynamic could be introduced (Ecoinvent case study: “Ethanol, 95% in H₂O, from sugar cane, at fermentation plant/BR”).

Table C.3 presents the main information for the ten first couples. The timescales of the involved environmental and economic flows are different:

- Occupation, arable, non-irrigated: the occupation of the arable land occurs as long as the culture is done (several years).
- Disposal, wood ash mixture, pure, 0% water, to land farming/CH and Phosphorus: waste management and the corresponding emissions are generally assessed on a yearly based timescale.
- Natural gas, at long-distance pipeline/RER: natural gas can be stored, so the relevant timescale of this economic flow is the year.
- Sugar cane, at farm/BR: The sugar canes are harvested once a year, just before the flowering, and so the timescale is equal to the month.
- Nitrogen oxides and Particulates, < 2.5 μm : these compounds are emitted continuously by the factory of ethanol production. Depending of the functioning of the plant, the emissions can vary. It is supposed that the plant is operational on a month based (after the harvest of the sugarcane), so the timescale of the emissions is the month.

The comparison of the environmental and economic timescales with the different impacts' timescales leads to the exclusion of 8 couples, so the final number of selected couples is 33.

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

Table C.3: Characteristics of the ten first couples selected

Perturbation factor value	Type of the flow	Name of the flow	Name of the process	Impacts	θ_{MP}	θ_{ENV} or θ_{ECO}	Selection
0.223	Economic	Sugar cane, at farm/BR	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Agricultural Land Occupation	Year	Month	-
0.223	Environmental	Occupation, arable, non-irrigated	Sugar cane, at farm/BR	Agricultural Land Occupation	Year	Year	Yes
0.167	Economic	Sugar cane, at farm/BR	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Fossil Depletion	Year	Month	-
0.120	Economic	Sugar cane, at farm/BR	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Climate Change Human Health	Year	Month	-
0.091	Environmental	Particulates, < 2.5 μ m	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Particulate Matter Formation	Day	Month	Yes
0.068	Economic	Disposal, wood ash mixture, pure, 0% water, to land farming/CH	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Human Toxicity	Day	Year	Yes
0.067	Environmental	Phosphorus	Disposal, wood ash mixture, pure, 0% water, to landfarming/CH	Human Toxicity	Day	Year	Yes
0.062	Economic	Sugar cane, at farm/BR	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Particulate Matter Formation	Day	Month	Yes
0.050	Economic	Natural gas, at long-distance pipeline/RER	Natural gas, high pressure, at consumer/RER	Fossil Depletion	Year	Year	Yes
0.039	Environmental	Nitrogen oxides	Ethanol, 95% in H ₂ O, from sugar cane, at fermentation plant/BR	Particulate Matter Formation	Day	Month	Yes

This analyse highlights that in both cases only a limited number of couples is enough to describe in a proper way sufficiently enough information where it could be relevant to introduce time in the LCI.

C.4 Discussion

The methodology presented here is a first step for the introduction of a relevant temporal dimension in the LCI. It is based on sensitivity analyses, and on the definition of own timescales for the impacts and the different flows. It leads to the selection of a limited number of environmental and economic flows where the introduction of a temporal dynamic is relevant.

The cut-off decision has been chosen in order to represent the maximum of relevant information with the selection of a limited number of couples. Depending on the available time to conduct the study, an iterative approach could also be undertaken. The evaluation of the relevance of the introduction of time is done on the first couple, and then on the second

one, etc. The number of selected and analysed couples could depend on the expendable time of the LCA practitioner and of the nature of the studied system.

The comparison of the different couples is done thanks to the expression of all the perturbation factors in the same unit (in Point using the ReCiPe methodology). The results are consequently expressed in only one dimension. The calculation of the perturbation factors could also have been done for each impact, and so the obtained results would be in n dimensions (with n the number of impacts considered). In order to limit the number of impacts, and so the complexity of the study, these impacts could be in a first time assessed at the at the endpoint level. A multicriteria approach could be developed in order to rank the perturbation factors depending on the assessed impact. The developed methodology in this study could then be applied to select the relevant couples.

As stated by Heijungs and Suh (2002), delays are an important component in constructing a dynamic model. In our approach, we principally focus on the identification of the most sensitive flows. A change in an economic flow is supposed to induce instantaneous changes in the downstream environmental flows. However a physical “storage” of economic flows at the LCI level can occur, which engender a period of time between the production of the economic flow and its use. We suggest that depending on the nature of the trade linked with this economic flow, the delay could be different. Two main characteristics are of interest: is the economic flow storable, and could it be provided by several suppliers (atomistic market). A typology for economic flows could then be done to integrate this additional information. It should be noticed that taking into account the waiting times in economic flows only changes their relative timescale θ_{ECO} (by increasing it) without changing the general methodology of couples’ selection.

C.5 Conclusion

This work develops a methodology allowing specifying where the introduction of temporal dynamic is the most relevant in a whole process tree. It is based on sensitivity analyses on environmental and economic flows. The introduction of dynamic depends on the relation between the timescales of the flows and the timescale of the involved impact. Whereas θ_{ECO} and θ_{ENV} are directly linked to the process where they occur θ_{IMP} can be defined more generally.

The definition of θ_{IMP} could change according to the selected impact assessment or to the chosen cultural perspective. For instance, in an individualist perspective (Thompson et al.,

1990) based on short-term interest, the timescale of the ionising radiation impact would be the day, whereas in an egalitarian one, which takes into account the longest timeframe, it would rather be the year or the century. The description of own timescale for each impact could be a subject of future developments in LCIA methods.

The time distributed LCI which could be generated using this approach can be coupled with dynamic LCIA methods like the ones developed by Levasseur et al. (2010) in order to have a full dynamic LCA. Finally selection criterion leads to the exclusion of some couples with an important impact score. It could be also interesting to develop models for these couples because the generation of a dynamic LCI will lead to more precise evaluation of emissions that could be integrated over time and hence be used in a classical LCA approach.

Acknowledgements

This paper presents research results supported by the ANR-08-BIOE-11 Symbiose project. P. Collet, A. Hélias and L. Lardon are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advices.

Bibliography

Cherubini, F., Peters, G.P., Berntsen, T., Strømman, A.H., Hertwich, E., 2011. CO2 emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy* 3, 413-426.

Crouzet, P., Leonard, J., Nixon, S., Rees, Y., Parr, W., Laffon, L., Bogestrand, J., P, K., Lallana, C., Izzo, G., Bokn, T., Bak, J., Lack, T., Thyssen, N., 1999. Nutrients in European ecosystems. European Environment Agency, Copenhagen, Environmental assessment report, no 4.

Field, F., Kirchain, R., Clark, J., 2001. Life-Cycle Assessment and Temporal Distributions of Emissions Developing a Fleet-Based Analysis. *Technology* 4.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Zelm, R.V., 2009. ReCiPe 2008—a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Oning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A.W., Suh, S., Udo de Haes, H., de Bruin, H., van Duin, R., Huijbregts, M., 2001. Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science - Leiden University (CML),.

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

- Harville, D., 1997. *Matrix Algebra from a Statistician's Perspective*. Springer, New York.
- Hauschild, M., Potting, J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment. The EDIP2003 methodology. Environmental news No. 80 2005. Danish Ministry of the Environment, Copenhagen, Denmark.
- Heijungs, R., Suh, S., 2002. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Huijbregts, M. a, Guinée, J.B., Reijnders, L., 2001. Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. III: Export of potential impact over time and space. *Chemosphere* 44, 59-65.
- IPCC, 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the IPCC, (eds. Watson, R.T., Noble, I.R., Bolin, B., Ravindranath, N.H. Verardo, D.J., Dokken, D.J.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, IGED, Japan.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental science & technology* 44, 3169-74.
- McKone, T.E., Nazaroff, W.W., Berck, P., Auffhammer, M., Lipman, T., Torn, M.S., Masanet, E., Lobscheid, a, Santero, N., Mishra, U., Barrett, a, Bomberg, M., Fingerman, K., Scown, C., Strogon, B., Horvath, a, 2011. Grand challenges for life-cycle assessment of biofuels. *Environmental science & technology* 45, 1751-6.
- Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: An Evolving Perspective. *Risk Analysis* 17, 359-365.
- Pfister, S., Koehler, A., Hellweg, S., 2009. Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA. *Environmental Science & Technology* 43, 4098-4104.
- Potting, J., Hauschild, M.Z., 2006. Special Issue Honouring Helias A . Udo de Haes : Columns Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. *Journal of Cleaner Production* 1, 11-13.
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 374-388.
- Schwietzke, S., Griffin, W.M., Matthews, H.S., 2011. Relevance of emissions timing in biofuel greenhouse gases and climate impacts. *Environmental science & technology* 45, 8197-203.
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.-paul, 2006. LCA Methodology Country-Dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on

Annexe C : How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal* 11, 403 - 416.

Stasinopoulos, P., Compston, P., Newell, B., Jones, H.M., 2011. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects—a consequential energy LCI of car body-in-whites. *The International Journal of Life Cycle Assessment*.

Thompson, M., Ellis, R., Wildavsky, A., 1990. *Cultural Theory*, Westview Print Boulder.

Udo de Haes, H., 2006. How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 219-221.

Udo de Haes, H., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klopffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Mueller-Wenk, R., Olsen, S., Pennington, D., Potting, J., 2002. Life-cycle impact assessment: striving towards best practice. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*, Pensacola.

Udo de Haes, H., Heijungs, R., Suh, S., Huppes, G., 2004. Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 8, 19-32.

Udo de Haes, H., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 66-74.

Weidema, B., 2000. Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4, 11-33.

Wuebbles, D.J., 1983. Chlorocarbon Emission scenarios: Potential Impact on Stratospheric Ozone. *Journal of Geophysical Research* 88, 1433-1443.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step ?

Pierre Collet

Arnaud Hélias

Laurent Lardon

Jean-Philippe Steyer

Publié dans : Towards Life Cycle Sustainability Management, 119-130. Springer.

Matthias Finkbeiner ed.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

Abstract Life-cycle assessment is usually an assessment tool which only considers steady state processes: the temporal and spatial properties of extractions, usage and emissions are lost during the life cycle inventory step. This approach significantly reduces the environmental relevance of some results. As the development of dynamic impact methods is based on dynamic inventory data, it seems essential to develop a general methodology to achieve a temporal life cycle inventory. This study presents a method to select steps, in the whole network tree, for which dynamics have to be considered while the others are approximated by steady state representation. The selection procedure is based on the main contributors in term of impact. The approach is illustrated by the life cycle assessment of simplified rapeseed oil production as biofuel system.

D.1 Introduction

Life-cycle assessment (LCA) is usually a static assessment tool which only considers steady state (Udo de Haes, 2006). Temporal and spatial aspects are usually ignored in a classical LCA. Although the integration of a spatial dimension is more and more frequently pointed out as a hotspot of LCA and has been subjected to methodological developments, little attention has been given to the temporal aspect of LCA, either in the life cycle inventory (LCI) or in the life cycle impact assessment (LCIA). Since a few years, dynamic has been identified as one of the main unresolved problem in LCA (Reap et al., 2008).

During the LCI step, the dynamic of the emissions is lost by aggregation. The temporal course of the emissions and the ensuing concentrations in the environment cannot be known. At the LCIA step, the time is only taken into account by considering timescales over which the effect of the emissions has to be integrated for some impacts (*e.g.* climate change). Despite it is generally assumed that the biological processes respond linearly to environmental disturbances and that threshold effects can be neglected (Owens, 1997), temporal factors such as the timing of emissions and the rate of release can potentially modify the impact of pollution (Owens, 1997; Field et al., 2001). For instance, some impacts are subject to seasonal variations, like aquatic eutrophication which is higher in the summer than in winter (Udo de Haes et al., 2002).

The introduction of time in LCA can pursue different objectives: the assessment of future technologies, the development of dynamic inventories, and the development of dynamic impact methods, including the special case of long term impacts. To perform dynamic LCA, a dynamic LCI is required. However the systematic introduction of the dynamic in the inventory is a very tedious work. It means the collection and the tuning of at least one model for each process whereas a usual LCA can involve hundreds of processes.

All this work is time-consuming and can be at the root of many approximations. The resulting values could then be less accurate than the classical steady-state ones. The objective of this work is to set up a methodology to determine which steps - in a whole process network - have to be considered as dynamic ones and which could be approximated by a steady state representation. This selection is done by limiting the introduction of dynamic models to only the main contributors in term of impact.

First the general methodology is presented. Then two practical case studies based on bioenergy production from rapeseed and sugar cane are used to explain the approach. Finally

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

the conclusion highlights the main contributions of this work and identifies the research developments to pursue.

D.2 Methodological framework

To take into account spatial differentiation, authors in Haes et al. (1999) propose to firstly start with a generic approach, and then to develop spatially differentiated factors, where “large variations of fate and exposure or of effect variables are observed”. The same methodology is applied here to temporal differentiation by getting a global overview of the system and then introducing dynamic where it is relevant. A contribution analysis is performed to assess which steps have to be considered as dynamic and which ones could be approximated by a steady state representation.

D.2.1 Granularity of the contribution analysis

In the LCA approach, the system is described as a process network composed by unit processes. A substance can be emitted to the environment by one or by several processes. In the same way, a unit process can generate one or several emissions. So the identification of the main contributors cannot be based on a contribution analysis of exclusively the emissions and / or exclusively the processes. The developed approach here proposes to consider the most impacting couples {process, emission}.

The classical model for the inventory analysis of a LCA with p processes, u economic flows and e emissions is the following:

- A the technology matrix is known. It is a square matrix of order p .
- B the intervention matrix is known. It is a e by p matrix.
- f the final demand vector is known.

The scaling vector s is calculated with the equation (1).

$$s = A^{-1} \times f \quad (1)$$

The inventory vector g is obtained with the equation (2).

$$g = B \times s \quad (2)$$

In a classical LCA, the inventory vector g represents the set of all environmental flows corresponding to the considered reference flow. In our approach we need to define a new e by p matrix C describing the detail of emissions j for each process i according to the scaling vector.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

$$C = \begin{pmatrix} c_{1,1} & \cdots & c_{1,i} & \cdots & c_{1,p} \\ \vdots & \ddots & & & \vdots \\ c_{j,1} & \cdots & c_{j,i} & \cdots & c_{j,p} \\ \vdots & & & \ddots & \vdots \\ c_{e,1} & \cdots & c_{e,i} & \cdots & c_{e,p} \end{pmatrix} \quad (3)$$

$$\text{with } \forall (i, j) \in [1; p] \times [1; e] \quad c_{j,i} = b_{j,i} \times s_i \quad \text{and} \quad \sum_{i=1}^p c_{j,i} = g_j$$

Each $c_{j,i}$ corresponds to the emission j in the process i . The environmental flows are then converted into impacts with the endpoint characterization factor CF_j^k relative to the impact k for the emission j .

Comparing the relative contribution of the different impacts requires expressing them in the same unit. We choose to express all the impacts with the ReCiPe method (Goedkoop et al., 2009) in Point (*i.e.* the impacts are normalized and weighted). For the l impacts considered, the impact score $isc_{j,i}^k$ of each element is equal to:

$$\forall (i, j, k) \in [1; p] \times [1; e] \times [1; l] \quad isc_{j,i}^k = c_{j,i} \times CF_j^k \quad (4)$$

The single score elements $ssc_{j,i}$ corresponding to the emission j of the process i are computed as described by the equation 5:

$$\forall (i, j) \in [1; p] \times [1; e] \quad ssc_{j,i} = \sum_{k=1}^l isc_{j,i}^k \quad (5)$$

The set of the single score values of all the couples {process, emission} is used to select the most contributing processes. The $isc_{j,i}^k$ elements are sorted by descending order. The first element selected is the one with the highest $isc_{j,i}^k$ value.

We assume that if the addition of an extra couple induces a variation of more than 1% of the cumulative single score (*i.e.* the sum of all the previous single scores of the couples selected plus the single score of the couple being tested), then the couple is selected. If not, the couple is not selected and the iterative selection process is stopped.

D.2.2 Relevance of introducing model(s) in the selected couples

Once the couples are selected, the relevance of introducing a dynamic has to be estimated. Emissions from a process are characterized by their own timescale θ_e . These emissions contribute to specific impact previously identified. As underlined by McKone et al. (2011) each impact is associated with a natural timescale θ_i . This timescale θ_i defines the time step on which the emissions and removals are aggregated. To be consistent, the introduction of time in the LCI should consider both the timescales θ_e and θ_i :

- if the emission's timescale θ_e is very short compared to the impact's timescale θ_i , the dynamic of the emissions does not affect significantly its impact.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

- if θ_e is very long compared to θ_i , the introduction of dynamic should be considered. Indeed in this case the dynamic of the impacts is driven by the slow but existing dynamic of the emissions. The dynamic of the impacts is then the same than the dynamic of the emissions shifted by the timescale θ_i .
- Finally if the timescales θ_e and θ_i of the selected couple have the same order of magnitude, the introduction of models is also relevant.

Table D.1 presents the inherent timescales θ_i of the impacts which are considered in our study. The timescales of the impacts can globally be divided in three parts, which correspond to the three areas of protection describes in ReCiPe (Goedkoop et al., 2009) - human health, ecosystems and resources -. The timescale of the impacts related to human health (and more generally to the toxicity and the ecotoxicity) is the day, the one of the impacts related to ecosystems is the month and the one of the impacts related to resources is the year.

Table D.1: Time scales associated with the impacts

Impact categories	Time scale: θ_i
Photochemical oxidant formation (POF)	Hour
Human toxicity (HT)	Day
Particulate matter formation (PMF)	Day
Terrestrial ecotoxicity (TET)	Day
Freshwater ecotoxicity (FET)	Day
Marine ecotoxicity (MET)	Day
Ionising radiation (IR)	Day
Terrestrial acidification (TA)	Month
Freshwater eutrophication (FE)	Month
Marine eutrophication (ME)	Month
Water depletion (WD)	Month
Climate change (CC)	Year
Ozone depletion (OD)	Year
Agricultural land occupation (ALO)	Year
Urban land occupation (ULO)	Year
Natural land transformation (NLT)	Year
Mineral resource depletion (MRD)	Year
Fossil resource depletion (FD)	Year

Figure D.1 sums up the main steps of the selection of processes. This methodology leads to the selection of a given number of couples, based both on their major impact and their single score. Once these couples are selected, the relevance of introducing time is assessed by

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

comparing the timescales θ_e and θ_i of each couple. If the timescale θ_e is very fast compared to the timescale θ_i , taking into account the dynamic is not relevant. In the other cases, (θ_e very slow compared to θ_i or timescales are similar), a model could be developed to generate distributed emissions over the period considered.

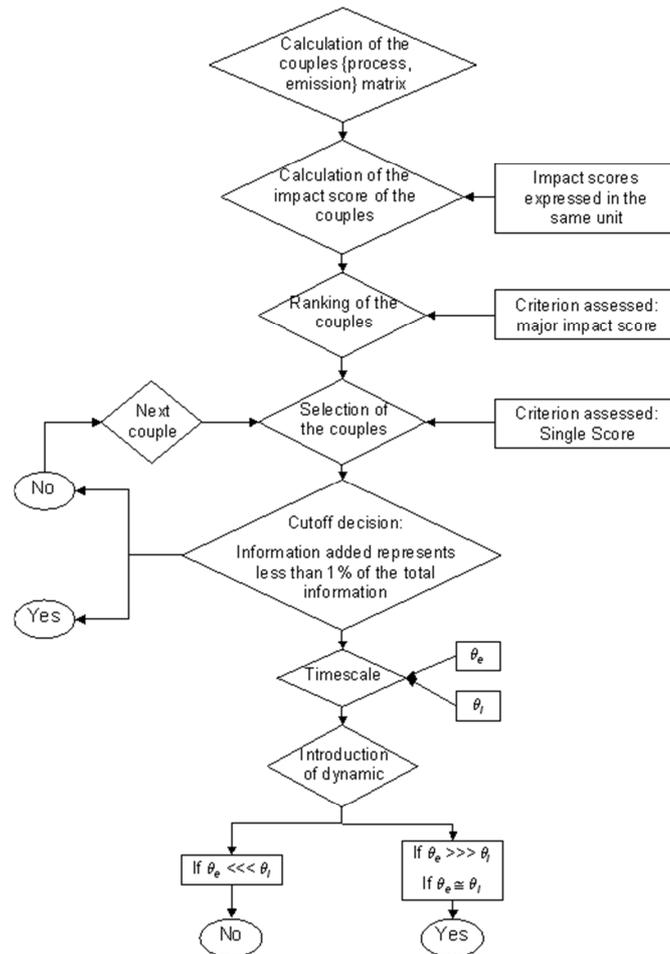


Figure D.1: Main steps of the introduction of time in the LCI

D.3 Case study: biodiesel production from rapeseed

D.3.1 Overview of the system

To illustrate this approach, we consider a practical case study based on production and self-consuming of biodiesel from rapeseed. The functional unit is one MJ burned in an internal combustion engine. According to the principles of LCA, the inventory includes production, harvesting, storage, oil extraction, and combustion of the oil. An energetic allocation method has been used to handle co-products at the oil-press stage. The inventory is based on figures derived from academic resources and processes described in the Ecoinvent database

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

(Frischknecht et al., 2007). The location of the system is in the southern Europe; the energy mix for electricity is based on the European average. Figure D.2 shows an overview of the system, which is not described more precisely for sake of concision. The system considered is composed of 37 unit processes and 660 emissions or removals are listed. The number of potential couples is 24 420, but the real total number of couples of the system is 5249. Table D.2 presents the materials flows required to construct the agricultural machines needed to realise the functional unit.

Table D.2: Materials fluxes required to construct the agricultural machines

	Tractor	Plow	Cultivator	Spreader	Seed drill	Sprayer	Combine harvester
Steel (kg)	1.76×10^{-4}	1.08×10^{-4}	1.31×10^{-5}	1.18×10^{-2}	3.47×10^{-6}	3.40×10^{-2}	1.40×10^{-4}
Polypropylene (kg)	9.82×10^{-6}	6.00×10^{-6}	7.27×10^{-7}	6.56×10^{-4}	1.93×10^{-7}	1.89×10^{-3}	7.79×10^{-6}
Synthetic rubber (kg)	9.82×10^{-6}	6.00×10^{-6}	7.27×10^{-7}	6.56×10^{-4}	1.93×10^{-7}	1.89×10^{-3}	7.79×10^{-6}
Steel manufacturing (kg)	1.76×10^{-4}	1.08×10^{-4}	1.31×10^{-5}	1.18×10^{-2}	3.47×10^{-6}	3.40×10^{-2}	1.40×10^{-4}
Injection moulding (kg)	1.97×10^{-5}	1.20×10^{-5}	1.46×10^{-6}	1.31×10^{-3}	3.88×10^{-7}	3.81×10^{-3}	1.56×10^{-5}
Disposal steel (kg)	1.76×10^{-5}	1.08×10^{-5}	1.31×10^{-6}	1.18×10^{-3}	3.47×10^{-7}	3.40×10^{-3}	1.40×10^{-5}
Steel recycling (kg)	1.59×10^{-4}	9.72×10^{-5}	1.17×10^{-5}	1.06×10^{-2}	3.13×10^{-6}	3.06×10^{-2}	1.26×10^{-4}
Rubber incineration (kg)	9.82×10^{-6}	6.00×10^{-6}	7.27×10^{-7}	6.56×10^{-4}	1.93×10^{-7}	1.89×10^{-3}	7.79×10^{-6}
Polypropylene incineration (kg)	9.82×10^{-6}	6.00×10^{-6}	7.27×10^{-7}	6.56×10^{-4}	1.93×10^{-7}	1.89×10^{-3}	7.79×10^{-6}

D.3.2 Results

Fig. 4 represents the normalised cumulative sum of the single scores of the ordered couples {process, emission}, and the normalised single score results for each couple. The procedure described above allows to obtain 82.5% of the total normalised cumulative sum. The number needed to satisfy the criterion selection previously defined is 14 couples {process, emission}, which represent 0.27% of the total number of couples. This analyse highlights the fact that only a limited number of couples is enough to describe in a proper way the needed information to introduce time in the LCI. The histograms of Figure D.3 correspond to the normalised single score values of each couple. It is interesting to notice that these values are not necessarily ranked in the same order that the major impact values. Indeed the relative contribution of the major impact to the single score could strongly vary from a couple to another, because for some couples the emission can contribute to more than one impact.

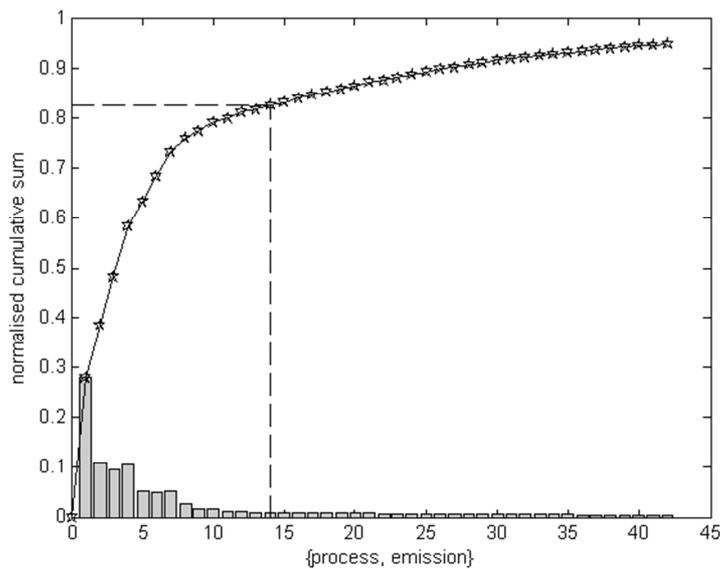


Figure D.3: Selection of the couples { process, emission}

Table D.3 presents the main information for each selected couple {process, emission}. According to the process where it occurs, an emission can have different θ_e . For instance θ_e of “Dinitrogen monoxide” flows of the process “Fertilisation French agricultural practices” is linked to the crop growth, so θ_e is the month. But the timescale θ_e of “Dinitrogen monoxide” flows of the process “Ammonium nitrate as N at regional storehouse” is determined by the evolution of technologies, so θ_e is the year.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

Table D.3: Results

% of the impact score	Process	Emission	Impact	θ_i	θ_e	Selection
27.85	Rapeseed production French agricultural practices	Occupation, arable, non-irrigated	ALO	Year	Year	Yes
9.60	Fertilisation French agricultural practices	Dinitrogen monoxide	CCH	Year	Month	-
9.49	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Gas, natural, in ground	FD	Year	Year	Yes
9.25	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Dinitrogen monoxide	CCH	Year	Year	Yes
4.99	Combustion internal combustion engine	Particulates, < 2.5 um	PMF	Day	Day	Yes
4.95	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Oil, crude, in ground	FD	Year	Year	Yes
4.46	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Carbon dioxide, fossil	CCH	Year	Year	Yes
2.37	Fertilisation French agricultural practices	Ammonia	PMF	Day	Month	Yes
1.67	Single superphosphate as P2O5 at regional storehouse	Oil, crude, in ground	FD	Year	Year	Yes
1.47	Single superphosphate as P2O5 at regional storehouse	Carbon dioxide, fossil	CCH	Year	Year	Yes
1.14	Fertilisation French agricultural practices	Dinitrogen monoxide	CCE	Year	Month	-
1.09	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Dinitrogen monoxide	CCE	Year	Year	Yes
1.02	Potassium sulphate as K2O at regional storehouse/RER S	Oil, crude, in ground	FD	Year	Year	Yes
0.98	Ammonium nitrate as N at regional storehouse	Nitrogen oxides	PMF	Day	Year	Yes

The comparison of θ_e and θ_i allows us to select 12 couples on 14 to introduce a dynamic.

The couple {Occupation arable non-irrigated, Rapeseed production French agricultural practices} is the one with the highest impact score compared to the single score of the whole system. The impact score of this couple is influenced by the yield parameter. Consequently we need to introduce a model determining the yield.

Another case is the couple {Gas natural in ground | Ammonium nitrate as N at regional storehouse}. The impact score is mainly due to the way of producing ammonium nitrate. For that reason the model to introduce at this level should be one modelling the evolution of future technologies. The same reasoning should be done in all the other couples selected where the process involved corresponds to the production of fertilizers.

Then the impact score of the couple {Particulates < 2.5 um | Combustion internal combustion engine} is driven by the farmer's choices about the organization of his day's work. This is more difficult to model because it is strongly correlated with organisational schemes and agronomic decisions.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

Finally the impact score of the couple {Ammonia | Fertilisation French agricultural practices} is influenced by the use of fertilizers in the field. Consequently we need to introduce a model determining the need in fertilizers and their nutrient fates.

D.4 Conclusion

This work develops a methodology which allows us to specify where the introduction of dynamic is the most relevant in a whole process tree. It is based on a level of granularity, the couple {process, emission}, more accurate than in a classical contribution analysis. The introduction of dynamic depends on the relation between two different timescales θ_e and θ_i . θ_e is directly linked to the process where the emissions occur, whereas θ_i can be defined more generally. The definition of θ_i could change according to the impact assessment selected or to the cultural perspective chosen. For instance, in an individualist perspective (Thompson et al., 1990), based on short-term interest, the timescale of the ionising radiation impact would be the day, whereas in an egalitarian one, which takes into account the longest timeframe, it would rather be the year or the century. The description of proper timescale for each impact could be a subject of future developments in LCIA methods.

The time distributed LCI which is generated by this approach can be coupled with dynamic LCIA methods like the one developed by Levasseur et al. (2010) in order to have a full dynamic LCA. It could be noticed that the time introduction in the LCI can also be done in the technologic flows between unit processes. Finally selection criterion leads to the exclusion of some couples with an important impact score. It could be also interesting to develop models for these couples because the generation of a dynamic LCI will lead to more precise evaluation of emissions that could be integrated over time and hence be used in a classical LCA approach.

Acknowledgements

This paper presents research results supported by the ANR-08-BIOE-11 Symbiose project. P. Collet, A. Hélias and L. Lardon are members of the ELSA research group (Environmental Life Cycle and Sustainability Assessment, <http://www.elsa-lca.org/>); they thank all the other members of ELSA for their advices.

Bibliography

F., Kirchain, R., Clark, J., 2001. Life-Cycle Assessment and Temporal Distributions of Emissions Developing a Fleet-Based Analysis. *Technology* 4.

Frischknecht, R., Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hischer, R., Jungbluth, N., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2007. Overview and methodology, final report ecoinvent v2.0 No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Zelm, R.V., 2009. ReCiPe 2008—a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level.

Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., Samson, R., 2010. Considering time in LCA: dynamic LCA and its application to global warming impact assessments. *Environmental science & technology* 44, 3169-74.

McKone, T.E., Nazaroff, W.W., Berck, P., Auffhammer, M., Lipman, T., Torn, M.S., Masanet, E., Lobscheid, a, Santero, N., Mishra, U., Barrett, a, Bomberg, M., Fingerma, K., Scown, C., Strogon, B., Horvath, a, 2011. Grand challenges for life-cycle assessment of biofuels. *Environmental science & technology* 45, 1751-6.

Owens, J.W., 1997. Life-Cycle Assessment in Relation to Risk Assessment: An Evolving Perspective. *Risk Analysis* 17, 359-365.

Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 374-388.

Thompson, M., Ellis, R., Wildavsky, A., 1990. *Cultural Theory*, Westview Print Boulder.

Udo de Haes, H., 2006. How to approach land use in LCIA or, how to avoid the Cinderella effect? *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 219-221.

Udo de Haes, H., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E., Hofstetter, P., Joliet, O., Klopffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Mueller-Wenk, R., Olsen, S., Pennington, D., Potting, J., 2002. Life-cycle impact assessment: striving towards best practice. *Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)*, Pensacola.

Udo de Haes, H., Joliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4, 66-74.

Annexe D : Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step?

Annexe E : Nouveau chapitre de la thèse

E.1 Cadre et enjeux de ma thèse

E.1.1 Présentation en quelques lignes

Ma thèse a débuté le 01/02/2009. Le titre de cette thèse est : « Analyse de Cycle de Vie de la valorisation énergétique de la biomasse algale : prise en compte des aspects dynamiques dans l'étape d'inventaire ». Ce travail de recherche fait partie d'un projet ANR² intitulé « SYMBIOSE » et qui regroupe six laboratoires de recherche et une entreprise. Mon salaire est financé par ce projet. Je dépends de l'INRA, et plus précisément le Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement (LBE) situé à Narbonne. Pour des raisons pratiques d'encadrement, ma thèse s'est déroulée à Montpellier, sur le campus de SupAgro.

L'idée de ce projet est de produire du méthane en utilisant en entrée une source de CO₂ industriel, une source de déchets organiques, une culture de microalgues et l'énergie solaire (Figure E.1) Cette étude s'inscrit dans une démarche d'interactions entre différentes activités industrielles. Les déchets organiques d'une première activité combinés avec les effluents gazeux d'une autre permettent de faire fonctionner en symbiose un procédé de culture de microalgues et de digestion anaérobie³. En outre, les microalgues permettent de purifier le biogaz (CH₄ + CO₂) en captant le CO₂ présent.

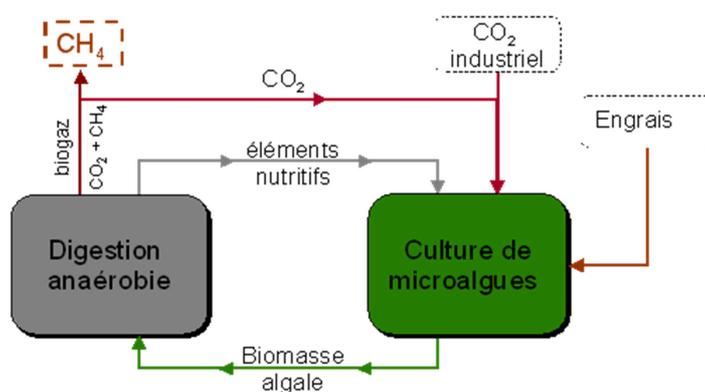


Figure E.1 : Modèle SYMBIOSE

E.1.1.1 Enjeux de mon travail de thèse

Ma thèse s'inscrit dans une thématique de recherche globale visant à développer des sources d'énergie alternatives à partir de biomasse. Au cours des dix dernières années, la raréfaction

² ANR : Agence Nationale de la Recherche

³ Anaérobie : Sans présence de dioxygène

des ressources pétrolières et le changement climatique ont amené de nombreux groupes de recherche et d'industries à s'intéresser à l'utilisation de la biomasse⁴ pour la production d'énergie. Parmi ces biocarburants, ceux produits à partir d'huiles végétales ou de bioéthanol ont l'avantage majeur de reposer sur des circuits de distribution existants et des technologies actuelles. Cependant ils induisent aussi des impacts environnementaux négatifs causés par exemple par l'utilisation de pesticides et de fertilisants et l'utilisation de terres arables à des fins non alimentaires. Par conséquent l'utilisation de biocarburants de 1^{ère} génération comme une substitution envisageable au pétrole est sujette à controverse.

Les microalgues représentent une solution alternative intéressante : leur haut rendement photosynthétique permet d'obtenir une production de biomasse élevée tout au long de l'année, et leur capacité à accumuler des lipides conduit à des productivités potentielles bien supérieures à celles du colza par exemple. Les microalgues sont considérées par certaines études comme une biomasse intéressante pour la production de bioénergies entraînant peu de compétition avec les cultures alimentaires et pouvant absorber du CO₂ d'origine industrielle.

Le but d'une ACV (Analyse de Cycle de Vie) est de lister et d'évaluer les conséquences environnementales de différentes options permettant de remplir une certaine fonction. Il s'agit d'une méthode normalisée (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006) qui donne un cadre clairement défini pour quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie. Elle se base sur la réalisation d'un inventaire recueillant les données et les procédures de calcul nécessaires pour quantifier les entrants et sortants pertinents d'un système de produits. L'analyse « du berceau à la tombe » d'une activité permet d'identifier l'impact total de l'activité sur l'environnement mais aussi les étapes clés au regard des conséquences environnementales.

Un des enjeux de cette thèse est d'évaluer la pertinence de la production de bioénergie à partir de microalgues et d'identifier les transferts de pollution engendrés au moyen de l'ACV.

E.1.1.2 Résumé de mon travail de thèse

L'ACV de la production de biocarburant à partir de microalgues a mis en lumière le contenu énergétique important des tourteaux d'algues obtenus après extraction de l'huile. La digestion anaérobie des microalgues, conduisant à la production de biogaz, est une des solutions proposée pour optimiser la valorisation de leur contenu énergétique. Ce couplage culture de

⁴ Biomasse : Ensemble des matières organiques d'origine végétale (algues incluses), animale ou fongique

microalgues / digestion anaérobie est au cœur du projet ANR « SYMBIOSE ». Les trois principaux axes de recherche sont les suivants :

1. L'ACV a été utilisée pour optimiser la configuration du système Symbiose. Le système est constitué de différentes sous-unités et des flux relient ces unités entre elles. L'objectif est d'évaluer la meilleure configuration du système (en termes d'existence de sous-unités et de gestion de flux entre elles) conduisant à la meilleure efficacité au niveau énergétique et environnemental. Une ACV prospective du système couplant culture d'algues et digestion anaérobie a été réalisée en se basant notamment sur une synthèse bibliographique critique sur l'ACV de la production de bioénergies à partir d'algues.
2. L'autre objectif majeur de cette thèse est l'introduction d'une dynamique temporelle en ACV au niveau de l'inventaire des émissions et des extractions. En effet, l'ACV traditionnelle est un outil d'évaluation statique. Les caractéristiques temporelles et spatiales sont perdues lors de l'inventaire. Le manque de traitements de la dynamique temporelle au cours du cycle de vie d'un produit est des critiques de plus en plus fréquentes en ACV. Pour répondre à ces remarques, de nouvelles fonctions de caractérisation prenant en compte le temps au niveau de l'évaluation des impacts sont développées par des équipes de recherche. Un travail préalable nécessaire à l'utilisation de facteurs de caractérisation dynamique est l'obtention d'un inventaire du cycle de vie dynamique. Le travail développé dans cette thèse est de mettre au point une méthodologie pour générer un inventaire dynamique lors de la réalisation d'une ACV.
3. Une troisième partie de la thèse porte ensuite sur l'application de cette méthodologie à un cas d'étude. Le projet « SYMBIOSE » pourrait s'avérer être un intéressant cas d'étude. En effet une des tâches a pour objectif de développer deux modèles (croissance de microalgues et digestion anaérobie) couplés. La réalisation de l'inventaire dynamique pourrait reposer sur l'utilisation de ces modèles.

E.1.2 La thèse dans son contexte

A l'heure où de nombreux projets internationaux sont lancés pour produire de l'énergie en utilisant des microalgues, le projet SYMBIOSE a pour ambition d'explorer une voie parallèle et souvent complémentaire aux filières de valorisations énergétiques usuelles de ces microorganismes, en centrant les axes de recherche sur la production de biogaz.

➤ **Positionnement du projet SYMBIOSE au niveau national :**

Le projet Symbiose est aujourd'hui un des projets majeurs dans le domaine de la recherche sur les algues à vocation bioénergies en France. Le LBE est aussi fortement impliqué dans d'autres projets majeurs autour de cette thématique, notamment les projets Salinalgue et GreenStar.

➤ **Positionnement du projet SYMBIOSE au niveau international :**

Il existe actuellement plus d'une soixantaine de projets (académiques ou privés) dans le monde travaillant sur la production d'énergie par des microalgues. A titre d'exemple la société Exxon a investi 600 millions de dollars en 2011 dans ce secteur. Certains essais réalisés par Boeing ont montré la faisabilité de faire voler des avions avec du carburant en partie issu de microalgues.

L'évaluation de la pertinence environnementale de ce projet se fait au sein de l'équipe ELSA. ELSA est un groupe de recherche multidisciplinaire dédié l'Analyse en Cycle de vie de la durabilité des processus (**E**nvironmental **L**ife cycle and **S**ustainability **A**ssessment) qui a été créée en 2008 au sein de la plate-forme Ecotech-LR et qui fédère cinq organismes : l'INRA-LBE (Narbonne), le CIRAD-Bioenergie (Montpellier), le CEMAGREF-ITAP (Montpellier), SupAgro (Montpellier) et l'Ecole des Mines d'Alès-LGEI.

E.1.3 Le doctorant dans ce contexte

J'ai obtenu mon diplôme d'ingénieur agronome de Montpellier SupAgro en septembre 2008, et commencé ma thèse en février 2009. Tout au long de mes études universitaires, la question de la thèse s'est posée, plus ou moins clairement, mais toujours en arrière-plan. Les deux stages effectués au cours de ma formation ont tous les deux été des stages de recherche, le premier dans le domaine public et le second dans une entreprise. Ces stages m'ont permis de découvrir le fonctionnement de la recherche dans deux structures différentes.

Le sujet de la thèse a aussi été déterminant dans mon choix de me lancer dans cette aventure. En effet, mon expérience dans le secteur privé m'a donné goût à la recherche appliquée. Il était important pour moi de sentir que la thèse s'ancrait dans un contexte où les résultats obtenus seraient rapidement profitables à des domaines sociétaux qui me tiennent à cœur (comme l'environnement et l'énergie). A ce titre, le côté novateur de l'étude de production d'énergie à partir d'algues couplé avec la conception d'une filière de manière à réduire au maximum ses impacts environnementaux répondaient parfaitement à mes attentes.

La réalisation de l'ACV du système « SYMBIOSE » a pour objectif d'effectuer l'inventaire des émissions. Il est donc nécessaire de les définir précisément en considérant l'ensemble des étapes du procédé ainsi que les conditions de fonctionnements. Le dialogue entre les différents partenaires et moi était donc une étape essentielle dans le projet, le rôle de l'ACV étant de centraliser les différentes données acquises, et de fournir ensuite aux acteurs du projet des pistes d'amélioration environnementale. Ce processus d'aller-retour est un travail itératif et se déroule sur l'ensemble de la durée du projet, dans un cadre d'écoconception de la filière.

E.2 Déroulement, Gestion et Coût du projet

E.2.1 Préparation et cadrage du projet

E.2.1.1 Objectifs du projet

La thèse est inscrite dans le projet ANR SYMBIOSE. Par conséquent certains objectifs de la thèse ont été définis en concertation avec les autres partenaires du projet.

L'objectif premier est d'effectuer l'inventaire des émissions pour toutes les étapes du procédé.

La réalisation de cet objectif repose sur deux étapes clé :

- une revue bibliographique sur les différents thèmes mis en relation au sein du procédé SYMBIOSE : la culture d'algues, la digestion anaérobie et l'ACV.
- L'acquisition de données supplémentaires sur le terrain auprès d'organismes de recherche ou d'entreprises privées.

Cet inventaire est alors converti en impacts environnementaux, et la prise en compte de ces impacts permet d'évaluer et de choisir la configuration du procédé la moins néfaste pour l'environnement.

Les données statiques utilisées lors de la réalisation d'une ACV peuvent être issues d'agrégation de données dynamiques obtenues à partir de modèles. Le second objectif de cette thèse est de mettre une méthodologie au point permettant de coupler les sorties de modèles dynamiques avec le cadre statique de l'ACV.

Le troisième objectif de ce projet est d'estimer la pertinence d'introduire le temps dans une ACV. En effet il est légitime de se demander à quels niveaux de l'arbre des processus faut-il développer des modèles.

E.2.1.2 Evaluation des facteurs de risques et de succès

Avant le début de ma thèse, je n'avais que de légères connaissances théoriques en ACV et en digestion anaérobie, et aucune dans les domaines des algues et de la programmation informatique sous Matlab. Le temps d'acquérir un niveau d'expertise suffisant dans ces domaines aurait pu être préjudiciable à la conduite du projet. De plus l'équipe d'accueil ELSA est une équipe jeune dans une dynamique de croissance forte. A mon arrivée, elle comptait 8 membres. Aujourd'hui, elle est composée de 26 personnes réparties sur 4 sites. La construction de l'équipe ELSA et sa nouveauté dans le paysage de la recherche française aurait pu être un facteur de risque dans ce projet. Enfin, mon encadrement a été pour la plus grande partie réalisé par deux chercheurs dont c'était l'une des premières expériences de suivi de doctorant.

Cependant, la plupart de ces facteurs de risque sont aussi des potentialités de réussite... Le dynamisme d'ELSA est un formidable moteur et génère des discussions riches de conseils et d'orientation pour un jeune doctorant. Par ailleurs les principaux partenaires du projet SYMBIOSE dans lequel s'inscrit la thèse sont des références scientifiques reconnues dans leur domaine. Echanger avec eux a donc été plus qu'instructif et l'apprentissage de certaines connaissances théoriques et de compétences techniques s'est fait rapidement et avec un souci pédagogique constant.

E.2.1.3 Mise en place du pilotage – choix des partenaires

L'école doctorale dans laquelle se déroule cette thèse impose une réunion annuelle entre le doctorant, ses encadrants, son directeur de thèse et des personnes ressources choisies pour leurs connaissances théoriques ou pratiques en lien avec la thèse. Le choix de ces personnes s'est porté sur un chercheur d'ELSA pour son expertise en ACV (Claudine Basset-Mens de l'UMR HORTYS du CIRAD), un chercheur de l'UMR SAS pour ses connaissances en ACV dynamique (Michael Corson) et un chercheur de l'INRIA pour ses connaissances en modélisation de systèmes biologiques (Olivier Bernard de l'UMR BIOCORE).

A cela s'ajoute les réunions du projet SYMBIOSE qui se tiennent tous les six mois et auxquelles participent tous les organismes publics et privés de ce projet. Les partenaires du projet sont :

- Nakseo Environnement, qui apporte sa connaissance industrielle des procédés de digestion anaérobie.

- Le Laboratoire de Biotechnologies de l'Environnement (LBE) INRA, qui est spécialisé dans le domaine du traitement biologique des résidus solides et des effluents liquides d'origine domestique, agricole et agro-industrielle.
- L'équipe-projet COMORE de l'INRIA, pour ses connaissances en automatique et en modélisation dynamique de systèmes biologiques.
- L'équipe ECOLAG, dont le rôle est d'étudier le fonctionnement du réseau microbien marin côtier sous différentes contraintes environnementales.
- Le laboratoire PBA de l'IFREMER pour son développement d'outils destinés à la culture en continu de microalgues.

La place centrale de l'ACV dans l'écoconception de la filière m'a permis d'être en permanence en contact avec les différents acteurs de SYMBIOSE.

E.2.2 Conduite du projet

E.2.2.1 Planification (Principales étapes de ma thèse)

Le planning de ma thèse est présenté en Figure E.2 . Deux grandes parties peuvent être distinguées dans ce travail. La première porte sur la réalisation d'une ACV appliquée à la production d'algues couplée avec une digestion anaérobie. Cette partie a été l'occasion de rencontrer différents acteurs de la filière algues en France et de confronter les résultats théoriques acquis lors de recherches bibliographiques avec des résultats expérimentaux.

La deuxième partie de cette thèse porte sur l'intégration d'une composante temporelle en ACV. La maîtrise des outils nécessaires à la réalisation de cette partie s'est faite en pointillée au cours des deux premières années de thèse. Cette partie a été la plus longue et la plus fastidieuse car il a fallu que je me forme au langage de programmation mathématique Matlab, et que j'examine en profondeur les possibilités ainsi que les limites de la prise en compte d'une dimension temporelle dans le cadre méthodologique de l'ACV.

E.2.2.2 Gestion des relations avec les partenaires scientifiques

La thèse étant financée par un projet ANR, cela implique une collaboration étroite avec tous les autres partenaires de SYMBIOSE. La première moitié de la thèse (lors de la réalisation de l'ACV de la production de biogaz à partir de microalgues) a été une période de nombreux échanges avec les acteurs publics et privés du projet. En effet la première année a été riche en expérimentations et en hypothèses. Il a donc fallu collecter toutes les données nécessaires auprès des différents partenaires et tester les conséquences environnementales des différents

scenarii envisagés. La réactivité de tous les partenaires a permis de mener à terme la première phase du projet en avance sur le calendrier initialement prévu par l'ANR. Des réunions d'avancement du projet ont de plus eu lieu tous les six mois où chacun exposait ses résultats. L'entente entre les partenaires a été bonne tout au long du projet.

E.2.2.3 Problèmes rencontrés et solutions apportées

Il est important de souligner qu'aucun problème relationnel notable, que ce soit entre les différents partenaires du projet ou bien avec mes encadrants, n'a eu lieu au cours de la thèse. L'éloignement relatif entre mon site de travail (Montpellier) et les sites d'expérimentation (Sète et Narbonne) a été largement compensé par une très bonne communication avec les partenaires.

Mes encadrants n'étant pas toujours disponibles lorsque je les sollicitais, j'ai pris (été dans l'obligation de prendre) un certain nombre d'initiatives (pas toujours fructueuses) sans pouvoir les consulter. Cette prise de risques m'a conduit à acquérir une plus grande autonomie et liberté d'actions dans mes choix.

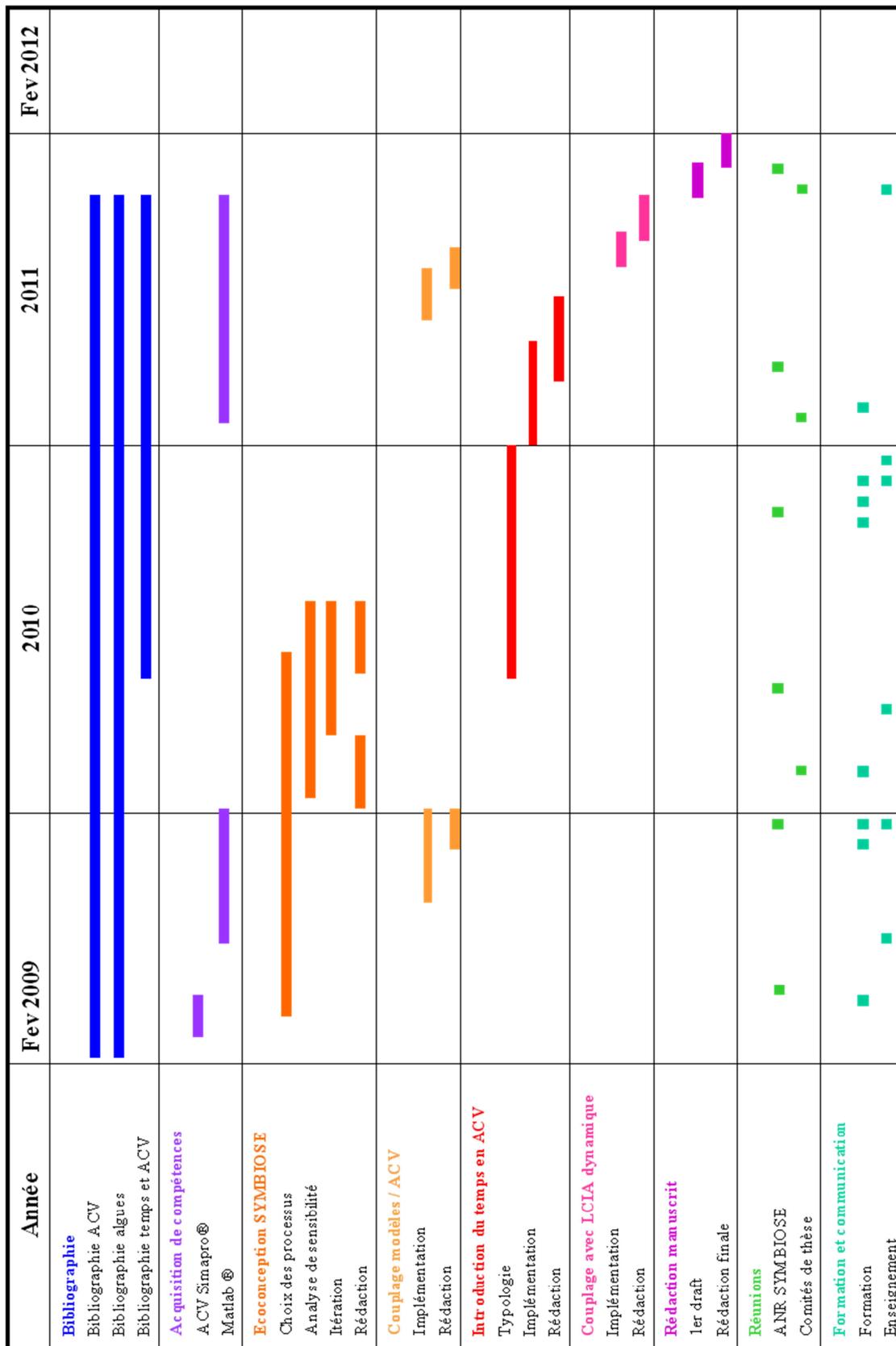


Figure E.2 : Planning de la thèse

E.2.3 Estimation et prise en charge du coût de mon projet de thèse

Le coût total de ce projet de thèse a été estimé à 118 283 euros. La Figure E.3 affiche les principaux postes de dépenses.

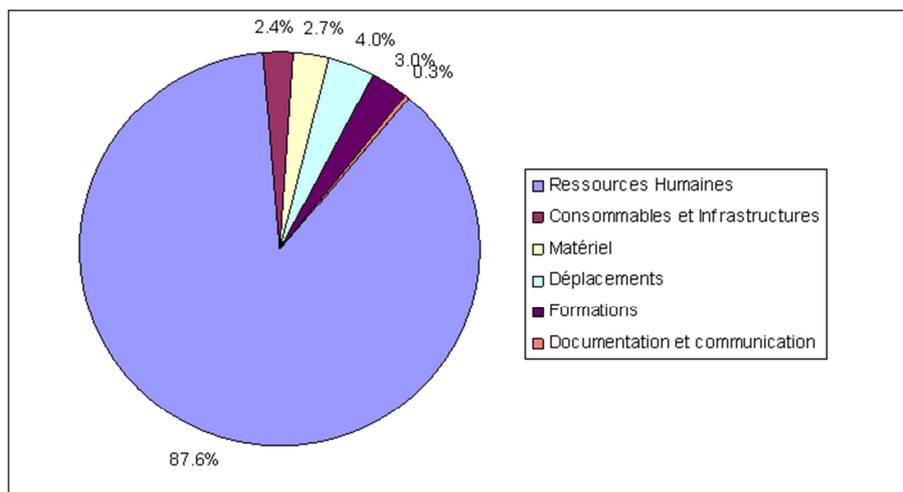


Figure E.3 : Répartition des principaux postes de dépenses

Le Tableau E.1 précise les sommes de chaque poste :

Tableau E.1: Montants des différents postes de dépenses

Postes	Dépenses (en euros)
Ressources humaines	103 583
Consommables et infrastructures	2 880
Matériel	3 160
Déplacements	4 783
Formations	3 577
Documentation et communication	300

Une estimation du coût consolidée de cette thèse est présentée dans le Tableau E.2 à la fin de cette annexe.

E.3 Compétences, savoir-faire, qualités professionnelles et personnelles

E.3.1 Domaines d'expertises scientifiques et techniques

E.3.1.1 Acquisition de connaissances

Intégration des notions d'ACV

L'outil d'analyse environnemental utilisé m'était peu familier avant le commencement de cette thèse. Une session d'initiation à cet outil a été suivie en janvier 2009 en partenariat avec la spécialisation « Chimie Verte » de Montpellier SupAgro, qui m'a permis de prendre connaissance du **cadre méthodologique de l'ACV**. Une veille bibliographique régulière m'informe des enjeux et des développements récents en ACV. Cela m'a conduit à identifier certaines limites et certains problèmes non résolus, notamment l'intégration de la dynamique temporelle en ACV.

Le travail effectué se focalise sur la mise au point **inventaire dynamique** basé sur la modélisation de systèmes biologiques. Le système « Symbiose » s'y prête de manière adéquate en basant l'inventaire sur les résultats acquis à partir des modèles de couplage entre une lagune de croissance de microalgues et un digesteur anaérobie.

L'ACV est de plus un outil « global » permettant d'avoir une vision la plus complète possible des différents processus impliqués, et aussi des différentes alternatives possibles. Des connaissances en **génie des procédés**, avec une forte orientation environnementale, ont donc été nécessaires pour mener à bien cette thèse.

Intégration de connaissances concernant la culture de microalgues et la digestion anaérobie

La réalisation d'une ACV du projet Symbiose implique nécessairement l'acquisition de **connaissances sur les différents modes de culture de microalgues** (photobioréacteurs, bassins ouverts...) **ainsi que sur les différentes étapes de la digestion anaérobie**. Ces notions ont été ensuite intégrées au cadre conceptuel de l'ACV de manière à pouvoir exploiter les données fournies par les différents partenaires.

Intégration de connaissances concernant les bioénergies

La thématique plus globale dans laquelle s'inscrit ma thèse porte sur les bioénergies. Afin de bien cerner les atouts et les inconvénients que peuvent présenter les biocarburants à partir de

biomasse algale, une intégration **des connaissances relatives aux biocarburants de 1^{ère} et 2^{ème} générations** était nécessaire.

E.3.1.2 Acquisition de compétences

Au cours de ces années de thèse, je me suis formé sur différents logiciels informatiques qui m'ont permis d'acquérir des **compétences en programmation, modélisation et optimisation**.

Formation au logiciel Simapro®

La formation suivie à Montpellier SupAgro m'a permis de me familiariser avec l'utilisation du logiciel d'ACV **Simapro®**. Au fur et à mesure de l'avancement de la thèse, ma maîtrise du logiciel s'est accentuée, ainsi que mes connaissances sur son fonctionnement « interne ». En effet pour pouvoir mener à bien certaines étapes clés de ma thèse, il m'a été nécessaire de d'approfondir les différentes méthodes d'évaluation des impacts utilisées dans Simapro. De plus l'intégration d'une dynamique temporelle dans l'inventaire passant par l'export de données de Simapro® vers Matlab®, j'ai dû me familiariser avec les différents formats d'export possibles et la manipulation de données d'inventaire importantes.

Formation aux logiciels Matlab® & Simulink®

La modélisation de la culture des microalgues et de leur digestion anaérobie est une étape clé de la prise en compte de la dynamique temporelle en ACV. Un couplage des modèles de croissance des microalgues et de digestion anaérobie a été implémenté sous **Matlab® et Simulink®** de manière à pouvoir identifier certaines interactions et intégrer les résultats de ce couplage aux résultats d'ACV.

Par ailleurs une **méthodologie d'introduction de la dynamique temporelle en ACV** a été développée sous Matlab®. Cette méthodologie repose sur le développement d'algorithmes permettant notamment de réaliser des analyses de contribution et de sensibilité à un niveau de finesse plus important que celui accessible sous Simapro®.

Formations suivies au cours de la thèse

Les formations suivies à l'école doctorale SPSA ont aussi été une source d'acquisition de connaissances et de compétences. Le module « **Gestion de projet** » suivi au milieu de ma première année de thèse m'a permis de mieux m'organiser et de pouvoir anticiper et

m'adapter aux changements qui ont pu se produire lors de ma thèse. J'ai aussi suivi le module « **Writing a scientific paper step by step** » qui m'a familiarisé avec les outils de mind mapping et donner des outils pour rédiger de manière plus efficace et plus succincte. Enfin le module « **Exprimer et valoriser ses acquis** » m'a été d'une grande utilité pour mieux cerner mes qualités personnelles et la manière de les faire partager à un auditoire.

J'ai participé à une **école chercheur** sur le thème « Évaluation environnementale des systèmes de production agricoles : application aux systèmes de production tropicaux » où j'ai pu appréhender les problématiques spécifiques liées à l'utilisation de l'ACV dans des milieux non tempérés.

Enfin j'ai effectué un séminaire avec l'équipe BIOCORE (INRA – INRIA) axé sur la **modélisation de système biologique**.

Compétences linguistiques

Les articles soumis ou en passe de l'être ont été rédigés en anglais, et certaines interventions se sont aussi faites dans la langue de Shakespeare, ce qui m'a permis d'acquérir une certaine aisance rédactionnelle et orale.

E.3.2 Compétences méthodologiques

E.3.2.1 Conception :

Un des objectifs de cette thèse est de concevoir une filière de production de manière à minimiser les impacts environnementaux. Il a fallu pour cela être capable de :

- **anticiper les problèmes et proposer des solutions,**
- **adapter son discours** à chaque partenaire du projet,
- **connaître la technicité** de chaque domaine propre à l'ACV.

E.3.2.2 Enseignement :

Au cours de ma thèse j'ai eu la chance de pouvoir effectuer quelques missions d'enseignement auprès de publics différents. De plus, avec une collègue doctorante qui travaille aussi au sein d'ELSA, nous avons eu l'opportunité de mettre en place une formation à l'ACV pour les doctorants à l'école doctorale SPSA.

Cours donnés :

- Juin 2009 : Formation continue en ACV à Montpellier SupAgro, (12h).
- Décembre 2009 : cours sur l'ACV en Master 1 « Elevage » l'UM2 (3h).

- Mai 2010 : TD sur l'ACV au cours du Module Optionnel : « Ecotechnologies » en deuxième année à Montpellier SupAgro (7h).
- Décembre 2010 : cours sur l'ACV (2h) et TD (4h) en 3^{ème} année à Montpellier SupAgro (spécialisation IAAIM).
- Décembre 2010 : cours sur l'ACV en Master 1 « Elevage » l'UM2 (3h).
- Octobre 2011 : Formation ACV à l'école doctorale SPSA à l'attention des doctorants.

Cela m'a permis de développer des capacités à **transmettre un contenu pédagogique**, sous formes de cours théoriques et pratiques, et à **s'adapter à un auditoire**.

E.3.2.3 Participation à la vie du laboratoire :

Le pôle ELSA fédère cinq organismes : l'INRA-LBE (Narbonne), le CIRAD-Bioenergie (Montpellier), le CEMAGREF-ITAP (Montpellier), SupAgro (Montpellier) et l'Ecole des Mines d'Alès-LGEI. Lors des premières années d'existence (jusqu'en sept. 2010), ELSA a fonctionné avec des prises de décisions en assemblée plénière. Afin d'alléger ces réunions et d'accélérer la prise de décisions lorsque cela est nécessaire, il a été décidé en juin 2010 de créer un « bureau » plus restreint. Celui-ci est constitué de 7 collègues : un collègue par institution, un collègue de l'ACV sociale et un collègue des personnels non permanents (thésards, stagiaires et CDD). De juin 2010 à juin 2011, j'ai été le **représentant des non permanents** d'ELSA, ce qui dénote mon **implication forte dans la vie du laboratoire**, ainsi que ma volonté de **participer à des réunions d'orientation et de prises de décision concernant la vie collective**.

E.3.3 Qualités personnelles

Le suivi de la formation « Exprimer et valoriser mes acquis » a été l'occasion de mieux identifier certaines qualités et potentiels personnels. Cela m'a permis d'identifier une certaine **aisance relationnelle**, qui se traduit par mon **goût du travail en groupe** et mon envie d'**apporter du soutien** et d'**encourager**, notamment dans le cadre de mes missions d'enseignement et de formation. De même la coopération est une valeur stimulante dans le cadre de mon travail.

La **prise de risques** n'est pas un frein à mon épanouissement, et je sais prendre des décisions sans angoisser. Mon **adaptabilité** à différentes situations se fait sans problème, et c'est même un moteur de ma vie personnelle aussi bien que professionnelle.

E.3.4 Création d'un réseau professionnel

Mon réseau professionnel s'est construit et étoffé au cours de ces années de thèse. La première source de contacts a été l'annuaire des anciens élèves de l'école de Montpellier SupAgro. Par ailleurs j'ai gardé de bonnes relations avec les personnes qui m'ont encadré au cours des stages effectués pendant cette période, ainsi qu'avec les autres stagiaires rencontrés. Ces relations occupent des postes aussi bien dans le secteur public que privé, et leurs avis m'éclairent sur leurs emplois respectifs.

Les différentes conférences auxquelles j'ai participé m'ont amené à rencontrer des doctorants, mais aussi des chercheurs et des industriels travaillant dans des secteurs identiques ou proches du mien. Grâce à ces rencontres, une piste professionnelle en partenariat avec Veolia semble se dessiner.

Toutes les personnes avec qui j'ai travaillé sur le projet SYMBIOSE sont aussi des contacts privilégiés, car c'est avec et grâce à eux que j'ai pu mener à bien ce projet sur trois ans. Enfin les membres du pôle ELSA, et plus particulièrement ceux basés sur le site de la Gaillarde à Montpellier SupAgro, constituent le socle de base de ce réseau en construction.

E.4 Résultats, impacts de la thèse

E.4.1 Impacts scientifiques

Les trois années de thèse ont été l'occasion de présenter mes travaux aussi bien dans des revues scientifiques spécialisées que lors d'interventions orales à des colloques et conférences. Ces travaux ont été à la base de collaboration entre certains partenaires de SYMBIOSE et des industriels qui souhaitent se pencher plus en profondeur sur la production de biocarburants à partir de biomasse algale. Ils ont été aussi utilisés dans le cadre de réponse à des appels d'offre de projets nationaux. Ils ont permis d'identifier les principaux points noirs de ce mode de production d'énergie et de définir de futurs axes de recherches pour en améliorer les bilans environnementaux et énergétiques.

Les travaux spécifiques au domaine de l'ACV apportent des éléments de réponse à une limite souvent pointée du doigt, à savoir la non prise en compte du temps. Ils établissent une méthodologie à suivre pour mieux aborder ce problème et proposent des outils informatiques pour pouvoir y répondre.

Une liste des travaux réalisés au cours de cette thèse est présentée en 0 de cette thèse.

E.4.2 Impacts personnels

La conduite de ce projet sur trois ans représente une étape majeure de ma construction personnelle. Une fois la thèse en route, et au fur et à mesure que le temps s'écoulait, je me suis donné de plus en plus de moyen pour mener à terme cette aventure de la façon qui me satisferait le plus. Cela a certes impliqué quelques sacrifices (comme tout travail de thèse...) mais le jeu en valait la chandelle. Rencontrer et travailler avec des personnes aussi passionnés que moi, si ce n'est plus, par des préoccupations environnementales, et constater au quotidien leurs efforts de recherche et leurs questionnements, leurs doutes et leurs réussites, ont été de sacrés exemples de persévérance et de belles voies à suivre.

E.4.3 Pistes professionnelles envisagées

J'envisage plusieurs pistes professionnelles à l'issue de ma thèse. Mon objectif majeur est de contribuer à la protection de l'environnement en mettant à profit mes compétences dans le domaine des bioénergies et de la gestion de l'eau.

E.4.3.1 R&D dans le secteur privé :

Le secteur d'activité des entreprises m'intéressant vont des bioénergies à la gestion de l'eau. Il est primordial pour moi de m'investir dans une entreprise pour laquelle la préservation de l'environnement est au cœur des préoccupations.

Les missions de recherche et développement que je souhaiterais développer sont :

- Expertise sur l'ACV des filières de production de bioénergies à partir de microalgues.
- Expertise sur l'ACV des filières de traitement de l'eau.
- ACV de filière couplant système de traitement de l'eau et production d'énergie. Une des pistes de recherche serait la problématique de la multifonctionnalité de ces systèmes.
- Application de l'intégration d'une dynamique temporelle en ACV à ces systèmes.

Pour cela, les capacités que je pourrais mettre en avant sont :

- la mise au point de processus méthodologiques,
- la capacité d'intégrer des informations de sources diverses,
- l'adaptation aux nouvelles technologies et aux différents projets,
- l'autonomie et l'initiative,
- la maîtrise de l'anglais.

Au cours de ma thèse et de mes études d'ingénieur agronome, j'ai pu être en contact avec des acteurs privés dont les domaines d'exercice correspondent à mes attentes professionnelles. Une piste de collaboration future semble être envisageable avec une des entreprises rencontrée. Cela déboucherait sur la mise en place d'un poste en partenariat avec cette entreprise et un centre de recherche universitaire nord-américain spécialisé en ACV. Ces deux organismes sont déjà impliqués dans des projets communs ce qui pourrait s'avérer être un atout dans le montage du projet.

E.4.3.2 Maître de conférences :

L'activité de recherche est stimulante en soi et je souhaiterai la coupler à une activité d'enseignement. En effet, suite à mes quelques expériences préalables dans ce domaine je pense que la transmission du savoir est un vrai défi, extrêmement stimulant, et que le contact avec le monde étudiant permet de ne pas perdre pied avec une certaine réalité de terrain.

Mon plan d'action pour mener à bien cette recherche d'emploi après la thèse consiste à :

- poursuivre l'activation de mon réseau,
- continuer la prospection et le ciblage de structures correspondant à mes objectifs.

Tableau E.2 : Montants des différents postes de dépenses

Nature de la dépense	Détails		Coûts totaux			
			Nombre d'unité	Coût unitaire moyen	Quote-part utilisation	TOTAL (en euros)
Ressources Humaines	Salaire brut					
Doctorant	2 000		36		1	72 000
Encadrant 1	4 364		36		0.1	15 710
Prime encadrement						
Encadrant 2	4 364		36		0.05	7 855
Prime encadrement						
Encadrant 3	7 025		36		0.02	5 058
Prime encadrement						
Autre personnel (réunions)	3 500		1		1	3 500
Sous-total Ressources Humaines						103 583
Consommables et Infrastructures						
Sous Total Consommables et Infrastructures	80		36			2 880
Matériel	Taux d'amortissement					
Ordinateur de bureau	1		1	2 000		2 000
Logiciels de bureau	1		1	1 160		1 160
Sous-total Matériel						3 160
Déplacements	Transport		Autres			
Missions en France	405	108	1	513		513
Missions à l'étranger						
Congrès en France	701	915	1	1 616		1 616
Congrès à l'étranger	904	1 750	1	2 654		2 654
Sous-total Déplacements						4 783
Formations						
Formations			1	2 500		2 500
Autres frais (inscription à l'université)			3	359		1 077
Sous-total Formations						3 577
Documentation et communication			1	300		300
TOTAL						118 283

Liste des publications et des participations à des colloques

Publication dans des journaux à comité de lecture

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, M. Ras, R-A. Goy and J-P. Steyer. Life-cycle assessment of microalgae culture coupled to biogas production. Bioresource Technology 102 (2010) 207-214.

Publications soumises à des journaux à comité de lecture

P. Collet, L. Lardon and J-P. Steyer, A. Hélias. How to take time into account in the inventory step? A methodology based on sensitivity analysis of the economic and environmental flows

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, S. Bricout, I. Lombaert-Valot, B. Perrier, O. Bernard and J-P. Steyer. Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity and heat?

Chapitre de livre

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon and J-P. Steyer. Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step? In Towards Life Cycle Sustainability Management, 119-130. Springer. Matthias Finkbeiner

Présentations orales à des colloques

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, O. Bernard, B. Sialve, J-P. Steyer. Analyse du Cycle de Vie de la production de biodiesel à partir d'algues couplée avec une digestion anaérobie. STIC & Environnement, Calais, France, 2009.

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, O. Bernard, J-P. Steyer, Dynamic Life Cycle Assessment of biogas production from microalgae. Life Cycle Assessment IX, Boston, USA, 2009.

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, M. Ras, RA Goy, & J-P. Steyer. Analyse du Cycle de Vie de la production de biogaz à partir de microalgues. Adebitech, Algues filières du futur, Paris, France, 2010.

C. Gonzalez, B. Sialve, M. Ras, **P. Collet**, F. Habouzit, N. Bernet, A. Hélias , E. Latrille, L. Lardon, J.P. Steyer. **Microalgae as biogas resource.** 8th IWA Leading-Edge Conference on Water and Wastewater Technologies. Amsterdam, Nederland, 2011.

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon and J-P. Steyer. Time and life-cycle assessment: how to take time into account in the inventory step? LCM 2011, Life Cycle Management, Berlin, Germany.

P. Collet, A. Hélias, L. Lardon, S. Bricout, I. Lombaert-Valot, B. Perrier, O. Bernard and J-P. Steyer. Can we produce biofuel from microalgae without a renewable source of electricity and heat? Alg'n' Chem 2011: Algae, new resources for Industry? Montpellier, France, 2011.

P. Collet, J. Langlois, M. Cornelus, L. Lardon, J.-P. Steyer, O. Bernard, and A. Hélias,. Algae as source of biofuel. Ecotech & tools, Montpellier, France, 2011.

M. Cornélus, **P. Collet**, S. LePochat, R. Bellino, J-P Steyer, A. Hélias. **Salinalgue project: designing a sustainable production system of biofuel and by-products from microalgae.** LCAFood2012, Rennes, France, 2012. (soumis)



Abstract

Biofuel production from microalgae is more and more pointed out as an interesting alternative to produce bioenergy. An innovative way for taking advantage of the energetic content of the microalgae is to directly carry out anaerobic digestion, and to use the biogas as a biofuel. This PhD work focuses on the environmental evaluation of this new technology. A critical review of Life Cycle Assessment (LCA) studies of algal biofuels is firstly done. Then a prospective LCA of microalgae culture coupled to biogas production is carried out, based on bibliographic data, experimental results and dynamic models. Literature about biofuel and biogas production from microalgae has underlined the high contribution of electricity to the assessed impacts. A LCA of biodiesel production using electricity produced by local and renewable sources has been undertaken in order to estimate potential impacts' modifications and to compare them with the consequences of an increase of microalgal productivity.

Life Cycle Inventory (LCI) is usually based on steady-state and linear models of elementary processes and temporal or spatial variations of commodity flows and emissions are most of the time ignored or aggregated within the overall uncertainty. Furthermore Life Cycle Impact Assessment (LCIA) framework generally assumes that the biological processes respond linearly to environmental disturbances and that threshold effects can be neglected. As the development of dynamic impact methods is based on dynamic inventory data, it seems essential to develop a general methodology to achieve a temporal LCI. This PhD thesis presents a methodology to pursue a dynamic LCI based on the identification of key flows by sensitivity analyses. Once these commodity flows and environmental flows have been identified, their own timescales are compared to the inherent timescales of the impact categories affected by the flows. From this perspective, temporal dimensions of different impact categories are suggested and discussed. This approach is illustrated by theoretical and existing bioenergy systems.

(PhD thesis in French including journal articles in English)

Defended on April 4th, 2012 at : 

With the financial support of :  

As member of the ELSA research group : 



INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

Laboratoire de Biotechnologie de l'Environnement UR50

Avenue des Etangs F-11100 NARBONNE – France

Tel. +00 33 (0)468 425 151 · Fax +00 33 (0) 468 425 160 Email: lbe.contact@supagro.inra.fr

<http://www.montpellier.inra.fr/narbonne/>