

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE
CONSÉQUENTIELLE PROSPECTIVE MACROSCOPIQUE : ÉVALUATION
D'UNE POLITIQUE DE BIOÉNERGIE DANS L'UNION EUROPÉENNE À
L'HORIZON 2025

THOMAS DANDRES

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIAE DOCTOR
(GÉNIE CHIMIQUE)

MAI 2012

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

DÉVELOPPEMENT D'UNE MÉTHODE D'ANALYSE DU CYCLE DE VIE
CONSÉQUENTIELLE PROSPECTIVE MACROSCOPIQUE : ÉVALUATION
D'UNE POLITIQUE DE BIOÉNERGIE DANS L'UNION EUROPÉENNE À
L'HORIZON 2025

présentée par : DANDRES Thomas

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiae Doctor

a été dûment acceptée par le jury d'examen constitué de :

M. PERRIER Michel, Ph.D., président

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

Mme GAUDREAU Caroline, Ph.D., membre et Codirectrice de recherche

M. FRADETTE Louis, Ph.D., Membre

M. RAGGI Andrea, Ph.D., Membre

DÉDICACE

À ceux qui œuvrent pour un monde meilleur.

REMERCIEMENTS

Un grand merci à ma famille et mes amis pour leur soutien et leurs conseils, à Réjean Samson pour m'avoir guider, fait confiance et permis de réaliser ce doctorat, à Pascal Lesage, Gontran Bage et Caroline Gaudreault pour m'avoir encadré chacun à leur tour, à Pablo Tirado Seco pour avoir réalisé l'étude de cas et générer les résultats dont j'avais besoin, à Kakali Mukhopadhyay pour s'être intéressée à mon projet et avoir partagé son expertise du modèle GTAP, à Sandra Estrela pour sa capacité à solutionner les problèmes du quotidien, aux membres du CIRAIg pour leur bonne humeur et en particulier aux étudiants ayant partagé mon bureau, à Danielle Guibault pour sa relecture, aux partenaires industriels du CIRAIg sans lesquels ce projet n'aurait pu avoir lieu, aux membres du jury : Michel Perrier, Louis Fradette, Andrea Raggi, Réjean Samson et Caroline Gaudreault pour avoir pris le temps d'évaluer mon travail, à Sophie Bernard pour ses connaissances en science économique; et enfin à tous les lecteurs qui consulteront cette thèse dans le futur.

RÉSUMÉ

Le développement des activités humaines s'accompagne le plus souvent d'impacts sur l'environnement. Compte tenu des capacités limitées de la planète à subir ces impacts, il devient nécessaire d'encadrer le développement futur de la société humaine afin d'en minimiser les impacts négatifs sur l'environnement. Pour ce faire, l'analyse de cycle de vie apparaît comme étant un outil très puissant, car capable d'évaluer différents types d'impacts environnementaux en se basant sur l'ensemble des étapes du cycle de vie d'un produit ou d'un service. Cependant, à l'heure actuelle, la méthode d'analyse de cycle de vie ne paraît pas adaptée à l'évaluation des choix politiques affectant un grand nombre de produits et services, choix qui sont néanmoins rendus nécessaires par certaines problématiques environnementales globales. En particulier, dans le cadre de la lutte contre les changements climatiques, l'analyse de cycle de vie ne permet pas de modéliser précisément les conséquences environnementales indirectes liées à la transition globale requise pour le secteur énergétique. Pour ce faire, il est nécessaire de modéliser l'ensemble de l'économie, car un changement important du secteur énergétique est susceptible d'affecter les autres secteurs économiques et donc d'occasionner indirectement des impacts environnementaux. Ainsi, cette thèse propose un nouvel outil de prise de décision, l'analyse de cycle de vie macroscopique, basé sur l'analyse de cycle de vie et le modèle macroéconomique GTAP. Cette nouvelle méthode a pour objectif l'évaluation des impacts environnementaux attribués aux changements à grande échelle survenant dans la société. L'évaluation environnementale de deux politiques énergétiques européennes sur la période 2005-2025 à l'aide de l'analyse de cycle de vie macroscopique illustre la capacité de la méthode à modéliser certains effets rebonds économiques néfastes à l'environnement et à positionner les bénéfices environnementaux d'une politique de bioénergie relativement aux impacts environnementaux causés par le développement global des activités humaines sur la période considérée. Il apparaît aussi que la méthode permet d'identifier les régions les plus affectées et les périodes au cours desquelles les impacts environnementaux surviendraient. L'analyse de cycle de vie macroscopique ouvre d'importantes perspectives pour l'application de l'analyse de cycle de vie : alors que l'analyse de cycle de vie est habituellement utilisée pour évaluer le profil environnemental d'un produit ou d'un service, il devient désormais possible d'évaluer des décisions affectant simultanément de nombreux produits et services sur le long terme. Enfin, de par sa capacité à modéliser les sphères économique et environnementale, et grâce au développement de l'analyse de cycle de vie sociale,

l'analyse de cycle de vie macroscopique tend à se positionner non pas seulement comme un outil d'évaluation environnementale, mais aussi comme un outil de développement durable.

ABSTRACT

Most of the time, the increase in human activities harms the environment. Due to the capacity limit of the Earth to bear such impacts and considering the growth of world population and its demands, there is a need to manage the future growth of human society in order to mitigate its impacts on the environment. Life cycle assessment (LCA) seems to be a great methodology for this purpose because it assesses different types of environmental impacts of a product or service based on all of its life cycle stages. However, it appears that LCA is not adapted to the evaluation of large-scale international policies required for some environmental issues. Especially, current LCA methodology fails to properly model indirect consequences on the environment of a major change within the energy sector in order to reduce greenhouse gas emissions and mitigate climate change. To model these indirect consequences on the environment, global economy modeling is required as a major change in the energy sector is expected to affect the rest of the economy and therefore to cause indirect environmental impacts. This is the goal of this university thesis: Develop a new decision tool "macroscopic life cycle assessment" using the LCA methodology and the GTAP macroeconomic model in order to assess environmental impacts caused by significant changes in human society. Application of macroscopic LCA to two different European energy policies for the 2005-2025 period shows its ability to model some rebound effects and to compare environmental benefits obtained from a bioenergy policy versus environmental impacts caused by the economic growth during 2005-2025. Additionally, the method allows to identify regions where and time periods when environmental impacts are expected to occur. Macroscopic LCA has important application opportunities for LCA: while the methodology is usually used to study the environmental profile of a product or service, it now becomes possible to evaluate environmental consequences of a decision affecting many products and services. Moreover, thanks to recent developments in social LCA and due to its capacity to model economic and environmental impacts, the macroscopic LCA will eventually become not only an environmental evaluation tool but a sustainable evaluation tool as well.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| DÉDICACE | III |
| REMERCIEMENTS | IV |
| RÉSUMÉ | V |
| ABSTRACT | VII |
| TABLE DES MATIÈRES | VIII |
| LISTE DES TABLEAUX | XII |
| LISTE DES FIGURES | XIII |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS | XIV |
| LISTE DES ANNEXES | XV |
| INTRODUCTION..... | 1 |
| CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE | 4 |
| 1.1 Mise en contexte | 4 |
| 1.2 Analyse de cycle de vie | 5 |
| 1.3 Analyse de cycle de vie conséquentielle | 6 |
| 1.3.1 Détermination du système | 6 |
| 1.3.2 Processus affectés..... | 7 |
| 1.3.3 Modélisation économique en ACV-C | 9 |
| 1.3.4 ACV-A et ACV-C..... | 16 |
| 1.4 Analyse de cycle de vie Prospective | 17 |
| 1.4.1 La prospective | 18 |
| 1.4.2 ACV-P | 20 |
| 1.4.3 Évolution des technologies dans les modèles économiques..... | 23 |
| 1.5 Limites de l'ACV..... | 24 |

| | | |
|------------|--|----|
| 1.5.1 | Incertitude en ACV | 24 |
| 1.5.2 | Complexité de l'ACV..... | 26 |
| CHAPITRE 2 | MÉTHODOLOGIE | 28 |
| 2.1 | Problématique | 28 |
| 2.2 | Question et hypothèse de recherche | 30 |
| 2.3 | Objectif scientifique | 30 |
| 2.4 | Développement méthodologique | 31 |
| 2.4.1 | Détermination de la perturbation majeure | 31 |
| 2.4.2 | Étude de cas | 34 |
| 2.4.3 | Choix du modèle économique | 38 |
| 2.4.4 | Couplage du modèle économique GTAP avec l'ACV..... | 42 |
| 2.4.5 | Régionalisation partielle de la base de données écoinvent..... | 47 |
| 2.5 | Application de la méthode..... | 48 |
| 2.5.1 | Paramètres de l'ACV-M..... | 48 |
| 2.5.2 | Agrégation de la base de données GTAP7 | 50 |
| 2.5.3 | Modélisation de la perturbation majeure | 51 |
| 2.5.4 | Prise en compte de l'aspect temporel dans le modèle GTAP | 51 |
| 2.5.5 | Calcul des impacts environnementaux | 53 |
| 2.6 | Comparaison des résultats de l'ACV-M avec ceux de l'ACV-P conséquentielle de l'étude de cas..... | 55 |
| 2.7 | Évaluation de l'incertitude sur les résultats..... | 56 |
| 2.7.1 | Analyses de sensibilité des résultats du modèle GTAP | 56 |
| 2.7.2 | Gestion de l'incertitude sur les résultats de l'analyse de cycle de vie | 57 |
| CHAPITRE 3 | RÉSULTATS | 60 |
| 3.1 | Préambule | 60 |

| | | |
|--------------------------------------|---|----|
| 3.2 | Méthodologie de l'ACV-M | 60 |
| 3.2.1 | Résumé de la méthode..... | 60 |
| 3.2.2 | Description de la méthode | 62 |
| 3.2.3 | Prérequis pour effectuer une ACV-M | 65 |
| 3.3 | Application de l'ACV-M au secteur énergétique européen | 66 |
| 3.4 | Résumés de la comparaison des politiques énergétiques européennes | 67 |
| 3.4.1 | Impacts de la croissance économique sur l'environnement | 67 |
| 3.4.2 | Impacts environnementaux de la politique de bioénergie | 69 |
| 3.5 | Analyse d'incertitude des résultats | 73 |
| 3.6 | Comparaison de l'ACV-M avec l'ACV-P conséquentielle..... | 75 |
| 3.7 | Publications et communications scientifiques | 76 |
| CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE | | 78 |
| 4.1 | Retour sur l'hypothèse de recherche | 78 |
| 4.2 | Contributions scientifiques | 78 |
| 4.2.1 | Analyse de cycle de vie | 79 |
| 4.2.2 | Modèle GTAP..... | 90 |
| 4.2.3 | Développement et optimisation des politiques environnementales | 90 |
| 4.3 | Limites de l'analyse de cycle de vie macroscopique | 92 |
| 4.3.1 | Le champ d'application | 92 |
| 4.3.2 | Approximations..... | 93 |
| 4.3.3 | L'évolution des technologies | 93 |
| 4.3.4 | Le futur | 94 |
| 4.3.5 | L'incertitude..... | 95 |
| CHAPITRE 5 RECOMMANDATIONS | | 96 |

| | | |
|-------|---|-----|
| 5.1.1 | Données additionnelles..... | 96 |
| 5.1.2 | Gestion de l'incertitude | 96 |
| 5.2 | Perspectives d'application | 99 |
| 5.2.1 | Exemples d'études de cas | 99 |
| 5.2.2 | Modélisation régionalisée des impacts..... | 102 |
| 5.2.3 | Scénarios de compensation dans la méthode IMPACT WORLD+ | 102 |
| 5.2.4 | Facteurs de normalisation..... | 103 |
| 5.2.5 | Vers un outil de développement durable | 103 |
| | CONCLUSION | 104 |
| | LISTE DES RÉFÉRENCES | 209 |
| | ANNEXES | 107 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 2.1 : Description des ACV-P attributionnelle et conséquentielle | 35 |
| Tableau 2.2 : Sources de données utilisées pour modéliser l'année de référence..... | 45 |
| Tableau 2.3 : Secteurs économiques de la base de données GTAP7 peu ou pas modélisés par les processus de la base de données ecoinvent (traduit de Dandres <i>et al.</i> (2011)) | 46 |
| Tableau 2.4: Références bibliographiques pour les données macroéconomiques prospectives | 52 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 2-1 : Développement et application de la méthode d'ACV conséquentielle et prospective adaptée à l'étude de changements de grande amplitude | 31 |
| Figure 2-2: Sources d'électricité pour l'Union Européenne en 2005 et 2025, adapté de (Mantzos <i>et al.</i> , 2004)..... | 34 |
| Figure 2-3 : Catégories d'impacts et de dommages de la méthode IMPACT2002+ | 55 |
| Figure 3-1: Schéma du cadre méthodologique de la macroanalyse de cycle de vie | 61 |
| Figure 3-2 : contributions relatives de la croissance économique, de l'innovation technologiques et de la politique de bioénergie aux impacts environnementaux sur la période 2005-2025 .. | 68 |
| Figure 3-3 : Impacts environnementaux potentiels du scénario bioénergie pour la période 2005-2025 par région et par catégorie de dommage selon la méthode IMPACT200+ | 69 |
| Figure 3-4 : Impacts environnementaux régionaux du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+..... | 70 |
| Figure 3-5: Impacts environnementaux par secteur économique du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+..... | 71 |
| Figure 3-6: Impacts environnementaux en fonction du temps du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+ | 73 |
| Figure 3-7: Comparaison des impacts environnementaux du scénario bioénergie relativement au scénario de base en fonction des paramètres d'incertitude et index de certitude de la comparaison..... | 74 |

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification. En voici quelques exemples :

| | |
|-------|--|
| ACV | Analyse de cycle de vie |
| ACV-A | Analyse de cycle de vie attributionnelle |
| ACV-C | Analyse de cycle de vie conséquentielle |
| ACV-P | Analyse de cycle de vie prospective |
| ACV-M | Analyse de cycle de vie macroscopique |
| FTP | Facteur total de production |
| GES | Gaz à effet de serre |
| PIB | Produit intérieur brut |
| UE | Union Européenne |

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 - ACV ISO

Annexe 2 - Scénarios énergétiques prospectifs européens

Annexe 3 - Taux annuel d'amélioration des technologies par secteur économique et par région

Annexe 4 – Chocs des simulations du modèle GTAP

Annexe 5 - Liste des processus ecoinvent utilisés pour modéliser GTAP7

Annexe 6 - Description des scénarios d'incertitude

Annexe 7 - Article intitulé : *Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector.* (Dandres *et al.* 2011)

Annexe 8 - Article intitulé : *Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment.* (Dandres *et al.* 2012)

Annexe 9 - Article intitulé : *Evaluating uncertainty of large models used to assess global environmental changes caused by a 2005-2025 European bioenergy policy.* (Dandres *et al.* in press)

INTRODUCTION

Certains problèmes environnementaux globaux comme le réchauffement climatique planétaire ou l'amincissement de la couche d'ozone ont nécessité l'application de mesures internationales telles que le protocole de Montréal en 1985 restreignant l'usage des substances nuisibles à la couche d'ozone ou le protocole de Kyoto en 1997 visant à réduire les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES).

Alors que le protocole de Montréal prévoit l'interdiction d'un nombre fini de substances, le protocole de Kyoto fixe des cibles en matière d'émissions de GES laissant à chaque gouvernement la manière d'atteindre son objectif. Parmi les mesures envisagées, la production de biocarburants à l'aide de céréales ou de plantes oléagineuses a été considérée par de nombreux pays afin de réduire leurs consommations de produits pétroliers utilisés par les transports et donc de réduire les émissions de GES de ce secteur. Cependant, la production des biocarburants entrant directement en compétition avec la production de nourriture au niveau de l'utilisation des terres, une hausse des prix de certaines denrées alimentaires occasionnant des risques de malnutrition parmi les populations pauvres a pu être observée (Pin Koh et Ghazoul, 2008). De plus, certaines études scientifiques ont montré qu'une augmentation de la production de biocarburants pouvait réduire la production de nourriture dans une région et provoquer la transformation d'écosystèmes naturels, comme les forêts tropicales, en terres agricoles dans une autre région afin de pallier le déficit de nourriture (Pin Koh, 2007). Or, outre la perte de biodiversité, la conversion d'un écosystème naturel en terre agricole peut également s'accompagner d'importantes émissions de GES, lesquelles peuvent annuler pour plusieurs décennies les émissions évitées de GES obtenues en remplaçant des produits pétroliers par du biocarburant (Fargione *et al.*, 2008; Searchinger *et al.*, 2008). Ainsi, la réduction des émissions de GES et donc la lutte contre le réchauffement climatique planétaire via la production de biocarburants à base de céréales ou de plantes oléagineuses paraît pour le moins incertaine compte tenu des conséquences indirectes associées à la production de ces biocarburants.

Cet exemple illustre particulièrement bien comment une mesure environnementale visant à résoudre un problème particulier peut en poser d'autres qui peuvent aboutir finalement à une aggravation du problème initial. D'une façon plus générale, cet exemple démontre l'importance d'analyser les problèmes et leurs solutions de façon globale de manière à éviter des effets

indirects indésirables et à s'assurer que les solutions identifiées sont effectivement efficaces pour résoudre les problèmes auxquels elles s'attaquent.

Une façon d'étudier les problèmes dans leur ensemble consiste à les examiner en appliquant la pensée cycle de vie. C'est-à-dire en analysant les cycles de vie des produits ou services impliqués dans le problème; le cycle de vie pouvant être défini comme étant la succession des étapes de la fabrication jusqu'à la fin de vie d'un produit ou d'un service¹. La méthode de l'analyse de cycle de vie (ACV) présentée dans les normes ISO 14040 : 2006 et ISO 14044 : 2006 est basée sur ce principe et sert à évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit. Elle permet ainsi d'identifier les étapes du cycle de vie les plus polluantes d'un produit et de comparer entre eux sur une base environnementale deux ou plusieurs produits ayant la même fonction. L'ACV peut également servir à dépister des déplacements d'impacts entre différentes catégories d'impacts ou étapes du cycle de vie lors du choix d'un produit. Par exemple, on peut observer un déplacement d'impacts lorsqu'un utilisateur choisit d'acheter et d'utiliser une voiture électrique plutôt qu'une voiture à essence: les émissions survenant lors de la phase d'utilisation du véhicule s'en trouvent réduites, mais les impacts associées à la production d'électricité nécessaire pour recharger les batteries sont augmentées, lequelles peuvent être de nature différente de ceux d'un véhicule fonctionnant avec un carburant pétrolier.

Au-delà du choix entre deux produits, l'ACV peut aussi être utilisée pour étudier les conséquences environnementales d'un changement survenant dans le cycle de vie d'un produit et de déterminer si ces conséquences sont globalement positives ou négatives pour l'environnement. On parle alors d'ACV conséquentielle (ACV-C). En théorie, l'approche conséquentielle peut être suivie pour étudier tous types de changements affectant un ou plusieurs cycles de vie. Cependant, dans la pratique, l'ACV-C a été principalement développée pour analyser un changement considéré comme marginal survenant dans un cycle de vie. Cette restriction méthodologique provient essentiellement de la nature des interactions économiques entre différents cycles de vie, laquelle diffère suivant que la taille du changement considéré est marginale ou pas. Alors qu'une modélisation relativement simple permet de modéliser des interactions économiques associées à

¹ Par la suite, pour alléger le texte, par produit on désignera à la fois produit et service.

des changements marginaux, une modélisation plus complexe est requise lorsque la taille des changements considérés est plus importante.

L'objectif scientifique de cette thèse est d'établir une méthode d'ACV permettant d'étudier les conséquences environnementales attribuées à d'importants changements survenant simultanément dans un grand nombre de cycles de vie. L'idée étant de développer un outil basé sur la pensée cycle de vie et adapté à l'évaluation environnementale de politiques internationales.

Cette thèse est organisée comme suit : le premier chapitre établit l'état des connaissances relatives à l'ACV (section 1.2), aux développements méthodologiques réalisés pour modéliser les conséquences d'un changement survenant dans un cycle de vie (section 1.3), pour prendre en compte certains aspects temporels représentant l'évolution d'un cycle de vie (section 1.4) et pour surmonter les limites de l'ACV (section 1.5). Le second chapitre décrit la méthode employée pour développer la méthode d'ACV répondant à l'objectif de ce doctorat. Le troisième chapitre présente la méthode ainsi que les résultats de son application au contexte énergétique européen. Le quatrième chapitre contient la discussion générale des résultats et de la méthode. Le cinquième chapitre fournit la liste des recommandations avant d'arriver à la conclusion.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Mise en contexte

Suite aux augmentations en 1973 et 1979 du prix du pétrole brut imposées par l'Organisation des pays exportateurs de pétrole, la facture énergétique de l'Europe menaça de croître considérablement poussant les pays européens à instaurer de nouvelles politiques énergétiques. À cette occasion, une diminution des importations de pétrole fut ainsi réalisée via l'instauration de programmes d'efficacité énergétique et le recours à des sources alternatives d'énergie. C'est à cette époque que les pays nordiques se tournèrent vers l'utilisation du bois pour produire de l'électricité et de la chaleur et que la France commença à développer massivement sa filière nucléaire civile. Plus récemment dans les années 90, avec la prise de conscience des conséquences du réchauffement climatique global, de nombreux pays se sont mis à chercher à stabiliser ou réduire leurs émissions de GES. Ces émissions étant fortement liées à l'utilisation de combustibles fossiles (pétrole, gaz naturel et charbon) à des fins énergétiques, de nouvelles politiques énergétiques furent développées. Une emphase importante fut ainsi mise sur l'exploitation des énergies dites renouvelables présentes dans les vecteurs naturels d'énergie tels que le rayonnement solaire et les flux hydrauliques et éoliens. Du fait de son potentiel énergétique important en Europe, et de la possibilité de l'utiliser directement pour produire de la chaleur, la biomasse (qui est une forme de stockage d'énergie solaire via la photosynthèse) apparaît comme une source d'énergie renouvelable prometteuse en Europe. À ce jour, de nombreuses études visant à développer les technologies nécessaires et à évaluer les impacts environnementaux, économiques et sociaux liés à la bioénergie ont été réalisées contribuant de ce fait à valoriser l'ACV-C. Entre autres, la Commission Européenne a évalué les impacts futur du développement de la bioénergie sur les autres filières énergétiques via l'utilisation de modèles énergétiques (Mantzos et Capros, 2006; Mantzos *et al.*, 2004). Cependant, au vu des problèmes soulevés par Pin Koh et Ghazoul (2008) et Sims *et al.* (2010) relativement à la compétition avec d'autres activités économiques utilisant la biomasse à des fins non-énergétiques et par Fargione *et al.* (2008) et Searchinger *et al.* (2008) concernant l'inventaire des émissions de GES de la bioénergie, les conséquences économiques et environnementales d'un développement massif de la filière de bioénergie paraissent incertaines et nécessitent des études complémentaires pour établir un bilan plus précis de ses impacts. C'est dans ce contexte que le choix de l'analyse d'une

politique de bioénergie européenne pour illustrer la méthode développée dans ce doctorat a été effectué. Il est attendu que l'approche développée à partir de modèles économiques et environnementaux permettra d'améliorer l'évaluation de la bioénergie.

1.2 Analyse de cycle de vie

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode définie dans les normes internationales ISO (14040:2006 et 14044:2006) qui vise à modéliser les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service en se basant sur l'ensemble des ressources naturelles consommées et des substances émises dans l'environnement à chaque étape du cycle de vie du produit ou du service analysé. Est résumée ci-après la procédure suivie pour réaliser une ACV, pour plus de détails, se référer à l'annexe 1.

Une ACV s'effectue en 4 étapes :

1. Définition des objectifs et du champ de l'étude,
2. Inventaire des ressources naturelles consommées et des substances émises au cours du cycle de vie,
3. Calcul des impacts potentiels sur l'environnement,
4. Interprétation des résultats.

La première étape sert à déterminer quel est le produit à l'étude et les conditions dans lesquelles il est étudié. Sont définis à cette étape un certain nombre de paramètres qui permettent de constituer une base de comparaison pour plusieurs produits. Sont ainsi définis : la fonction du produit, l'unité fonctionnelle, les flux de références, les scénarios de comparaison et les frontières du système. La seconde étape, intitulée inventaire, consiste à dresser la liste des ressources naturelles consommées et des substances émises dans l'environnement à chaque étape du cycle de vie du produit en fonction de l'unité fonctionnelle. La troisième étape a pour objectif le calcul des impacts potentiels sur l'environnement du cycle de vie analysé. Pour ce faire, les données d'inventaire du produit sont agrégées suivant différentes catégories correspondant à différents problèmes environnementaux puis converties en impacts potentiels sur l'environnement à l'aide de facteurs de caractérisation préalablement déterminés à partir de modèles environnementaux reproduisant des chaînes de causes à effet reliant par exemple l'émission d'une substance dans

l'environnement à un impact sur l'environnement. Le calcul des impacts potentiels sur l'environnement peut se faire à différents niveaux d'agrégation permettant de décrire les impacts environnementaux suivant une dizaine de catégories d'impacts (nombre variable dépendant de la méthode de calcul d'impact utilisée) ou bien 4 catégories de dommages : la santé humaine, les écosystèmes, les changements climatiques et les ressources naturelles. La quatrième étape donne lieu à une évaluation des résultats dans le cadre des limites des calculs réalisés et des analyses de sensibilité et d'incertitude conduites.

Dans cette thèse, il est fait mention d'ACV attributionnelle (ACV-A) et d'ACV conséquentielle (ACV-C). Par définition, on considère ici qu'une ACV-A est une ACV réalisée suivant les normes internationales ISO évaluant le cycle de vie d'un produit, mais sans chercher à évaluer les conséquences d'un changement survenant dans le cycle de vie d'un produit ou à inclure des processus survenant hors des frontières du système du produit étudié. L'ACV-C est définie comme étant une ACV suivant les normes internationales ISO, étudiant un changement survenant dans un cycle de vie et modélisant les conséquences environnementales de ce changement via l'intégration de processus externes au système de processus du cycle de vie du produit étudié.

1.3 Analyse de cycle de vie conséquentielle

L'objectif d'une ACV conséquentielle (ACV-C) est de modéliser l'ensemble des impacts environnementaux consécutifs à un changement survenant dans le cycle de vie d'un produit. L'objectif est donc sensiblement différent de celui d'une ACV-A qui consiste à étudier le cycle de vie d'un produit. Alors que l'ACV-A est réalisée dans un état statique où le cycle de vie du produit n'évolue pas dans le temps, l'ACV-C repose sur l'évaluation des conséquences causées par le passage d'un état A à un état B du cycle de vie d'un produit. Il y a donc intrinsèquement une notion temporelle à prendre en compte en ACV-C correspondant à la période de temps nécessaire pour que le cycle de vie du produit passe de l'état A à l'état B.

1.3.1 Détermination du système

Concrètement, une ACV-C se réalise en suivant les mêmes phases que pour une ACV-A. On observe cependant quelques différences. La principale différence entre ces deux types d'ACV réside dans la détermination du système étudié. Dans les deux cas, ce système est composé de processus industriels. En ACV-A, le système est composé des processus directement impliqués

dans le cycle de vie du produit. En ACV-C, le consensus méthodologique n'est pas encore établi, mais la communauté scientifique s'accorde à dire que le système doit inclure au moins les processus affectés par le changement étudié, ces processus pouvant appartenir ou pas au cycle de vie du produit étudié (Weidema, 2003). En effet, alors qu'en ACV-A tous les processus sont reliés entre eux par des flux de matière ou d'énergie, en ACV-C, les processus peuvent également être unis par des liens de causalité.

Dans la majorité des cas, seuls les processus affectés par le changement sont inclus dans le système de l'ACV-C (Andrae, 2005; Ekvall et Weidema, 2004; Eriksson *et al.*, 2007; Gaudreault *et al.*, 2010; Lesage *et al.*, 2007; Mattson *et al.*, 2007; Olsen et Jorgensen, 2006; Rebitzer *et al.*, 2004; Schmidt, 2008; Tillman, 2000; Weidema, 2003). Cependant, on peut s'interroger sur la pertinence de ce choix méthodologique. En effet, si l'exclusion des processus non-affectés par le passage de l'état A à l'état B du cycle de vie du produit étudié permet de réduire le travail nécessaire à la réalisation de l'ACV-C, elle empêche l'évaluation de l'importance des impacts causés par ce passage de l'état A à l'état B relativement aux impacts correspondant à l'unité fonctionnelle dans les états A et B. Ainsi, l'exclusion des processus non-affectés du système en ACV-C ne permet pas, par exemple, de s'apercevoir que les impacts du cycle de vie du produit dans l'état A ne sont pas significativement différents de ceux de l'état B.

Remarque : il est souvent fait mention d'élargissement des frontières du système en ACV-C. Cet élargissement correspond en fait à l'intégration de processus externes au cycle de vie étudié, mais lié à celui-ci par des liens de causalité (souvent des liens économiques).

1.3.2 Processus affectés

Quel que soit le choix méthodologique retenu pour définir le système à l'étude, les processus affectés par le changement survenant dans le cycle de vie doivent être identifiés. À ce stade, il est bon de préciser que l'actuelle méthodologie pour l'ACV-C a été développée dans le cadre de changements jugés marginaux survenant dans un unique cycle de vie (Andrae *et al.*, 2007; Gaudreault *et al.*, 2010; Lesage *et al.*, 2006a; Pehnt *et al.*, 2008; Reinhard et Zah, 2009; Schmidt, 2008; Thomassen *et al.*, 2008).

Dans ce contexte, Weidema *et al.* (1999) définissent un processus affecté comme étant un processus qui ne connaît pas de contraintes dans sa capacité de production et qui répond à une

légère variation, à la hausse ou la baisse, de la demande pour le produit issu de ce processus. Pour les marchés libéralisés, les filières de production les plus ou les moins compétitives ont tendance à être les processus affectés car ce sont elles qui répondent, respectivement, à la hausse ou à la baisse de la demande (Curran *et al.*, 2002; Mattson *et al.*, 2007; Weidema, 2003). Cependant, dans un contexte d'étude prospective, ce serait le coût à long terme qui prédéterminerait si un processus sera affecté (Curran *et al.*, 2002; Mattson *et al.*, 2007). Cette tendance est toutefois modérée par l'existence de contraintes physiques, techniques, économiques ou politiques (Mattson *et al.*, 2007).

De nombreux auteurs s'accordent à dire que les données utilisées pour modéliser un processus affecté doivent correspondre le plus exactement possible à ce processus (Andrae, 2005; Ekvall et Andrae, 2006; Eriksson *et al.*, 2007; Schmidt, 2004; Weidema, 2003). En ce sens, l'ACV-C diffère de l'ACV-A qui utilise généralement des données moyennes pour modéliser les processus technologiques répondant à la demande de production d'un bien (Reinhard et Zah, 2009). Par exemple, supposons qu'on cherche à étudier les impacts environnementaux liés à l'accroissement, à très court terme, de la demande électrique dans un réseau donné. L'approche en ACV-A sera de modéliser un système de processus où l'augmentation de la production d'électricité sera assumée par l'ensemble des centrales du réseau. En ACV-C, l'approche recommande de chercher quelle est la centrale qui est mise à contribution pour répondre à l'accroissement de la demande à court terme. En pratique, le type de cette centrale (charbon, gaz naturel, hydroélectrique etc.) varie suivant le moment où survient l'augmentation de la demande et les caractéristiques du réseau électrique. Ainsi, c'est une centrale particulière et non pas plusieurs qui répondront à l'augmentation de la demande (à moins que l'augmentation de la demande soit très importante). Les impacts environnementaux par unité d'électricité générée pouvant différer sensiblement d'un type de centrale à l'autre, les ACV-A et ACV-C fourniraient pour cet exemple des résultats probablement très différents. Cependant, les résultats émis par l'approche conséquentielle seraient, à priori, plus proches de la réalité.

Un autre cas de figure nécessitant l'identification de processus affectés survient quand le changement concerne un processus qui génère simultanément plusieurs produits (par exemple : du blé et de la paille). Dans ce cas, il convient de faire la distinction entre le produit principal qui est la raison d'être du processus (le blé) et les autres produits (la paille) qui, sans être nécessairement des déchets, sont des produits dont la production dépend directement de celle du

produit principal, mais sans l'influencer (Reinhard et Zah, 2009). Ainsi, lorsque la production du produit principal est affectée, celle des coproduits l'est également et il est nécessaire d'identifier les processus fournissant des produit équivalents à chaque coproduit affecté (Reinhard et Zah, 2009). De même, lorsque la demande pour un coproduit est affectée sans que celle du produit principal ne le soit, alors la production du coproduit demeure inchangée (par définition, car elle dépend uniquement de celle du produit principal). En revanche, la production des produits équivalents à chaque coproduit est affectée et il est nécessaire d'identifier les processus générant ces produits équivalents (Reinhard et Zah, 2009).

1.3.3 Modélisation économique en ACV-C

Une fois que les processus affectés par le changement survenant dans le cycle de vie ont été identifiés, il convient de déterminer de quelle manière ils le seront : leur production sera-t-elle augmentée ou réduite, et dans quelle proportion le sera-t-elle ?

Pour répondre à ces questions, il est généralement considéré en ACV-C que l'offre réagit de façon non linéaire aux variations de la demande (Hofstetter et Norris, 2003; Sanden et Karlstrom, 2007). L'idée sous-jacente à cette hypothèse est que l'augmentation de la production d'un bien A accroît la capacité de l'offre de A sur le marché ce qui peut entraîner une baisse du prix de A. Si la baisse de prix de A est suffisamment importante, elle peut conduire à la substitution d'un bien B vendu plus cher par le bien A. À l'inverse, si la production du bien A diminue, le prix de A peut se trouver augmenté du fait de la raréfaction de l'offre de A sur le marché. Dans ce cas, la demande pour le produit A peut diminuer. Ce type de phénomènes peut être modélisé à l'aide de l'élasticité des prix des produits. C'est pourquoi des modèles économiques sont souvent utilisés en ACV-C pour simuler les relations entre l'offre, la demande et le prix des biens. On peut distinguer quatre types de modélisation économique :

1. Analyse de l'offre et de la demande,
2. Modèles d'équilibre partiel ou général
3. Modèles économétriques
4. Modèles E3

Ces types de modélisation et leur applicabilité à l'ACV-C sont discutés plus en détails dans les prochaines sections.

1.3.3.1 Analyse de l'offre et de la demande

Cette approche consiste à utiliser l'élasticité de l'offre (ou de la demande) pour prédire l'évolution du prix consécutive à une variation de l'offre (ou de la demande). La connaissance de la variation du prix permet alors de déterminer la variation de la demande (ou de l'offre). Les élasticités de l'offre et de la demande ont été définies par Marshall (1890) (cf. Équations 1.1 et 1.2) et s'obtiennent à partir de données historiques.

$$\eta_{\text{offre}} = [(\text{variation de l'offre})/(\text{offre initiale})]/[(\text{variation du prix})/(\text{prix initial})] \quad (1.1)$$

$$\eta_{\text{demande}} = [(\text{variation de la demande})/(\text{demande initiale})]/[(\text{variation du prix})/(\text{prix initial})] \quad (1.2)$$

En ACV, la principale limite d'une analyse économique basée uniquement sur les élasticités des prix d'un produit est de ne pas fournir d'informations sur les variations possibles de l'offre et la demande pour d'autres produits. En effet, des substitutions sont possibles entre produits équivalents : si le prix de l'un de ces produits devient subitement moins élevé que celui des autres produits équivalents, il sera préférentiellement choisi par les consommateurs (augmentation de la demande). D'autre part, les élasticités d'offre et de la demande d'un produit donné ne permettent pas de modéliser les variations de prix, d'offre et de demande pouvant affecter les produits des autres secteurs économiques. En ACV-C, lorsque le changement étudié est marginal, on peut néanmoins faire l'hypothèse qu'un nombre très restreint de produits est affecté par le changement et suivre cette approche relativement simple. C'est pour cela que cette approche est presque toujours suivie en ACV-C (Bouman *et al.*, 2000; Dalgaard *et al.*, 2008; Ekvall et Andrae, 2006; Ekvall et Weidema, 2004; Frees, 2008; Gaudreault *et al.*, 2010; Guinée, 1999; Halleux *et al.*, 2008; Hofstetter et Norris, 2003; Lesage *et al.*, 2006a; Reinhard et Zah, 2009; Schmidt, 2004; Thomassen *et al.*, 2008; Weidema, 2003).

1.3.3.2 Modèles d'équilibre partiel ou général

Ces modèles s'appuient sur les théories de l'équilibre partiel de Marshall {, 1890 #842} et de l'équilibre général de Walras (1874) et font intervenir plusieurs produits confinés au sein d'un seul secteur économique dans le cas des modèles d'équilibre partiel ou de l'ensemble des secteurs économiques dans le cas des modèles d'équilibre général. Les produits ayant la même fonction

peuvent se substituer les uns aux autres alors que les produits dépendant d'un autre produit peuvent voir leurs prix varier suite à une fluctuation du prix du produit dont ils dépendent (cette variation de prix pouvant entraîner une substitution de produits entre produits équivalents si le prix n'est plus assez compétitif) (Bouman *et al.*, 2000; Ekvall, 2002). Outre ces effets, les modèles d'équilibre peuvent intégrer de nombreux outils, variables et paramètres économiques (investissements, taxes, coûts de transport, mesures protectionnistes, table I/O de la production et des échanges, matrice de comptabilité sociale, etc.) ainsi que des équations basées sur la théorie économique néoclassique établie par Léon Walras, Carl Menger et William S. Jevons. À ce sujet, un modèle est dit non-linéaire si ce type d'équations est présente dans le modèle et linéaire lorsque ces équations sont absentes. Selon Berck *et al.* (2002) la modélisation linéaire serait la plus utilisée, notamment dans les études exploratoires (Ramachandra, 2009). Les modèles non-linéaires font appel à des matrices de comptabilité sociale et à des relations non-linéaires définissant les liens entre les différents acteurs de l'économie (gouvernements, entreprises et autres catégories de consommateurs) ce qui permet à ces modèles de simuler par exemple : les fluctuations de prix ou la substitution des produits, du travail, du capital et de l'énergie entre les différents acteurs économiques (Berck et Hoffmann, 2002; Bergman *et al.*, 2005; Jaccard, 2005). Les modèles non-linéaires permettent ainsi de prendre en compte un plus grand nombre de paramètres que leurs homologues linéaires.

Les modèles d'équilibre partiel et général fonctionnent de la même façon : en partant d'une situation économique de départ connue, ils calculent le nouvel équilibre économique résultant d'une perturbation définie par l'utilisateur (Ramachandra, 2009). Britz *et al.* (2009) estiment qu'un modèle d'équilibre partiel permet généralement de simuler plus en détails un secteur donné de l'économie que ne le ferait un modèle d'équilibre général. C'est pourquoi ce type de modèle est parfois utilisé conjointement avec un modèle d'équilibre général de manière à modéliser de façon détaillée certains secteurs, tout en simulant l'ensemble de l'économie (Britz et Hertel, 2009; Hellmann et Verburg, 2008; Luo *et al.*, 2010; Ronneberger *et al.*, 2008; Verburg *et al.*, 2009).

Un modèle est considéré dynamique² si des simulations successives sont utilisées pour modéliser une période de temps découpée en différents intervalles (1 intervalle pour chaque simulation) et que les résultats de chaque simulation sont utilisés par la suivante (Bergman *et al.*, 2005; Ramachandra, 2009).

Dans les modèles d'équilibre général, les prix sont définis de façon endogène suivant les règles du marché en incorporant diverses contraintes alors que l'offre et la demande sont calculées de façon à maximiser les profits du producteur suivant le paradigme de Walras (compétition imparfaite) tout en prenant en compte l'acceptation des prix par le consommateur et la compétition entre les produits domestiques et étrangers via l'hypothèse d'Armington (Armington, 1969; Bergman *et al.*, 2005; Ronneberger *et al.*, 2008; Teixeira et Domingos, 2006). Ces éléments confèrent un certain réalisme aux modèles économiques non-linéaires d'équilibre général, mais nécessitent en contrepartie, d'une part, plus de données que les autres modèles économiques et, d'autre part, d'établir les conditions initiales du système (prix initiaux et relations non-linéaires), lesquelles requièrent une connaissance approfondie de l'économie (Berck et Hoffmann, 2002; Bergman *et al.*, 2005; Povellato *et al.*, 2007).

Parmi les modèles répertoriés par Dagoumas *et al.* (2006) comme étant des modèles non-linéaires d'équilibre général (EPPA, G-CUBED, GEM-E3, GREEN, GTAP, GTEM, MERGE, MS-MRT, PACE, SGM, WAGE, WORLDSCAN et NEWAGE) GTAP et WORLDSCAN se distinguent par une désagrégation beaucoup plus importante de l'économie que le reste des modèles. C'est un point important à considérer, car le calcul des impacts environnementaux en ACV se fait souvent à partir des données concernant des processus industriels spécifiques. Ainsi, les informations obtenues de modèles économiques décrivant l'ensemble de l'économie en une dizaine de secteurs économiques peut être en définitive trop générale pour calculer précisément des impacts environnementaux. Ce point est discuté plus amplement lors du choix du modèle économique à utiliser pour le développement de la méthode (cf. section 2.4.3).

Historiquement, les modèles d'équilibre général sont activement utilisés par les économistes depuis les années 60 du fait de leur capacité à fournir des indices sur les facteurs et les

² Notons que le terme dynamique est employé dans la littérature pour désigner plusieurs types de modèles fondamentalement différents. On retrouve un autre type de modèle dynamique dans le chapitre 2.

mécanismes impliqués dans l'établissement des prix et l'allocation des ressources (Bergman *et al.*, 2005). Depuis les années 90, ces modèles sont fréquemment utilisés pour analyser les politiques environnementales et les politiques de gestion des ressources (Bergman *et al.*, 2005). De nos jours, ils sont devenus incontournables pour analyser les politiques fiscales, agricoles ou environnementales (Teixeira et Domingos, 2006). Cette popularité peut s'expliquer par la faculté de ces modèles à simuler les interactions entre marchés interdépendants tout en adoptant des principes de la microéconomie (Teixeira et Domingos, 2006).

Les modèles d'équilibre ont jusqu'à présent été peu utilisés en ACV-C. On trouve quelques études réalisées avec le modèle d'équilibre partiel MARKAL (Energy Technology Systems Analysis Program, 1998) qui permet de prévoir quelles filières énergétiques répondraient, au moindre coût, à un accroissement de la demande électrique d'un réseau (Börjeson *et al.*, 2005; Eriksson *et al.*, 2007; Gielen *et al.*, 1998; Mattson *et al.*, 2007). L'étude réalisée par Eriksson *et al.* (2007) met à contribution des résultats du modèle MARKAL obtenus dans le cadre d'une autre étude et les auteurs reconnaissent que ceux-ci sont plus ou moins adaptés aux besoins de leur étude. Dans les trois autres études, seules des conséquences sur le secteur énergétique sont modélisées, les autres secteurs économiques étant supposés non-affectés par la perturbation analysée (Gielen *et al.*, 1998; Mattson *et al.*, 2007; Pehnt *et al.*, 2008). Kloverpris *et al.* (2008; 2010) et l'*« United States Environmental Protection Agency »* (2010) semblent les seuls auteurs à avoir recouru à un modèle d'équilibre général en ACV-C dans le cadre d'études sur le secteur agricole. Mais là encore, seule une fraction de l'économie est modélisée, le modèle d'équilibre général GTAP n'étant utilisé dans ces études que pour identifier les pays dans lesquels l'utilisation des terres serait affectée par un changement survenant dans l'agriculture.

Une des difficultés en ACV-C consiste à modéliser les effets rebonds : à savoir qu'une baisse de prix d'un bien peut pousser un consommateur à acheter d'autres biens grâce à l'argent économisé. Certains auteurs comme Thiesen *et al.* (2008) privilégient une approche empirique et sondent la population afin d'évaluer la réaction des consommateurs face à une variation de prix. Ekvall (2002) considère que les modèles économiques d'équilibre général seraient capables de modéliser les effets rebonds dans certains cas et qu'ils pourraient être utilisés en ACV-C à cette fin. Néanmoins, Ekvall *et al.* (2004) estiment que, compte tenu de la très grande quantité de données requises par ces modèles, il ne faudrait y recourir que dans les cas où il est attendu que leur utilisation contribue de façon significative aux résultats de l'ACV-C. On note à ce sujet qu'il

est difficile d'évaluer théoriquement la dite contribution tant que des simulations n'ont pas été réalisées. À l'inverse, Earles *et al.* (2011) soulignent la percée des modèles d'équilibre partiel et général en ACV-C et recommandent la poursuite de leur intégration pour améliorer les résultats de l'ACV-C.

1.3.3.3 Modèles économétriques

Les modèles économétriques sont une combinaison de théories de l'économie et de statistiques économiques. L'objectif de ces modèles est de lister les facteurs de l'économie et de modéliser leur contribution à l'économie. Ils peuvent utiliser des séries de données temporelles afin de prévoir les variations à long terme de certains indicateurs économiques (Berck et Hoffmann, 2002). Il est possible de créer des modèles économétriques pour modéliser différents aspects de l'économie. À savoir, par exemple, de se concentrer sur les secteurs économiques d'une région ou sur l'évolution temporelle et globale d'un secteur en particulier. Les résultats qu'ils fournissent sont parfois limités à quelques secteurs d'activités seulement mais présentent l'intérêt de pouvoir estimer l'erreur inhérente au modèle (Berck et Hoffmann, 2002). Ces modèles ne sont actuellement pas utilisés en ACV-C.

1.3.3.4 Modèles E3

Les modèles E3 (Énergie, Économie, Environnement), aussi appelés macroéconomiques hybrides, sont le résultat d'une fusion d'un modèle économétrique avec un modèle d'équilibre général (Dimitropoulos, 2007). Ces modèles ont initialement été conçus pour étudier les problématiques environnementales globales comme celle des changements climatiques qui a suscité le développement d'un grand nombre de modèles de type E3 (GREEN, EPPA, GEM-ES, GTEM, MS-MRT, 12RT, DICE). Ces modèles ont pour vocation l'étude de politiques environnementales globales. Ces modèles couvrent l'ensemble des secteurs économiques et permettent de déterminer certaines de leurs variables grâce aux techniques économétriques. À l'instar des modèles économétriques, ces modèles ne sont pas utilisés en ACV.

1.3.3.5 Limites des modèles économiques

Sont listés ci-dessous les principales limites des modèles économiques :

1. Les modèles d'équilibre requièrent beaucoup de données pour leur configuration, or celles-ci ne sont pas toujours statistiquement fiables compte tenu du manque de données historiques (Bergman *et al.*, 2005; Jaccard, 2005). Par ailleurs, ces données conditionnent grandement les résultats des simulations si bien qu'il est recommandé d'effectuer des analyses de sensibilité afin d'évaluer la robustesse des hypothèses et des données utilisées pour la modélisation (Gerlagh *et al.*, 2004; Teixeira et Domingos, 2006; Valenzuela *et al.*, 2008).
2. Le haut niveau d'agrégation des secteurs de production et de consommation de certains modèles conduit à l'obtention de résultats pouvant être trop généraux pour répondre aux besoins de l'utilisateur (Bergman *et al.*, 2005). Ceci est particulièrement vrai pour les modèles d'équilibre général dans lesquels l'agrégation du secteur des transports ne permet pas d'utiliser ces modèles pour analyser des politiques affectant directement les transports.
3. Les modèles d'équilibre ne sont généralement pas adéquats pour simuler les marchés financiers ou réaliser des études sur le chômage (Bergman *et al.*, 2005).
4. Les modèles énergétiques s'appuyant sur les lois du marché ne sont pas adaptés aux pays en voie de développement compte tenu que dans ces pays une partie importante de l'économie n'est pas basée sur les lois du marché (Ramachandra, 2009).
5. Bergman et al. (2005) sont d'avis que l'ajout d'une région reste du monde, dans un modèle d'équilibre partiel pour modéliser les interactions entre l'économie de la région modélisée et celle du reste de la planète, sous-estime en fait ces interactions du fait des hypothèses intrinsèques aux modèles d'équilibre partiel.
6. Parce que les modèles d'équilibre font appel à un grand nombre de données, d'hypothèses et de relations mathématiques, il est difficile de détailler fidèlement tous les paramètres qui ont conduit aux résultats d'une simulation d'où une perte de transparence dans l'interprétation des résultats (Teixeira et Domingos, 2006). Pour la même raison, l'utilisation d'un modèle d'équilibre s'avère coûteuse et très difficile, voire impossible, pour un non-économiste (Teixeira et Domingos, 2006).

7. Les modèles d'équilibre ne fournissent pas d'indication suffisante sur la durée nécessaire pour atteindre le nouvel équilibre économique ce qui peut conduire à une sous-estimation des coûts associés au changement étudié (Ramachandra, 2009).

1.3.4 ACV-A et ACV-C

On ne peut pas dire que l'ACV-C soit meilleure que l'ACV-A et réciproquement. En effet, ces deux types d'ACV ne remplissent pas exactement la même fonction. Elles ne sont donc pas complètement comparables. L'ACV-A permet d'étudier un cycle de vie statique, n'évoluant pas dans le temps, alors que l'ACV-C sert à analyser un cycle de vie affecté par un changement, en se concentrant sur les impacts environnementaux causés par l'évolution de certains des paramètres du cycle de vie. Ainsi, on peut dire que l'ACV-C est mieux adaptée pour évaluer les impacts environnementaux associés à un changement dans le cycle de vie d'un produit alors que l'ACV-A paraît plus efficace pour dresser le portrait des impacts sur l'environnement d'un produit déjà existant (Curran *et al.*, 2002; Ekvall *et al.*, 2005; Lesage *et al.*, 2006a, 2006b). Ceci est d'autant plus vrai que le système en ACV-C peut être réduit et n'inclure que les processus affectés par le changement étudié. Dans ce cas, les résultats de l'ACV-C ne s'appuient que sur une partie du cycle de vie du produit et ne sauraient dresser un portrait environnemental objectif du cycle de vie du produit étudié.

Le choix de réaliser une ACV-A ou une ACV-C pour traiter d'un sujet peut être problématique dans certains cas car le recours de l'une à la place de l'autre fournirait des résultats erronés. C'est, entre autres, le cas des biocarburants lorsque l'on cherche à déterminer si une augmentation de la production de biocarburants en vue de substituer du carburant pétrolier permettrait de réduire les émissions de GES. En effet, les travaux de Fargione *et al.* (2008) et Searchinger *et al.* (2008) montrent que la compétition pour l'utilisation des terres avec l'agriculture peut aboutir à des conversions d'écosystèmes naturels en terres agricoles, occasionnant de ce fait d'importantes émissions de GES. Ainsi, pour de telles études, il est fortement recommandé d'utiliser l'ACV-C car l'ACV-A ne paraît pas capable d'établir un bilan environnemental complet. Le cas du recyclage est également en faveur de l'ACV-C qui, grâce à l'élargissement des frontières du système, semble plus à même de prendre en compte les bénéfices du recyclage que l'ACV-A (Andrae, 2005; Ekvall et Weidema, 2004).

Une autre façon de comparer les ACV conséquentielle et attributionnelle est de catégoriser les types de conséquences environnementales qu'elles permettent de modéliser (Sanden et Karlstrom, 2007) :

1. Les conséquences de premier ordre correspondant aux impacts environnementaux causés par l'ensemble des processus du cycle de vie impliqués dans une augmentation de la production du produit. Ces conséquences sont prises en compte en ACV-A.
2. Les conséquences de second ordre relatives au changement de la production suite à une variation de la demande. Pour ce faire, une modélisation du système économique peut être réalisée afin de prendre en compte les contraintes de production et les effets d'élasticité reliant la capacité de production et la demande. Ces conséquences sont en principe couvertes par l'ACV-C.
3. Les conséquences de troisième ordre évaluant les effets attribués à une évolution de la technologie initiée par des investissements subséquents à l'augmentation de la production impliquant cette technologie. Ces effets très variés peuvent concerter : la disponibilité et les caractéristiques du produit, son coût de production, l'augmentation des connaissances sur les technologies utilisées dans la production, les changements de législation associés à l'implantation de la nouvelle technologie, etc. Les conséquences de troisième ordre seraient importantes dans le cas des technologies émergentes. Ces conséquences sont plus difficiles à modéliser et ne sont pas forcément prises en compte en ACV-C.

En définitive, les ACV conséquentielle et attributionnelle ne répondent pas aux mêmes besoins et doivent être considérées comme complémentaires. Elles ne sont pas équivalentes, c'est pourquoi il convient de bien choisir laquelle doit être utilisée selon le type d'étude envisagée.

1.4 Analyse de cycle de vie Prospective

Parce qu'elles utilisent des données contemporaines, les ACV-A ne permettent pas de modéliser les impacts de produits ou de projets survenant dans un futur trop éloigné du présent. L'ACV prospective (ACV-P) permet de répondre en partie à cette problématique en tentant de prévoir quelle sera l'évolution future d'un cycle de vie. Comme son nom l'indique, ce type d'ACV s'appuie sur la discipline qu'est la prospective.

1.4.1 La prospective

La méthodologie prospective s'est développée, entre autres, avec la nécessité de planifier la stratégie des entreprises et des institutions. Après la seconde guerre mondiale et jusqu'en 1973, l'économie était relativement stable et le futur des entreprises prévisible, mais le premier choc pétrolier bouleversa l'économie mondiale, rendant l'évolution économique très incertaine (Pesonen et al., 2000). Dès lors, une simple extrapolation du passé n'était plus possible pour prédire le futur à long terme. Il devint donc nécessaire de concevoir des instruments rendant compte de la nouvelle complexité du système économique d'après 1973 afin de prévoir son évolution. Il existe plusieurs outils pour faire de la prospective (Pesonen et al., 2000; Pesonen et al., 1999; Weidema, 2003) :

- L'extrapolation des tendances actuelles estimant qu'à court terme, le futur est une extension logique du passé;
- Les modèles utilisant les facteurs et mécanismes ayant influencé l'évolution passée pour modéliser les changements futurs; et
- Les panels d'experts fournissant des estimations de données pour le futur.

On trouve plusieurs courants de pensée en prospective lesquels se distinguent par leurs objectifs de prédiction. On peut les regrouper en deux approches : d'une part, l'approche prédictive permettant de prédire le futur le plus probable et, d'autre part, l'approche exploratoire permettant d'identifier différents futurs possibles.

1.4.1.1 L'approche prédictive

L'approche prédictive est généralement utilisée pour des prévisions à court terme lorsque l'incertitude inhérente au futur n'est pas trop grande alors que l'approche exploratoire sert plutôt pour des études prospectives à plus long terme (Pesonen et al., 2000; Rasmussen et al., 2005).

Les panels d'experts sont souvent utilisés dans l'approche prédictive car ils sont jugés plus aptes à fournir des données exactes pour le futur. Ils permettent ainsi, d'après certains auteurs (Borch et al., 2000; Cordobes et Durance, 2004; Durance et al., 2007; Pesonen et al., 2000; Rasmussen et al., 2005) d'identifier :

- les facteurs du changement et leur inertie,

- le degré de maîtrise de l'entreprise ou de l'institution sur ces facteurs,
- les acteurs du futur, leurs objectifs et le rapport de force entre ces acteurs,
- les évènements inéluctables.

Une variante de l'approche prédictive présentée ci-dessus consiste à construire activement le futur plutôt qu'à le prévoir passivement. L'entreprise ou l'institution qui suit cette variante est ainsi invitée à répondre aux questions suivantes :

- Qui suis-je ?
- Que peut-il advenir ?
- Que puis-je faire ?
- Que vais-je faire ?
- Comment vais-je le faire ?

Cette seconde approche permet de déterminer un futur favorable prenant en compte les facteurs pouvant nuire à la réalisation de ce futur et la manière dont ce futur peut être atteint depuis le présent (Durance *et al.*, 2007; Fukushima et Hirao, 2002; Godet *et al.*, 2004; Pesonen *et al.*, 1999).

1.4.1.2 L'approche exploratoire

Dans l'approche exploratoire, un scénario de base peut être imaginé en prenant pour hypothèse que les politiques et certaines tendances actuelles se maintiendront dans le futur. D'autres scénarios sont ensuite construits en prenant des hypothèses moins conservatrices pour analyser l'importance de différents facteurs sensibles pour le futur (Lundie *et al.*, 2004; Pesonen *et al.*, 2000). Il est également possible d'imaginer un scénario favorable et de le compléter par un scénario défavorable afin de générer un intervalle de possibilités dans lequel se trouverait confiné le futur (Pesonen *et al.*, 1999). Quelle que soit l'approche suivie, il est recommandé de ne pas générer trop de scénarios car alors le décideur ne serait plus capable de prendre une décision. Trois scénarios seraient un nombre idéal (Lundie *et al.*, 2004; Pesonen *et al.*, 2000), mais cinq ou six resteraient acceptables (Weidema, 2003).

1.4.2 ACV-P

Les technologies évoluent avec le temps, certaines sont perfectionnées alors que d'autres apparaissent ou disparaissent (Deroy, 2004). La nature et les performances d'une technologie étant directement reliées à ses impacts sur l'environnement, l'utilisation de données contemporaines dans une ACV-P ne paraît pas raisonnable (Ekvall et Weidema, 2004; Gielen *et al.*, 1998). Plus précisément, c'est l'évolution technologique de l'ensemble des processus impliqués dans le cycle de vie étudié qui doit être prise en compte et non pas seulement celle des processus de premier plan (Frischknecht *et al.*, 2007; Pehnt, 2003b). Une évolution technologique trop lente peut toutefois être négligée si elle affecte peu les résultats de l'ACV (Weidema, 2003).

Parce qu'elle repose sur une prévision du futur, la prédition de l'évolution technologique est incertaine et son incertitude doit être prise en compte avec attention (Pesonen *et al.*, 2000). Godet *et al.* (2004) estiment d'ailleurs qu'il y a une tendance à surestimer les changements technologiques de son époque.

Plusieurs sources de données peuvent être sollicitées pour tenter de prédire l'évolution d'une technologie (Ekvall et Weidema, 2004; Pehnt, 2003a; Rasmussen *et al.*, 2005):

- Les données historiques qui permettent d'établir les tendances passées, mais qui ne devraient être utilisées que pour des études à court terme car le futur est trop incertain pour qu'une tendance se maintienne durablement et parce que ces données ne permettent pas de prévoir les changements importants de technologie (Pehnt, 2003a; Rasmussen *et al.*, 2005).
- Les normes futures qui nécessitent la mise en application de nouvelles technologies généralement plus performantes. En effet, même si la technologie permettant de rencontrer les exigences de la norme est inconnue, il peut être raisonnable de faire l'hypothèse que la norme sera respectée. Les données relatives à ces normes peuvent par exemple aider à modéliser des réductions d'émissions pour certains processus.
- Les objectifs industriels qui, à l'instar des normes, peuvent fournir des informations sur la performance de certains processus.
- L'expertise des développeurs de technologie qui permet généralement d'obtenir les informations les plus précises pour une nouvelle technologie.

Cependant, Pehnt (2003a) reconnaît que la confidentialité des données industrielles peut être un obstacle à l'obtention de ces informations. Une alternative dans ce cas peut être d'utiliser des données d'évolution technologique correspondant à des processus similaires et connus. Une autre solution consiste à améliorer l'efficacité des processus du cycle de vie étudié, et en particulier l'efficacité énergétique (Sue Wing et Eckaus, 2007).

Outre la prise en compte de l'évolution de la technologie, un problème fréquent en ACV-P est la modélisation des technologies émergentes pour lesquelles on ne dispose que de données issues de projets pilotes. En effet, les impacts environnementaux des processus pilotes ne peuvent être extrapolés directement pour modéliser les impacts des technologies correspondantes lorsqu'elles sont appliquées à grande échelle (Pehnt, 2003a). Ces auteurs notent qu'il ne paraît pas exister de solution satisfaisante à ce problème.

Au vu des travaux déjà effectués, il apparaît que la réalisation d'une ACV-P se fait de la même manière qu'une ACV-A si ce n'est que des données prospectives sont utilisées pour modéliser les processus. Cependant, on observe un manque de consensus flagrant dans la manière de gérer l'évolution technologique. Par exemple, Zah *et al.* (2007) comparent un grand nombre de processus pour la production des biocarburants dans le futur, mais n'intègrent pas d'évolution technologique. Wu *et al.* (2006) analysent les impacts environnementaux de plusieurs carburants sur la période 2015-2030, mais intègrent l'innovation technologique que pour certains processus et que jusqu'en 2015, la technologie restant ensuite figée jusqu'en 2030. Pehnt *et al.* (2008) considèrent une amélioration de l'efficacité énergétique du secteur énergétique dans leur ACV-C et utilisent un modèle d'équilibre partiel pour simuler l'évolution de ce secteur suivant différents scénarios prospectifs. Cette dernière approche va à l'encontre des recommandations de Frees (2008) et Weidema (2010), déconseillant l'utilisation de modèles d'équilibre dans les études prospectives ou conséquentielles, démontrant ainsi le manque de consensus quant à l'utilisation de ces modèles économiques en ACV.

1.4.2.1 Les scénarios prospectifs

Une approche courante en ACV-P consiste à générer des scénarios et des données à partir des méthodes prospectives. Pour limiter la quantité d'informations requises par les scénarios prospectifs, un inventaire préliminaire du cycle de vie du produit étudié peut être réalisé afin de distinguer les processus dont l'impact environnemental est important et pour lesquels l'obtention

de données prospectives est primordiale, des processus secondaires contribuant peu au bilan environnemental du produit (Pehnt, 2003a; Rasmussen *et al.*, 2005). Des scénarios prospectifs prévoyant l'évolution technologique pour ces processus primordiaux peuvent alors être imaginés à partir de méthodes prospectives adaptées à l'horizon temporel de l'étude (Weidema, 2003). Habituellement, les scénarios prospectifs sont construits par intervalle de temps, fournissant des données pour des dates charnières. Au sens mathématique, la description du futur est discrète. Idéalement, plusieurs méthodes prospectives sont utilisées à cette fin et, si les scénarios convergent, le scénario résultant est utilisé dans l'ACV prospective pour modéliser l'évolution technologique des processus; si les scénarios divergent, il faut les considérer séparément afin de prendre en compte les différentes évolutions technologiques possibles (Pehnt, 2003a). Certains auteurs reconnaissent néanmoins la nécessité de définir une nouvelle méthodologie pour gérer les scénarios prospectifs (Fukushima et Hirao, 2002).

1.4.2.2 Les modèles prospectifs dynamiques

Plutôt que d'élaborer des scénarios prospectifs, certains auteurs ont recours à des modèles dynamiques qu'ils alimentent avec des données prospectives pour décrire les impacts futurs d'un cycle de vie (Fukushima et Hirao, 2002; Shimada *et al.*, 2000). Ces modèles dynamiques permettent d'introduire la composante temporelle dans certains paramètres du cycle de vie (comme la contribution d'un processus ou la taille d'un flux de matière) de manière à étudier les impacts environnementaux causés par les variations de ces paramètres dans le temps. Il devient ainsi possible de modéliser les impacts environnementaux d'un cycle de vie en fonction temps et donc de modéliser ces impacts pour un produit futur dès lors que des données prospectives sont disponibles pour paramétriser son cycle de vie. Le principal intérêt d'un modèle dynamique réside dans sa capacité à calculer les impacts environnementaux de façon continue dans le temps et non pas de manière discrète comme c'est généralement le cas avec les scénarios prospectifs. La modélisation dynamique permet ainsi de mesurer des fluctuations d'impacts environnementaux à l'intérieur d'un intervalle de temps, chose qui n'est pas nécessairement possible avec une approche par scénarios. C'est en partie pour cette raison que les résultats des ACV-P sont jugés meilleurs lorsqu'un modèle dynamique a été mis à contribution plutôt que des scénarios prospectifs (Ekvall, 2002; Eriksson *et al.*, 2007; Mattson *et al.*, 2007). Certains auteurs

recommandent en particulier d'utiliser un modèle dynamique pour les études ayant un long horizon temporel (Fukushima et Hirao, 2002).

1.4.2.3 Utilisation de travaux prospectifs existants

Tout comme la construction d'un scénario prospectif, l'élaboration et la configuration d'un modèle dynamique est un travail conséquent. C'est pourquoi, lorsque les ressources sont limitées, il peut être nécessaire de recourir à des travaux prospectifs existants. Cependant, cela n'est possible que s'il existe des travaux adaptés à l'étude devant être réalisée (notamment concernant les échelles spatiale et temporelle). Et quand bien même des scénarios prospectifs ou des modèles dynamiques sont disponibles, il peut être nécessaire de les compléter car les données qu'ils fournissent peuvent être insuffisantes pour répondre aux besoins d'une ACV-P. En effet, les experts de la prospective ou de la dynamique ne sont pas, à priori, des experts de l'ACV, si bien que leurs scénarios/modèles ne permettent pas nécessairement de modéliser des cycles de vie complets.

1.4.3 Évolution des technologies dans les modèles économiques

Les modèles d'équilibre général peuvent intégrer l'innovation technologique via une amélioration de l'efficacité des secteurs économiques. D'après Bergman *et al.* (2005), Jaccard (2005), Sue Wing et Eckaus (2007) cette amélioration serait habituellement comprise entre 0 et 2% par an. Cependant, ces auteurs remarquent que, d'après les données historiques, on n'observe pas nécessairement une amélioration de l'efficacité des secteurs économiques en tout temps. Concernant l'efficacité énergétique, Bergman *et al.* (2005) rapportent qu'elle peut demeurer faible dès lors que des substitutions entre les différentes filières énergétiques sont possibles pour pallier une hausse de prix sur une filière qui permettrait de valoriser l'implantation de mesures d'efficacité énergétique. Les auteurs ne sont pas tous d'accord sur la représentativité des simulations des nouvelles technologies par les modèles d'équilibre général. Pour Berck *et al.* (2002), les modèles non-linéaires d'équilibre général seraient particulièrement adaptés à l'évaluation des nouvelles technologies alors que Povellato *et al.* (2007) estiment que ces modèles représentent trop succinctement la sphère technologique pour pouvoir évaluer les conséquences d'un changement technologique. De même, Gerlagh *et al.* (2004) rapportent plusieurs études où des modèles économiques surestiment les investissements dans les nouvelles technologies. Pour

leur propre étude, ces auteurs utilisent un modèle économique non-linéaire dynamique pour évaluer la percée des nouvelles technologies. Ils remarquent que les résultats du modèle dépendent fortement de l'élasticité de substitution des anciennes technologies par les nouvelles. Or, d'après ces auteurs, les données disponibles ne permettent pas d'établir avec précision ces élasticités de substitution.

1.5 Limites de l'ACV

1.5.1 Incertitude en ACV

La réalisation d'une ACV nécessite un grand nombre de données qu'il est souvent difficile voir impossible d'obtenir en totalité pour une personne travaillant seule. Pour cette raison, des bases de données d'inventaire du cycle de vie sont fréquemment utilisées pour modéliser l'ensemble ou une partie des cycles de vie. Cependant, ces bases de données sont généralement conçues pour modéliser des cycles de vie correspondant à une région du monde en particulier. L'utilisation d'une base de données pour modéliser les activités d'une autre région s'accompagne donc vraisemblablement d'une certaine marge d'erreur dans l'inventaire des cycles de vie. De même, le calcul des impacts environnementaux à partir des flux d'inventaire repose sur des modèles empreints d'une certaine incertitude. Ainsi, une importante limite de l'ACV est l'incertitude sur ses résultats. Celle-ci provient de plusieurs sources, celles fréquemment citées étant : la qualité des données utilisées, les hypothèses faites pour modéliser le cycle de vie, les modèles utilisés pour agréger les données d'inventaire et calculer les impacts potentiels sur l'environnement des diverses substances émises ou consommées au cours du cycle de vie (Huijbregts, 1998a; Steen, 1997).

Pour caractériser l'incertitude des données d'inventaire, Weidema *et al.* (1996) élaborent une série d'indicateurs regroupés dans une matrice pédigrée et caractérisant la qualité des données de chaque processus du cycle de vie d'un produit. Sans permettre de gérer directement l'incertitude des résultats d'une ACV, la matrice pédigrée permet d'évaluer rapidement l'incertitude de chaque processus et d'identifier les processus pour lesquels l'obtention de données de meilleure qualité permettrait de réduire sensiblement l'incertitude sur les résultats de l'ACV. Par la suite, plusieurs méthodes ont été mises au point pour gérer l'incertitude en ACV.

1.5.1.1 Analyses de sensibilité

Ce type d'analyse consiste à faire varier la valeur des paramètres incertains de l'ACV et à en recalculer les résultats à chaque variation (Cellura *et al.*, 2011; Steen, 1997). On distingue deux approches selon qu'il est décidé de faire varier les paramètres indépendamment les uns des autres ou de les faire varier en groupe. La première approche permet d'identifier les paramètres contribuant le plus à l'incertitude des résultats de l'ACV alors que la seconde approche permet de saisir les effets de synergie pouvant résulter des différents paramètres. Les analyses de sensibilité permettent ainsi de caractériser la variabilité des résultats d'une ACV en fonction de l'incertitude des paramètres.

1.5.1.2 Simulations de Monte-Carlo

Les simulations de Monte-Carlo s'apparentent aux analyses de sensibilité mais utilisent une méthode plus complexe. Le principe des simulations de Monte-Carlo est de recalculer les résultats de l'ACV en faisant varier chaque paramètre d'inventaire suivant une distribution de probabilité définie au préalable (Huijbregts, 1998a). Ce calcul est reproduit un grand nombre de fois (habituellement quelques milliers) de manière à ce que l'ensemble des valeurs de la distribution de chaque paramètre soit envisagé au cours des simulations. Au terme des simulations, l'incertitude sur chaque résultat de l'ACV est caractérisée par une distribution de probabilité. Cette approche est la plus utilisée en ACV (Andrae *et al.*, 2004; Contadini et Moore, 2003; Contadini *et al.*, 2002; Dones *et al.*, 2005; Frey et Patil, 2002; Mullins *et al.*, 2011; Scipioni *et al.*, 2009; Seabra *et al.*, 2011; Sonnemann *et al.*, 2003; Spatari *et al.*, 2010; Venkatesh *et al.*, 2011). Plusieurs variantes de la méthode utilisée dans les simulations de Monte-Carlo ont été développées afin d'améliorer le choix des valeurs prises par chaque paramètre au cours de chaque itération du calcul : à titre d'exemple on peut évoquer les simulations latin-hypercube (Huijbregts, 1998b) et bayesiennes de Monte-Carlo (Lo *et al.*, 2005). Une limite importante aux simulations de Monte-Carlo et à ses variantes est de ne considérer que l'incertitude des paramètres d'inventaire et donc de ne pas prendre en compte l'incertitude sur les méthodes de calculs des impacts environnementaux.

1.5.1.3 Régressions à variables multiples

Une régression à variables multiples est une série de simulations de Monte-Carlo effectuées sur quelques paramètres incertains choisis par l'utilisateur en vue d'exprimer les résultats de l'ACV par une fonction à plusieurs variables où chaque variable est l'un des paramètres incertains retenus (Wang *et al.*, 2010). Cette approche présente l'avantage de nécessiter moins de données et d'être plus rapide à accomplir que les simulations de Monte-Carlo. De plus, une régression à variables multiples permet de lier directement l'incertitude de chaque paramètre à l'incertitude totale sur les résultats.

1.5.1.4 Analyse des valeurs limites

Une analyse des valeurs limites est une forme particulière d'analyse de sensibilité où l'on fait prendre aux paramètres incertains d'une ACV des valeurs extrêmes afin d'évaluer comment ces valeurs affectent les résultats de l'ACV (Johnson *et al.*, 2011). L'intérêt de cette méthode réside dans la simplicité et la rapidité de sa mise en application. Cependant, cette méthode peut conduire à une estimation erronée de l'incertitude lorsqu'elle est appliquée à un modèle non-linéaire dont les résultats extrêmes ne sont pas corrélés à des valeurs extrêmes de ses paramètres internes.

1.5.1.5 Les approches combinées

Enfin, certains auteurs utilisent une combinaison des approches mentionnées précédemment (Maurice *et al.*, 2000; May et Brennan, 2003). Ceci leur permet de bénéficier des avantages de chaque méthode et de leurs faiblesses.

1.5.2 Complexité de l'ACV

Un reproche souvent fait à l'ACV est la difficulté pour un néophyte à réaliser ce type d'étude et à en interpréter les résultats du fait de la complexité de la méthode. On observe à ce sujet une certaine dualité entre les centres de recherches travaillant à l'amélioration de la méthode quitte à la rendre plus complexe et le milieu de l'entreprise qui souhaite garder une méthode d'ACV aussi simple que possible. Cette dualité est, entre autres, visible au niveau du développement de l'ACV-C où des auteurs comme Schmidt et Weidema privilégient une approche relativement simple alors que des auteurs comme Kloverpris ou Plevin sont favorables à l'intégration d'outils complexes afin d'améliorer la qualité des résultats des ACV-C. La communication des résultats

est également souvent problématique et il est difficile de produire des résultats complètement transparents. D'une part, les unités utilisées pour chiffrer les impacts environnementaux n'ont que peu de signification pour le profane (par exemple, $\text{pdf.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ pour les impacts sur les écosystèmes), d'autre part, les résultats d'une ACV sont souvent nuancés : une comparaison entre deux produits peut montrer que l'un est meilleur que l'autre pour certaines catégories d'impacts mais moins bon que l'autre pour le reste des catégories. De même, l'incertitude peut influencer les conclusions d'une comparaison : par exemple au terme de simulations de Monte-Carlo, un produit A peut être estimé avoir moins d'impacts sur l'environnement dans 70% des cas qu'un autre produit B, alors qu'en l'absence d'analyse de l'incertitude, le produit A est toujours considéré causer moins d'impacts environnementaux que le produit B.

CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE

2.1 Problématique

L'ACV-C a été développée essentiellement pour étudier un changement jugé marginal survenant dans un cycle de vie. Si l'approche conséquentielle paraît applicable pour étudier plusieurs changements non-marginaux survenant dans plusieurs cycles de vie, il semble néanmoins nécessaire de développer un nouveau cadre méthodologique pour pouvoir traiter ce cas de figure. En effet, des changements plus importants survenant dans plusieurs cycles de vie pourraient, à priori, avoir des conséquences sur l'ensemble de l'économie plutôt que de n'affecter qu'un ou quelques secteurs économiques.

En premier lieu, il ne paraît pas judicieux d'effectuer le choix des technologies affectées par un changement non-marginal en suivant l'approche préconisée par Weidema *et al.* (1999). Par exemple, une augmentation non-marginale de la demande pourrait vraisemblablement excéder la capacité de production d'une technologie et nécessiter le recours à une ou plusieurs autres technologies pour faire face à l'accroissement de la demande. De même, une diminution importante de la demande pourrait affecter plusieurs technologies. Le cas échéant où plusieurs technologies équivalentes sont affectées, il devient nécessaire d'évaluer comment chacune d'entre elles est affectée par le changement non-marginal étudié.

En second lieu, il convient de s'interroger sur l'ampleur des effets indirects causés par une perturbation non-marginale. En effet, si un secteur économique est fortement affecté par un changement non-marginal, on peut s'attendre à ce que les secteurs économiques reliés au secteur affecté soient également indirectement affectés. Or, l'ACV-C telle qu'elle a été développée n'envisage pas ce genre de situation. En effet, seules les conséquences directes sont modélisées. En effet, il est fait l'hypothèse que les effets indirects sont négligeables dans le cadre de changements marginaux. Ainsi, il paraît nécessaire de repenser les frontières du système de l'ACV-C lorsque la perturbation étudiée n'est pas marginale. La question étant de savoir à partir de quand les impacts environnementaux des effets indirects peuvent être considérés comme négligeables.

Un autre aspect de la problématique de l'adaptation de l'approche de l'ACV-C à l'étude des changements non-marginaux est la prise en compte de la dimension temporelle. Si l'on peut

supposer qu'un changement marginal est suffisamment rapide pour que les variables temporelles du système n'évoluent pas pendant la durée du changement, cette hypothèse paraît hasardeuse pour les changements plus importants pouvant nécessiter plusieurs années pour s'accomplir. En d'autres termes, si dans le cas d'un changement marginal, le passage d'un cycle de vie d'un état A à un état B peut se faire en considérant que les technologies et le système d'arrière-plan n'évoluent pas ou peu, le temps requis pour passer d'un état A à un état B correspondant à un changement non marginal survenant dans un ou plusieurs cycles de vie peut-être trop long pour omettre l'évolution des technologies et du système d'arrière-plan. La prise en compte des variables temporelles peut se faire en partie avec les approches développées en ACV-P. En partie seulement, car l'ACV-P traite seulement des nouvelles technologies sans inclure l'évolution globale de l'économie. La problématique réside donc dans la prise en compte de l'évolution de l'économie dans l'évaluation des conséquences environnementales d'un changement non-marginal survenant dans un ou plusieurs cycles de vie.

Le recours à un modèle économique d'équilibre général répond en partie à la problématique d'une évaluation des conséquences économiques d'un changement non-marginal survenant dans un ou plusieurs cycles de vie, d'une part, grâce à sa capacité à modéliser les conséquences d'un changement sur l'ensemble de l'économie et d'autre part grâce à sa capacité à intégrer des variables temporelles caractérisant l'évolution des technologies et de l'économie. En revanche, la faculté d'un modèle d'équilibre général à modéliser la compétition entre différentes technologies affectées par un changement non-marginal dépend du niveau d'agrégation de la base de données utilisée par le modèle. Une autre limite liée à l'utilisation d'un modèle d'équilibre général est que les changements étudiés doivent être d'une ampleur suffisante afin d'être perceptible par le modèle. Ainsi, on peut s'attendre à ce qu'une troisième approche pour l'ACV-C soit nécessaire pour permettre l'étude de tous les types de perturbation (marginale, intermédiaire et majeure) pouvant affecter un ou plusieurs cycles de vie.

2.2 Question et hypothèse de recherche

La principale question de recherche est :

Comment modéliser les conséquences environnementales sur le long terme de changements majeurs survenant dans un ou plusieurs cycles de vie en suivant les approches conséquentielle et prospective de l'analyse de cycle de vie?

La réponse proposée dans ce doctorat correspond à l'hypothèse de recherche :

L'intégration du modèle économique d'équilibre général GTAP et d'éléments de prospective permettent de simuler les conséquences environnementales de changements majeurs survenant sur le long terme dans un ou plusieurs cycles de vie en suivant les approches conséquentielle et prospective de l'analyse de cycle de vie.

2.3 Objectif scientifique

L'objectif de la thèse est de produire une méthode d'évaluation des impacts environnementaux causés par une perturbation de grande amplitude survenant simultanément dans plusieurs cycles de vie. Pour atteindre cet objectif, les approches conséquentielle et prospective de l'ACV ont été combinées de manière à évaluer les conséquences environnementales survenant à l'extérieur du cycle de vie perturbé et à prendre en compte l'évolution technologique réalisée pendant la durée de la perturbation des cycles de vie perturbés. Le principal aspect innovateur du projet réside dans la modélisation des conséquences causées par une perturbation de grande amplitude à l'aide d'un modèle économique approprié et plus complexe que l'analyse de l'offre et de la demande généralement utilisé en ACV-C. Le second aspect innovateur de la méthode proposée est la prise en compte de l'évolution temporelle du système d'arrière plan, à savoir l'évolution globale de l'économie et celle des technologies des processus externes aux cycles de vie perturbés.

À toutes fins utiles, il a été décidé de nommer la méthode présentée dans cette thèse : ACV macroscopique (ACV-M). Bien qu'il s'agisse d'une ACV conséquentielle prospective macroscopique (ACV-CPM), seul le terme macroscopique a été retenu par souci de concision.

2.4 Développement méthodologique

Le cheminement ayant abouti à l'élaboration et à l'application l'ACV-M, est représenté dans la figure 2-1 et détaillé dans les sections suivantes en commençant par la description de la perturbation majeure envisagée, puis celle de l'étude de cas pour ensuite suivre la chronologie du projet. À toutes fins utiles, les trois publications scientifiques ont été reproduites dans les annexes 7, 8 et 9 (versions publiées pour les deux premières publications et version soumise au journal pour la troisième)

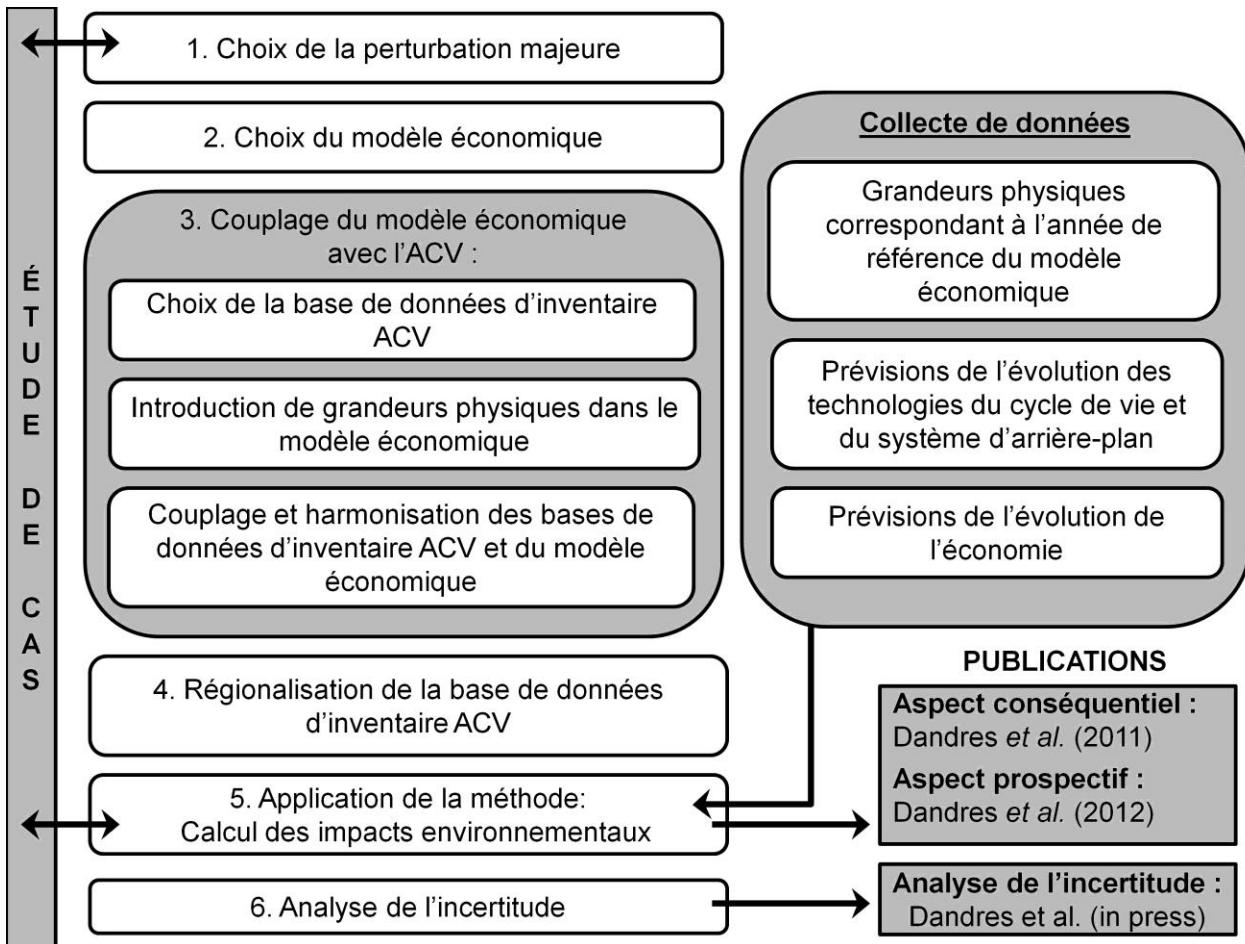


Figure 2-1 : Développement et application de la méthode d'ACV conséquentielle et prospective adaptée à l'étude de changements de grande amplitude.

2.4.1 Détermination de la perturbation majeure

La perturbation considérée pour le développement méthodologique envisagé dans ce doctorat devant être suffisamment importante pour avoir des conséquences globales sur l'économie, il a

été décidé d'examiner une politique ayant des répercussions à l'échelle internationale sur une longue période de temps. Parmi les politiques répondant à ce critère, on trouve les politiques énergétiques. De plus, la question du développement énergétique de la planète étant au cœur de nombreux débats liés à l'environnement et à la sécurité énergétique des différentes régions, l'évaluation d'une politique énergétique assure la production de résultats potentiellement intéressants pour la communauté internationale. Parmi les différentes politiques énergétiques disponibles, le choix s'est porté sur une politique énergétique européenne appliquée sur la période 2005-2025. Ce choix repose en grande partie sur le fait que la base de données la plus complète et fournissant des données de grande qualité est européenne (cf. section 2.4.2.2). La politique énergétique ainsi retenue planifie un développement important des énergies renouvelables, et en particulier de la bioénergie, au sein des pays membres de l'Union Européenne³ (UE). Il est attendu que l'augmentation importante du recours à la biomasse pour produire de l'énergie affecte la production et le mode de fonctionnement de plusieurs secteurs économiques (entre autres l'agriculture, la foresterie et la construction) causant de ce fait des impacts sur l'environnement.

Dans une perspective de développement d'un outil d'aide à la décision, il paraît utile de comparer les effets de cette politique à ceux d'une politique alternative appliquée sur la même période où la planification énergétique de l'UE serait un prolongement direct des politiques énergétiques actuelles. Cette approche permet de choisir lequel des deux futurs de l'UE est le plus avantageux (sur une base environnementale) plutôt que d'exprimer les conséquences environnementales de la politique énergétique de développement des énergies renouvelables par rapport à son année d'entrée en vigueur.

Comme cela est mentionné à la section 1.4, la création de scénarios prospectifs nécessite des ressources importantes, c'est pourquoi il a été décidé d'utiliser les résultats de travaux existants dans ce domaine. Ainsi, les deux politiques énergétiques étudiées dans ce mémoire sont issues d'un rapport déposé à la Commission européenne (Mantzos *et al.*, 2004), lequel décrit plusieurs scénarios prospectifs de développement énergétique européen suivant différentes hypothèses (sortie du nucléaire, taxe sur le carbone, etc.). Parmi ces scénarios prospectifs, les deux retenus

³ Sont considérés ici les 25 premiers membres historiques de l'Union Européenne.

pour déterminer la perturbation majeure sont le scénario *high levels of renewables* décrivant un développement important des énergies renouvelables dans le futur et le scénario *baseline* modélisant le prolongement des politiques énergétiques européennes en vigueur en 2005. Ces deux scénarios sont intégralement présentés à l'annexe 2. Ces scénarios ont été développés par Mantzos *et al.* (2004) à l'aide du modèle économique d'équilibre partiel PRIMES (E3M-LAB, 2004) ce qui leur assure un certain réalisme technico-économique.

La comparaison des deux scénarios montre que les secteurs de la chaleur et des transports connaissent une évolution relativement similaire et que les principales différences s'observent au sein du secteur électrique. Pour ce secteur, les quantités de charbon et de biomasse (*coal* et *biomass* dans la Figure 2-2) consommées pour générer de l'électricité en 2025 diffèrent sensiblement entre les deux scénarios. Pour cette raison on désigne par la suite dans le texte le scénario *high levels of renewables* par scénario bioénergie et le scénario *baseline* par le scénario de base.

La perturbation majeure est définie en termes de variations de quantités d'énergies générées par chaque filière énergétique (c.à.d. charbon, nucléaire, hydroélectrique, etc.) pour chaque période de 5 ans de 2005 jusqu'à 2025. Ces quantités sont présentées à l'annexe 2.

Notons que pour des raisons matérielles et techniques qui seront détaillées plus tard dans le texte, les effets du scénario bioénergie sur le secteur des transports ne sont pas modélisés dans ce projet de doctorat. C'est, bien entendu, une limite importante pour les résultats de l'analyse des conséquences globales de la politique de bioénergie, mais cela n'a aucune incidence sur le développement méthodologique réalisé dans ce doctorat.

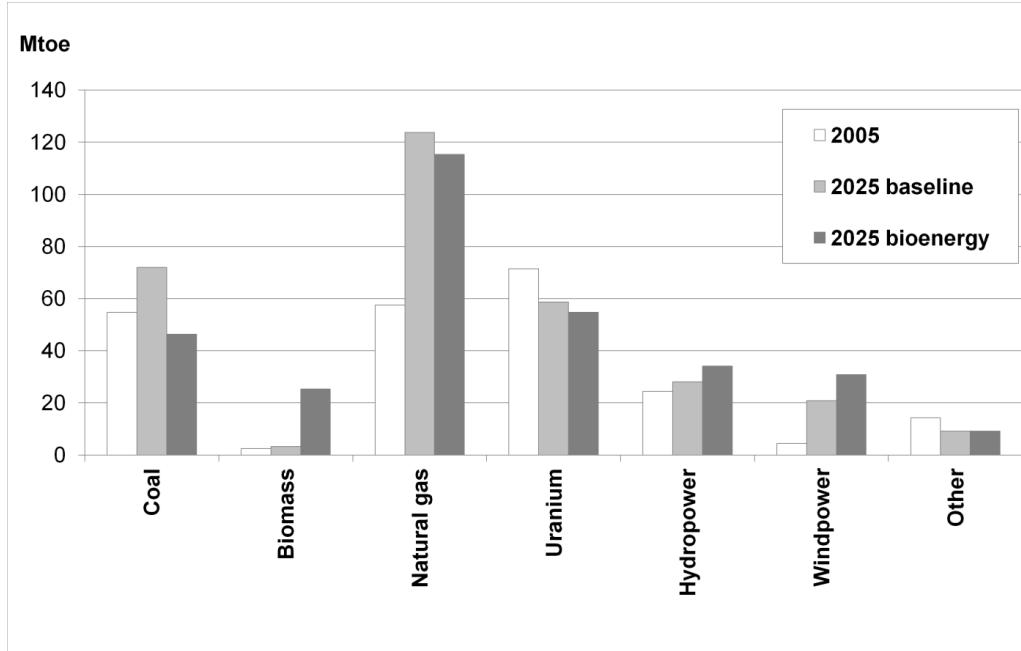


Figure 2-2: Sources d'électricité pour l'Union Européenne en 2005 et 2025, adapté de (Mantzos *et al.*, 2004)

2.4.2 Étude de cas

2.4.2.1 Mise en contexte

Une étude de cas a été réalisée par le CIRAI pour générer des données et permettre l'illustration de la méthode développée dans ce doctorat. L'objectif de cette étude est de modéliser les impacts environnementaux associés à l'application d'une politique de bioénergie dans l'Union Européenne sur la période 2005-2025. En particulier sont étudiés les effets indirects « inattendus » causés par le développement du recours à la biomasse à des fins de production d'électricité, de chaleur et de biocarburants. En effet, s'il est prévisible que l'utilisation de la bioénergie permette de réduire la consommation des combustibles fossiles et donc de réduire les émissions de GES, les conséquences sur le reste de l'économie et les impacts environnementaux qui en résulteraient demeurent incertains.

Pour réaliser cette étude deux ACV-P ont été effectuées : l'une de type attributionnelle en suivant les normes ISO14040-14044 en vigueur et l'autre de type conséquentielle en se basant sur les recommandations de la littérature existante de l'ACV-C. L'ACV-P attributionnelle permet de comparer les impacts environnementaux associés à la production totale d'énergie de l'UE pour chaque scénario énergétique prospectif alors que l'ACV-P conséquentielle permet de modéliser

les impacts environnementaux causés par les variations d'énergie générée par chaque filière énergétique au sein du secteur énergétique entre chaque période et par la perturbation des autres secteurs économiques comme ceux de l'agriculture et des pâtes et papiers. La réalisation de ces deux ACV-P permet de relativiser l'importance des conséquences environnementales calculées dans l'approche conséquentielle par rapport aux impacts environnementaux causés par la génération de l'énergie de l'UE.

2.4.2.2 Paramètres des ACV-P

Le Tableau 2.1 décrit les différents paramètres des ACV-P attributionnelle et conséquentielle

Tableau 2.1 : Description des ACV-P attributionnelle et conséquentielle

| ACV attributionnelle | ACV conséquentielle |
|---|---|
| Méthodologie utilisée | |
| La méthodologie telle que définie dans les normes internationales ISO 14040 et ISO 14044 a été suivie pour l'approche attributionnelle. | La méthodologie présentée à la section 1.3 a été suivie pour l'approche conséquentielle. Les conséquences environnementales indirectes (survenant en dehors du secteur énergétique européen) du développement du recours à la bioénergie ont été évaluées en concevant deux situations extrêmes entre lesquelles la réalité est supposée se trouver. En effet, l'évaluation réelle des conséquences environnementales de l'application de la politique de bioénergie européenne à l'aide d'une ACV-C est jugée très incertaine. Ainsi, il a été décidé d'envisager deux situations plausibles bien que très différentes pour le calcul des conséquences environnementales. Ces deux situations diffèrent de par les hypothèses faites pour modéliser la perturbation économique occasionnée par l'entrée en vigueur de la politique de bioénergie européenne. Dans l'une de ces situations, les hypothèses minimisent les impacts environnementaux de la politique de bioénergie alors que ces hypothèses maximisent ces impacts dans l'autre situation. Ainsi, il est attendu que les conséquences environnementales réelles de l'application de la politique de bioénergie européenne se situent entre les deux situations envisagées. Ces deux |

| | |
|--|--|
| | situations sont présentées ci-dessous. |
| Description des deux situations envisagées dans l'ACV-P conséquentielle | |
| | <p>La première situation suppose que la biomasse requise par l'UE dans la politique de bioénergie peut être collectée dans les forêts locales et obtenue des industries du bois et de l'agroalimentaire (sous forme de résidus) sans affecter le reste de l'économie de l'UE. En particulier, la production agricole, (incluant l'élevage) et l'utilisation des résidus industriels à d'autres fins qu'énergétique, n'est pas affectée par la politique de bioénergie.</p> <p>La seconde situation envisage des contraintes importantes relatives à l'approvisionnement en biomasse :</p> <ul style="list-style-type: none"> • le bois des forêts de l'UE n'est pas suffisant pour combler la demande énergétique et du bois doit être importé d'Europe de l'est comme décrit par Wiesental et al. (2006), • l'augmentation de la consommation de bois à des fins énergétiques provoque une réduction de la production de pâte à papier de l'UE laquelle est compensée par une importation de pâte à papier auprès du plus grand exportateur : le Canada (Faaij, 2011), • la collecte des résidus agricoles à des fins énergétiques nécessite de recourir à un fertilisant minéral pour pallier le manque de nutriments maintenant la qualité des terres cultivées. Ce fertilisant a été identifié en suivant les recommandations de Weidema (2003), • la collecte des résidus de l'industrie alimentaire à des fins énergétiques provoque un manque dans la nutrition du bétail. Selon Weidema (2003), ce manque devrait être compensé par de l'orge. Et d'après Schmidt (2008) ce serait le Canada qui répondrait à cette demande additionnelle en orge de l'UE. |
| Objectif de l'étude | |
| | <p>L'objectif des deux approches est de comparer les impacts environnementaux associés à la mise en application de la politique énergétique européenne du scénario bioénergie développé par Mantzos et al. (2004) relativement à ceux attribués au scénario de base (conçu par les mêmes auteurs). La comparaison est effectuée sur la base de l'évaluation du cycle de vie du système énergétique européen suivant les deux approches d'ACV : attributionnelle et conséquentielle. Les résultats sont calculés pour chaque période de cinq ans entre 2005 et 2025.</p> |
| Fonction | |
| <p>La fonction analysée est l'approvisionnement en énergie de l'Europe pour chaque période de cinq ans. Cette fonction peut-être subdivisée en trois sous-fonctions : l'approvisionnement en électricité, en chaleur et en mobilité.</p> | <p>La fonction analysée est l'augmentation de l'approvisionnement en énergie de l'Europe entre chaque période de cinq ans. Cette fonction peut-être subdivisée en trois sous-fonctions : l'augmentation de l'approvisionnement en électricité, en chaleur et en mobilité.</p> |
| Unité fonctionnelle | |
| <p>L'unité fonctionnelle est de répondre aux demandes énergétiques européennes en termes de chaleur, d'électricité et de carburant pour chacune des périodes 2005-2010, 2010-2015, 2015-2020 et 2020-2025.</p> | <p>L'unité fonctionnelle est de répondre aux augmentations des demandes énergétiques européennes en termes de chaleur, d'électricité et de carburant de chaque période relativement à la période précédente.</p> |

| Flux de référence | |
|---|--|
| Les flux de référence correspondent aux quantités d'énergie générées par chaque filière énergétique pour chacune des quatre périodes de cinq ans analysée. Ces flux varient d'une période et d'un scénario à l'autre en fonction de l'augmentation de la demande totale en énergie au cours du temps et des choix technologiques mis en œuvre dans chaque scénario. Le détail de chaque scénario est fourni à l'annexe 2. Notons que la demande énergétique totale par période est la même dans les deux scénarios. | Les flux de référence correspondent aux différences de quantités d'énergie générées par chaque technologie entre les deux scénarios pour chaque période. Les mêmes commentaires que pour l'approche attributionnelle s'appliquent. |
| Frontières du système | |
| Les frontières sont définies par le cycle de vie du système énergétique européen. Ainsi, le système étudié inclut l'ensemble des processus utilisés pour générer de l'énergie dans les pays membres de l'UE, mais aussi les processus d'extraction de combustibles fossiles et de traitement des déchets présents dans d'autres régions du monde. De même, les processus de transport, entre l'UE et le reste du monde, des matériaux associés à la production de l'énergie sont inclus dans le système. | Les frontières du système sont basées sur celles de l'approche attributionnelle, mais élargies de manière à inclure les conséquences indirectes de l'application de la politique de bioénergie sur le reste de l'économie. Ainsi, par exemple, des processus du secteur agricole canadien ont été inclus dans le système de façon à intégrer les conséquences liées à l'utilisation de résidus agricoles à des fins énergétiques (scénario bioénergie) plutôt que pour nourrir du bétail (scénario de base). |
| Imputation | |
| L'imputation des émissions et consommations de ressources naturelles pour les processus générant plusieurs produits (exemple : cogénération produisant chaleur et électricité) a été réalisée sur la base énergétique. | Par définition, en ACV-C il n'est pas nécessaire d'utiliser des règles d'imputation pour discerner les émissions de différents coproduits. En effet, en intégrant l'ensemble des coproduits dans le système, l'ACV-C rend inutile toute imputation. |
| Données | |
| Dans la mesure où l'étude ne porte pas sur une technologie en particulier ni une usine en particulier, des données dites secondaires ont été utilisées pour réaliser l'étude. Ces données correspondent à l'inventaire des substances émises et consommées par l'ensemble des processus du cycle de vie de chaque filière énergétique modélisée dans l'étude et ont été obtenues de la base de données ecoinvent (version 2, http://www.ecoinvent.ch/). Cette | Les données de l'approche attributionnelle ont été utilisées pour modéliser le cycle de vie du secteur énergétique européen. Des données supplémentaires ont été collectées pour tenir compte des conséquences indirectes de la politique de bioénergie sur les autres secteurs économiques : <ul style="list-style-type: none"> • FAO (2011), UNECE (2010), Weidema (2003) et Wiesental et al. (2006) pour les conséquences sur les |

| | |
|---|--|
| <p>base de données a été retenue, car elle est actuellement la plus complète de ce type de base de données disponibles à ce jour et surpasse largement les autres bases de données tant du point de vue quantitatif (nombre de processus inclus) que qualitatif (qualité des procédés de validation, complétude des données, etc.). Néanmoins, certaines données ont été adaptées afin de modéliser des filières absentes d'ecoinvent. De plus, des données provenant du projet RENEW (Jungbluth et al., 2007) ont été utilisées pour modéliser les processus de biomass-to-liquid. Enfin, des données additionnelles ont été collectées pour modéliser l'évolution des technologies des processus d'avant-plan sur la période 2005-2025 (Bugat et Dupuy, 2007; European Commision, 2003; NEEDS project, 2009; Ronquillo-Ballesteros et al., 2007).</p> | <ul style="list-style-type: none"> secteurs de la foresterie, du bois et des pâtes et papiers; • ADEME (1998), FAO (2011), FAPRI (2007), Schmidt (2008) et Weidema (2003) pour les conséquences liées à l'utilisation de résidus sur les secteurs de l'agriculture et de l'élevage; • de Carvalho-Macedo et al. (2004), Özdemir et al (2009), Reinhard et al. (2009), Schmidt et al. (2009) et Weidema (2003) pour les conséquences liées à la production de biocarburants sur les secteurs de l'agriculture et de l'élevage; |
| Évaluation des impacts sur l'environnement | |
| <p>Dans les deux approches, le calcul des impacts environnementaux à partir des données d'inventaire a été réalisé à l'aide du logiciel SimaPro (Pre Consultant, 2007) et de la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet et al., 2003), ce logiciel et cette méthode étant utilisés par défaut au CIRAI. Notons à ce sujet qu'il n'y a pas de réel enjeu quant au choix du logiciel ou de la méthode compte tenu que l'essentiel du développement de la méthode présentée dans cette thèse concerne l'inventaire des substances émises ou consommées par le cycle de vie étudié.</p> | |

2.4.3 Choix du modèle économique

2.4.3.1 Critères de choix

2.4.3.1.1 Amplitude de la perturbation

En théorie le choix du modèle économique devrait être basé sur l'ampleur et le type de la perturbation économique analysée : marginale, petite ou importante (Berck et Hoffmann, 2002). Plus la perturbation économique est importante et plus il faut inclure de marchés dans la modélisation du système économique (Berck et Hoffmann, 2002). Cependant, dans la pratique des études économiques, c'est souvent le budget, le temps ou les connaissances disponibles qui conditionnent le choix du modèle (Berck et Hoffmann, 2002).

Lorsque la perturbation est marginale et n'affecte qu'un unique marché, alors l'analyse de l'offre et de la demande fournit généralement de bons résultats (Berck et Hoffmann, 2002). Lorsque la

perturbation économique est petite sans être marginale, une modélisation partielle de l'économie peut être suffisante si elle intègre les marchés offrant des substituts au consommateur et au producteur pour le produit directement affecté par la perturbation (Berck et Hoffmann, 2002). Certains auteurs notent cependant que les analyses de l'offre et de la demande d'un produit ou la modélisation d'équilibre partiel de l'économie risquent de sous-estimer l'impact réel d'une perturbation sur l'ensemble des marchés, car seule une fraction de l'économie est modélisée (Berck et Hoffmann, 2002; Povellato *et al.*, 2007). Enfin, lorsque la perturbation économique est importante, tous les secteurs économiques doivent être pris en compte dans l'étude via une modélisation d'équilibre général de l'économie (Berck et Hoffmann, 2002; Bergman *et al.*, 2005; Höjer *et al.*, 2008).

Ainsi, l'étude de changements non-marginaux en ACV-C nécessite le recours à des modèles capables de couvrir plusieurs secteurs de l'économie :

- Des modèles d'équilibre partiel ou économétriques pour des changements de taille intermédiaire;
- Des modèles d'équilibre général ou E3 pour des changements de taille importante.

Il semble toutefois difficile de définir précisément ce qui correspond à un changement de taille intermédiaire ou importante, la définition pouvant varier en fonction du secteur ou de la région où survient le changement. L'avis d'un expert peut s'avérer nécessaire pour le choix du bon type de modèle.

2.4.3.1.2 Aspect temporel

Outre l'amplitude de la perturbation étudiée, les aspects temporels de l'étude conditionnent aussi le choix du type de modèle : linéaire ou non-linéaire. . Pour des études portant sur le long terme, comme certaines politiques environnementales, l'approche doit être non-linéaire de façon à pouvoir modéliser les variations de technologies, de prix, de capitaux et de populations (Berck et Hoffmann, 2002; Bergman *et al.*, 2005; Toth, 2003). Pour des études nécessitant une modélisation dynamique, l'approche non-linéaire est également nécessaire, car l'approche linéaire ne permet pas de faire varier les paramètres du modèle en fonction du temps, ceux-ci étant fixés au début de la simulation et ils demeurent constants par la suite (Berck et Hoffmann, 2002). Cependant, en dehors de ces contraintes particulières, il y a tout lieu d'utiliser l'approche

linéaire qui est beaucoup plus simple à mettre en œuvre (nécessitant moins de données et d'expertise), l'approche non-linéaire étant à considérer seulement lorsque les besoins de configuration du modèle économique sont plus importants (Berck et Hoffmann, 2002).

Considérant les limites de l'approche linéaire concernant l'évolution des paramètres économiques, cette approche ne semble pas répondre aux besoins méthodologiques associés à l'étude d'un changement important. Néanmoins, l'approche linéaire pourrait être utilisée pour étudier un changement de taille intermédiaire s'accomplissant sur une courte période de temps.

2.4.3.1.3 Échelle géographique

L'échelle géographique peut aussi intervenir dans le choix du modèle. En effet, les modèles non-linéaires sont adaptés à une certaine échelle géographique, il convient donc de s'assurer que celle-ci convient bien aux besoins de l'étude (Berck et Hoffmann, 2002). Ainsi, selon Povellato *et al.* (2007), les modèles non-linéaires d'équilibre général ne peuvent être utilisés pour modéliser l'économie d'une région trop restreinte, au minimum c'est l'économie d'un pays qui doit être simulée. Bergman *et al.* (2005) observent que généralement, plus l'échelle géographique couverte par le modèle est petite et plus le niveau d'agrégation des secteurs économiques est faible ce qui permet une modélisation plus détaillée de l'économie pour la zone considérée.

Là encore, il ne paraît y avoir de solution unique pour le choix du modèle. On peut cependant s'attendre à ce que la région affectée par un changement de taille intermédiaire soit moins importante que celle concernée par un changement de taille importante. Comme pour le précédent critère, le choix du modèle est à considérer au cas par cas.

2.4.3.1.4 Nature du problème environnemental

Le type de problème environnemental peut également influencer le choix du modèle. Bergman *et al.* (2005) sont d'avis qu'il est pertinent d'utiliser un modèle d'équilibre général pour analyser une politique environnementale, s'il est attendu que celle-ci aura des répercussions globales sur l'économie. Cependant, d'après ces auteurs, bon nombre de problèmes environnementaux peuvent être résolus au niveau local (problématique du bruit ou de la qualité de l'air en milieu urbain) et dans ces cas, l'utilisation d'un modèle d'équilibre général ne paraît pas pertinente. Il en va de même pour les problèmes découlant d'une substance spécifique utilisée dans un nombre restreint de procédés et/ou facilement remplaçable (comme les CFC nuisant à la couche d'ozone).

À l'inverse, un modèle d'équilibre général est adéquat pour analyser les conséquences de politiques globales comme celles utilisées dans le contrôle des émissions de gaz à effet de serre (Bergman *et al.*, 2005). Ceci rejoint l'avis de Teixeira *et al.* (2006) qui recommandent l'utilisation conjointe d'un modèle économique d'équilibre général et de l'ACV pour mettre au point un outil au service du développement durable.

Ce troisième critère ne permet pas non plus de trancher définitivement dans le choix du type de modèle pour l'étude de changements non-marginaux en ACV-C. Ainsi, il n'y a pas de modèle économique idéal pour l'ACV-C. En effet, le choix du bon modèle repose en grande partie sur les caractéristiques du changement étudié.

2.4.3.2 Modèle économique retenu

Compte tenu de l'impossibilité de choisir un modèle économique idéal pour l'ensemble des changements non-marginaux étudiés en ACV-C, il est nécessaire de restreindre le cadre méthodologique de cette thèse. Ainsi, il est décidé de n'étudier que les changements de taille importante nécessitant une longue période pour être mis en application.

Dans ce contexte, au vu des critères de choix précédemment évoqués, seul deux types de modèles économiques peuvent être envisagés : les modèles d'équilibre général ou les modèles E³.

Bien que modélisant des impacts sur l'environnement, les modèles E3 semblent fournir des résultats beaucoup moins complets que ceux calculés en ACV (Kancs et Wohlgemuth, 2008). En effet, la méthode d'évaluation environnementale utilisée par ces modèles ne s'inscrit pas dans la pensée cycle de vie et les impacts calculés sont moins diversifiés que ceux décrits dans les méthodes d'évaluation des impacts utilisées en ACV. Pour la même raison, ces modèles ne semblent pas non plus capables de fournir une vision globale sur les cycles de vie des produits impliqués dans les problèmes environnementaux, comme le permet l'ACV. Ces modèles fournissent des renseignements pour le choix d'une meilleure politique pour résoudre un problème environnemental, mais ne considèrent pas nécessairement les déplacements d'impacts ou de catégories d'impacts du fait du manque d'indicateurs environnementaux utilisés. Ainsi, l'utilisation d'un modèle de type E3 ne paraît pas adapté à l'ACV-C.

Le choix se tourne donc vers les modèles d'équilibre général (sont envisagés GTAP, G-CUBED, SGM, MERGE, WORLDSCAN) ce qui est en accord avec Teixeira *et al.* (2006). GTAP et

WORLDSCAN sont les modèles économiques d'équilibre général qui ont les bases de données les plus désagrégées : ils permettent chacun de simuler plus de 80 régions et de 50 secteurs économiques contre moins de 20 régions/secteurs pour les autres modèles. Considérant qu'en ACV-C les conséquences environnementales sont calculées en se basant sur des variations de production des processus industriels, il y a tout lieu de privilégier les modèles économiques ayant le plus haut niveau de désagrégation de l'économie afin d'éviter les situations où les résultats sont trop généraux du fait de la trop grande agrégation de la base de données économiques (Bergman *et al.*, 2005).

Ainsi, le choix doit être fait entre GTAP et WORLDSCAN. Ces deux modèles sont très semblables (base de données similaires : GTAP7 pour GTAP et GTAP6 pour WORLDSCAN) et ne diffèrent vraiment que pour un seul aspect de la modélisation : WORLDSCAN est dynamique alors que GTAP est statique (Lejour *et al.*, 2006). Toutefois ceci ne devrait pas constituer un gros avantage pour WORLDSCAN, car GTAP peut effectuer des simulations quasi-dynamiques en utilisant les résultats d'une période pour paramétriser la suivante. De plus, le modèle GTAP est librement⁴ disponible et dispose d'une large communauté d'utilisateurs si bien que beaucoup de développements et d'applications dérivées sont maintenant disponibles alors que l'utilisation du modèle WORLDSCAN est beaucoup plus marginale. C'est pourquoi, le choix du modèle se porte finalement sur GTAP.

2.4.4 Couplage du modèle économique GTAP avec l'ACV

2.4.4.1 Choix de la base de données d'inventaire ACV

On peut considérer deux façons d'utiliser les résultats du modèle GTAP pour réaliser la phase d'inventaire de l'ACV d'un produit. Soit on utilise les résultats bruts du modèle exprimés en termes de variation de valeur monétaire avec une base de données dite Input/Output (I/O) qui permet de faire l'inventaire des substances émises et consommées par le cycle de vie en fonction des dépenses effectuées dans chaque secteur de l'économie, soit on convertit les résultats du modèle de manière à exprimer la production de chaque secteur économique en quantité physique de biens produits de manière à pouvoir utiliser une base de données de type processus. À priori,

⁴ Au sens *open source* tel que défini par l'Open Source Initiative <http://www.opensource.org/>

les deux approches sont valables, cependant une analyse de l'incertitude préliminaire conduit à privilégier la seconde approche. En effet, d'une part la base de données la plus complète et présentant le plus haut niveau de qualité (ecoinvent (Frischknecht et Rebitzer, 2005)) établit l'inventaire des substances émises et consommées par les cycles de vie en fonction des quantités physiques de produits fabriqués. D'autre part, considérant qu'il n'existe à l'heure actuelle aucune base de données mondiale qui permettrait de dresser l'inventaire régionalisé des substances consommées et émises des cycle de vie en fonction des processus utilisés dans chaque région du monde, l'utilisation d'une base de données I/O régionale plutôt que d'une base de données de processus pour l'ensemble des régions mondiales semble conduire à une accumulation plus importante de l'incertitude car :

- une base I/O est construite à partir de l'économie de la région et des processus régionaux,
- une base de processus industriels est construite à partir des processus régionaux.

C'est pourquoi le calcul des impacts environnementaux fait à l'aide d'une base de données I/O pour un secteur économique d'une région ne correspondant pas à celle de la base de données I/O comportera de l'incertitude provenant du fait que :

1. l'économie de la région n'est pas nécessairement identique à celle de la région de la base de données I/O,
2. les technologies de la région diffèrent éventuellement de celles de la région de la base de données I/O.

Dans le cas d'une base de données de type processus, utilisée dans une région autre que celle prévue, seule la deuxième source d'incertitudes sera présente.

Notons aussi qu'en ACV il est fortement déconseillé d'utiliser plusieurs bases de données pour couvrir différentes régions. En effet, une telle pratique conduirait à des inconsistances importantes au niveau des données dans la phase d'inventaire de l'ACV.

Pour obtenir les données physiques requises à l'utilisation de la base de données ecoinvent le modèle GTAP a été modifié comme cela est expliqué à la section suivante.

2.4.4.2 Introduction de grandeurs physiques dans le modèle économique GTAP

L'introduction de grandeurs physiques dans le modèle économique GTAP a pour but de solutionner deux problèmes. D'une part, l'intégration de perturbations exprimées en termes de variables physiques dans les simulations et d'autre part, l'expression des résultats en grandeurs physiques de manière à pouvoir réaliser la phase d'inventaire de l'ACV à l'aide de la base de données ecoinvent.

2.4.4.2.1 Équation de la demande

Comme cela est énoncé à la section 1.3.3.2, un modèle d'équilibre s'utilise en définissant une perturbation à partir de laquelle le modèle va calculer un nouvel équilibre économique. Dans la version standard du modèle GTAP une perturbation s'exprime en termes de variations de pourcentage par rapport au prix ou à la valeur monétaire (en dollars américains) pour l'année de référence du modèle : 2004 dans le cas de la base données GTAP7. Ainsi, les variations décrites par les scénarios énergétiques européens de chaque filière énergétique ne peuvent être directement utilisées pour décrire une perturbation dans GTAP. Le prix de l'énergie pouvant fluctuer dans le temps et étant inconnu pour le futur il paraît hasardeux de convertir les variations de quantités d'énergies décrites par les scénarios en variations de valeur monétaire de ces quantités.

Une solution à ce problème consiste à introduire les variations de quantités d'énergie dans le modèle GTAP. En effet, le code du modèle étant ouvert, il est possible, moyennant un apprentissage du langage de programmation GEMPACK, d'y introduire de nouvelles variables et équations. En partant du fait que la valeur d'une quantité de biens est égale au produit du prix unitaire du bien par la quantité de biens, il découle qu'une variation de pourcentage de la valeur d'une quantité de biens est égale à la somme des variations de pourcentage du prix unitaire du bien et de la quantité de biens. Ainsi, la variation de pourcentage de la quantité d'un bien (**dq**) peut s'exprimer comme la soustraction de la variation de pourcentage du prix (**dp**) à la variation de pourcentage de la valeur de la quantité de biens (**dQ**) :

$$\mathbf{dq} = \mathbf{dQ} - \mathbf{dp} \text{ (équation 2-1)}$$

Les variations de pourcentage de valeur des quantités de biens et de leur prix étant connues dans GTAP, l'équation 2-1 a pu être introduite dans le modèle pour le groupe de variables qf(i,j,r)

représentant la valeur de la demande du bien i utilisé par le secteur j dans la région r afin de définir le groupe de variables $dem(i,j,r)$ représentant la quantité de bien i utilisé par le secteur j dans la région r . De cette façon, et grâce à la modélisation séparée des secteurs de l'électricité et de la chaleur dans GTAP, il est possible d'introduire les variations de quantités de combustibles utilisées pour générer de l'électricité et de la chaleur.

2.4.4.2.2 Équation de la production

L'équation 2-1 a également été utilisée avec le groupe de variables $qo(i,r)$ représentant la valeur de la production du secteur économique i dans la région r afin de définir le groupe de variables $pro(i,r)$ représentant la quantité physique de biens produits par le secteur i dans la région r et permettre la réalisation de l'inventaire des substances émises et consommées par chaque secteur économique à l'aide de la base de données ecoinvent.

2.4.4.3 Détermination de la production économique pour l'année de référence

Les résultats du modèle GTAP sont exprimés en termes de variations par rapport à l'année 2004 qui est l'année de référence de la base de données GTAP7. C'est pourquoi il est nécessaire de connaître la production de chaque secteur pour cette année pour pouvoir déterminer les variations réelles de production de biens pour chaque secteur. Pour ce faire, la table d'équivalence de Hutcheson (2006) a été utilisée afin d'établir les liens avec les bases de données internationales énumérées dans le Tableau 2-1 et permettre de collecter dans la mesure du possible les données correspondantes à chacun des 4969 sous-secteurs économiques de la base de données GTAP7.

Tableau 2.2 : Sources de données utilisées pour modéliser l'année de référence

| Secteur économique GTAP | Base de données |
|---|--|
| Agriculture et élevage (grainscrops, meatlstk) | FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011) |
| Aquaculture et pêche | FisheriesSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010b) |
| Eau (water) | AQUASTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010a) |
| Électricité (ely) | Agence internationale de l'énergie (2010) |
| Foresterie, pates et papiers, bois (frs, ppp, lum) | FORESTAT (Faaij, 2011) |
| Autres secteurs | UNDATA (United Nations Statistics Division, 2004) |

2.4.4.4 Couplage et harmonisation des bases de données d'inventaire ACV ecoinvent et du modèle économique GTAP

2.4.4.4.1 Couplage

Un couplage des bases de données GTAP7 et ecoinvent est nécessaire pour pouvoir dresser la liste des substances émises et consommées par la variation de production de chaque secteur économique. Ainsi, il a été tenté de faire correspondre un processus ecoinvent à chacun des 4969 sous-secteurs économiques de GTAP7 pour lesquels des données de production pour l'année 2004 avaient été obtenues à l'étape précédente.

En définitive 393 processus ecoinvent ont été utilisés pour modéliser 1237 sous-secteurs économiques parmi les 4969 existants dans la base de données GTAP7. Ces processus sont listés à l'annexe 5. Certains processus ecoinvent ont été sélectionnés plusieurs fois pour modéliser des sous-secteurs économiques jugés semblables. Certains secteurs ne sont que partiellement ou pas modélisés faute de processus ecoinvent disponibles ou de données de production pour l'année 2004 (cf. Tableau 2.3). Dans le cas de la production de chaleur et des transports, les activités industrielles sont néanmoins indirectement modélisées, car ces processus sont modélisés dans les cycles de vie de la base de données ecoinvent. Ainsi, par exemple, les processus ecoinvent utilisés pour modéliser l'industrie chimique incluent des processus de transport des matériaux et de génération de chaleur.

Tableau 2.3 : Secteurs économiques de la base de données GTAP7 peu ou pas modélisés par les processus de la base de données ecoinvent (traduit de Dandres *et al.* (2011))

| Secteurs partiellement modélisés | Secteurs non modélisés |
|--|--|
| Transformation des produits alimentaires (ofd) et textiles (txt) | Vêtements (wap), moteur de véhicules (mvh), équipement de transport (otn), produits manufacturés (omf), produits électroniques (ele), machines et équipements (ome), secteur de la construction (Util Cons), production de chaleur (gdt), secteurs des transports (otp, wtp, atp) et secteur tertiaire (trd, cmn, ofi, isr, obs, osg et dwe) |

Note : les labels entre parenthèses correspondent aux noms des secteurs économiques du modèle GTAP lesquels sont définis dans la section database du site internet : <http://www.gtap.org>

2.4.4.4.2 Harmonisation

La base de données ecoinvent a dû être modifiée afin d'éviter les double comptages de substances dans l'inventaire. En effet, la base de données ecoinvent est constituée d'un ensemble de processus qui sont reliés entre eux par des liens concrétisant les cycles de vie des produits. Pour un produit donné, ces liens déterminent automatiquement les processus nécessaires à la fabrication du produit considéré et, par là même, les quantités de substances requises. Cependant, pour un cycle de vie faisant appel à des processus issus de plusieurs secteurs économiques, par défaut, la base de données ecoinvent considère des substances consommées ou émises par plusieurs secteurs économiques. Or, les résultats du modèle GTAP expriment les variations de production de chaque secteur économique. Ainsi, utiliser les processus ecoinvent pour modéliser les quantités de substances requises et émises par la variation de production de chaque secteur économique prédite par GTAP surestimerait ces quantités. Pour résoudre ce problème, la base de données ecoinvent a été modifiée en coupant tous les liens entre les processus ecoinvent utilisés pour modéliser les secteurs économiques de GTAP7 et les processus situés en amont dans la base de données ecoinvent. Par exemple : tous les liens des processus ecoinvent pointant vers les processus d'extraction du charbon ont été rompus. Ainsi, tous les processus de chaleur et d'électricité utilisant du charbon n'incluent plus de charbon dans leur cycle de vie dans la base de données ecoinvent modifiée. De cette façon, les résultats du modèle GTAP sont les seuls à déterminer les quantités de charbon extraites et il n'y a pas de double comptage de ces quantités.

2.4.5 Régionalisation partielle de la base de données écoinvent

Ecoinvent est une base de données essentiellement conçue à partir de données européennes. Il y a donc un biais à l'utiliser pour modéliser les processus industriels situés dans d'autres régions. Compte tenu que la génération de l'énergie peut représenter une source importante d'impacts sur l'environnement et que ces impacts peuvent différer sensiblement d'une région à l'autre (Marriott *et al.*, 2010; Soimakallio *et al.*, 2011; Weber *et al.*, 2010), des travaux ont précédemment été effectués au CIRAIQ pour adapter les données européennes ecoinvent de la modélisation de la production de l'électricité au contexte Nord-américain. Ces travaux ont abouti à la création d'une infrastructure au sein de la base ecoinvent permettant d'utiliser les données d'un nouveau parc électrique, celui du Québec, du Canada ou de l'Amérique du nord. En utilisant la même infrastructure, il a été possible d'ajouter le parc électrique de chacune des régions modélisées

dans le modèle GTAP, en se basant sur des processus écoinvent existants et des données de production d'électricité de l'Agence internationale de l'énergie (2010). De cette façon, la modélisation de la production de l'électricité dans la présente étude tient compte des particularités techniques de chaque région.

2.5 Application de la méthode

2.5.1 Paramètres de l'ACV-M

Le calcul des impacts directs sur l'environnement, à savoir ceux directement liés au cycle de vie du secteur énergétique de l'UE, a été effectué dans l'ACV-P attributionnel de l'étude de cas, les paramètres de cette ACV sont décrits à la section 2.4.2.2. **Ainsi, les sections suivantes présentent uniquement les paramètres de l'ACV réalisée pour calculer les impacts indirects de la politique européenne de bioénergie sur l'environnement.**

2.5.1.1.1 Méthodologie utilisée

Le calcul des impacts indirects sur l'environnement de la politique de bioénergie de l'UE a été réalisé en comparant les conséquences environnementales de cette politique (décrise dans le scénario bioénergie) avec la politique prévoyant un maintien des politiques énergétiques actuelles dans le futur de l'UE (modélisée dans le scénario de base). Les conséquences économiques de chaque politique sont simulées à l'aide du modèle GTAP puis converties en impacts environnementaux à l'aide de la méthodologie ACV (cf. sections 2.4.1, 2.4.4 et 2.4.5 pour plus de détails).

2.5.1.1.2 Objectif de l'étude :

L'objectif est de comparer les impacts environnementaux indirects associés à la mise en application de la politique énergétique européenne du scénario bioénergie développé par Mantzos *et al.* (2004) relativement à ceux attribués au scénario de base (conçu par les mêmes auteurs). La comparaison est effectuée sur la base de l'évaluation du cycle de vie des secteurs économiques affectés par l'une et l'autre des politiques énergétiques européennes ainsi que par la croissance économique et l'évolution des technologies. Les résultats sont calculés pour chaque période de cinq ans entre 2005 et 2025.

2.5.1.1.3 Fonction :

La fonction analysée est la production économique globale pour chaque période de cinq ans excluant le secteur énergétique de l'UE.

2.5.1.1.4 Unité fonctionnelle :

L'unité fonctionnelle est de répondre à la croissance économique au cours de chacune des périodes 2005-2010, 2010-2015, 2015-2020 et 2020-2025.

2.5.1.1.5 Flux de référence :

Les flux de référence correspondent aux quantités de matières utilisées par chaque secteur économique pour chacune des quatre périodes de cinq ans analysées. Ces flux, calculés par le modèle économique GTAP, varient d'une période et d'un scénario à l'autre en fonction de la croissance économique, de l'évolution des technologies et des choix technologiques mis en œuvres dans chaque scénario énergétique européen.

2.5.1.1.6 Frontières du système :

Les frontières du système incluent l'ensemble des activités économiques à l'exclusion du secteur énergétique de l'UE.

2.5.1.1.7 Imputation :

Il n'y a pas besoin d'effectuer d'imputation, car l'approche est conséquentielle : les problèmes d'allocation des impacts entre coproduits sont automatiquement par extension des frontières.

2.5.1.1.8 Données :

Des données issues de bases de données internationales ou gouvernementales ont été utilisées pour décrire l'état de la production économique en 2004 (cf. Tableau 2.2) et l'évolution globale de la démographie et de l'économie sur la période 2005-2025 (cf. Tableau 2.4). De plus des données collectées dans une centaine d'études économiques ont été mises à contribution pour modéliser l'innovation technologique par secteur économique et par région (cf. Annexe 3).

La phase d'inventaire de l'ACV a été réalisée à l'aide de la base de données ecoinvent modifiée pour les besoins de l'ACV-M (cf. sections 2.4.4.4 et 2.4.5).

2.5.1.1.9 Évaluation des impacts sur l'environnement

Un calcul préliminaire des impacts environnementaux à partir des données d'inventaire par unité produite (par exemple : 1 m³, 1 kg, etc.) a été réalisé à l'aide du logiciel SimaPro (Pre Consultant, 2007) et de la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003). Le calcul des impacts environnementaux correspondant à la production économique globale a ensuite été effectué dans Microsoft Excel 2007 (cf. section 2.5.5.2 pour plus de détails).

2.5.2 Agrégation de la base de données GTAP7

La première étape à accomplir pour utiliser le modèle GTAP consiste à définir l'agrégation de la base de données qui sera utilisée pour les simulations du modèle. Cette agrégation est en effet nécessaire, car dans la plupart des cas un ordinateur n'a pas une puissance de calcul suffisante pour réaliser des simulations GTAP avec la base de données complètement désagrégée. Notons à ce sujet qu'il ne s'agit pas d'une question de temps pour conduire les simulations, mais bien de ressources matérielles, le modèle interrompant lui-même la simulation si les ressources sont jugées insuffisantes. Ainsi, les 113 régions et 57 secteurs économiques ont été agrégés comme indiqué dans Dandres *et al.* (2011) en 13 régions et 20 secteurs. On note que cette agrégation est assez proche de l'agrégation par défaut du modèle et que seules quelques modifications ont été apportées :

- La Chine et le Brésil ont été désagrégés de leurs régions respectives (*EastAsia* et *Latin America*),
- Certaines régions de la zone *Rest of the World* du modèle standard ont été mutées vers les régions *Middle East and North Africa* et *Rest of Europe*, cette dernière région ayant été créée à l'occasion,
- Les secteurs économiques suivants ont été désagrégés du reste de la base de données afin de les modéliser chacun séparément : eau potable, extraction du charbon, extraction du gaz naturel, extraction du pétrole, secteur minier, distribution du gaz naturel, génération et distribution de l'électricité, préparation des combustibles fossiles et nucléaire, foresterie, industrie du bois, industrie des pâtes et papiers.

2.5.3 Modélisation de la perturbation majeure

La perturbation majeure décrite dans chaque scénario a été retranscrite en termes de variations de quantités de charbon, de gaz naturel, de pétrole, de produits forestiers et de produits de l'industrie du bois utilisés pour générer chaleur et électricité. Ces variations ont été calculées pour chaque période de 5 ans et chaque scénario de manière à réaliser les simulations du modèle GTAP de façon dynamique : en utilisant les résultats de la simulation de la période 2005-2010 pour la période 2010-2015 et ainsi de suite jusqu'en 2025. Le détail des perturbations ou chocs est présenté à l'annexe 4.

Du fait de la structure de la base de données GTAP, les changements concernant certaines filières énergétiques n'ont pas été pris en compte. Ainsi, les changements affectant les filières hydroélectrique, éolienne et photovoltaïque ne sont pas modélisés. En effet, la commercialisation des eaux de surfaces (hormis pour la production d'eau potable), du vent et du rayonnement solaire ne sont pas inclus dans le modèle GTAP. De même, les changements de la filière nucléaire envisagée dans les scénarios énergétiques européens n'ont pas été pris en compte dans les simulations GTAP, car l'extraction et la préparation de l'uranium comme combustible nucléaire sont agrégées avec, d'une part, le secteur des mines et, d'autre part, le raffinage du pétrole. Simuler une perturbation sur l'uranium s'accompagnerait ainsi d'une perturbation sur l'ensemble des mines et du raffinage du pétrole. Les impacts environnementaux directs attribués au cycle de vie de la filière nucléaire sont cependant pris en compte, seuls les impacts indirects (les conséquences sur l'économie de diminuer la proportion de l'énergie nucléaire en Europe) ne sont pas modélisés. Notons aussi que certaines sources d'énergie décrites dans les scénarios ont été agrégées pour correspondre aux secteurs économiques du modèle GTAP. Par exemple le charbon et le lignite ont été regroupés. Ces problèmes sont typiques de l'utilisation de bases de données différentes. Cette limite est discutée dans la critique de la méthode à la section 4.3.

2.5.4 Prise en compte de l'aspect temporel dans le modèle GTAP

2.5.4.1 Évolution de l'économie

Étant attendu que l'économie va évoluer sur la période 2005-2025 des données ont été collectées pour modéliser l'évolution du produit intérieur brut (PIB), du capital, de la main-d'œuvre

qualifiée et non-qualifiée, de la population. Le Tableau 2-3 résume les sources consultées pour l'obtention des données macroéconomiques :

Tableau 2.4: Références bibliographiques pour les données macroéconomiques prospectives

| Variable macroéconomique | Source de données prospectives |
|---|---|
| PIB, population | United States Department of Agriculture (Economic Research Service, 2009) |
| Capital | Poncet (2006) |
| Main d'œuvre qualifiée et non-qualifiée | International Labour Organization (2008) |

2.5.4.2 Évolution des technologies

À l'instar de l'économie, il est prévu que les technologies connaissent une évolution sur la période 2005-2025. Comme cela a été mentionné à la section 1.4, la prévision de l'innovation technologique constitue un travail exigeant. Or, considérant les 113 régions et 57 secteurs économiques de GTAP, il ne paraissait pas envisageable d'obtenir des données décrivant l'évolution technologique à partir de méthodes prospectives avancées. À la place, l'innovation technologique a été modélisée en se basant sur l'évolution du facteur total de productivité (FTP). Ce facteur étant couramment utilisé par les économistes, des données pour bon nombre de secteurs et de régions sont disponibles. Dans le meilleur des cas, la prévision de la variation de la contribution technologique au FTP sur la période 2005-2025 a été obtenue. Dans d'autres cas, c'est la variation historique de la contribution technologique au FTP sur la période 1985-2005 qui a été obtenue. Dans certains cas, la contribution technologique étant inconnue, c'est le FTP qui a été considéré. Enfin, lorsqu'aucune donnée n'a été trouvée pour un secteur économique régional particulier, la moyenne a été faite à partir de la moyenne du FTP pour l'ensemble des secteurs de la région (dans plusieurs études le FTP est calculé pour l'ensemble de l'économie d'un pays) et de la moyenne mondiale des FTP pour ce secteur. Les résultats d'une centaine d'études ont ainsi été compilés pour prédire l'évolution technologique de chaque secteur dans chaque région sur la période 2005-2025. Ces résultats sont présentés à l'annexe 3. Comme cela est évoqué dans Dandres *et al.* (2012) cela représente un certain nombre de limites, lesquelles sont discutées à la section 4.3.

Les variations de pourcentages de chacune des variables macroéconomiques et technologiques pour chaque période de 5 ans ont été calculées à partir des projections consultées et ajoutées à la

perturbation du secteur énergétique européen dans chaque scénario. L'ensemble des perturbations et des variables perturbées est présenté à l'annexe 4.

2.5.5 Calcul des impacts environnementaux

L'évaluation des conséquences environnementales du développement massif de la bioénergie au sein de l'UE entre 2005-2025 a été faite en comparant les impacts environnementaux résultant de chaque scénario prospectif énergétique : le scénario de base et le scénario bioénergie.

Les impacts environnementaux de chaque scénario ont été calculés en faisant la distinction entre les impacts directs attribués à la génération de l'énergie consommée par l'UE et les impacts indirects associés aux fluctuations de production de chaque secteur économique dans chaque région causées par l'application de l'une ou l'autre des politiques de l'UE et de l'évolution de l'économie et des technologies.

2.5.5.1 Impacts directs

Les impacts directs ont été calculés dans le cadre de l'étude de cas avec l'approche attributionnelle de l'ACV-P décrite à la section 2.4.2.2

2.5.5.2 Impacts indirects

Les impacts indirects (I_{irs}) associés au secteur économique i , à la région r , à la substance s et à la catégorie d'impacts t sont calculés à l'équation 2-2 :

$$I_{irst} = P_{ir} \times v_{ir} \times S_{irs} \times F_{st} \quad (2-2)$$

où P_{ir} est la production physique de 2004 du secteur économique i dans la région r ,
 v_{ir} la variation physique en pourcentage de la production du secteur économique i dans la
région r ,
 S_{irs} le résultat de l'inventaire par unité de production du secteur économique i dans la région r
pour la substance s ,
 F_{st} le facteur de caractérisation de la substance s pour la catégorie d'impacts t .

Pour l'application numérique :

- Les P_{ir} ont été obtenus à la section 2.4.4.3;
- Les v_{ir} sont fournis par le modèle GTAP pour chaque période via la variable pro(i,r);

- Les S_{irs} sont calculés par SimaPro à partir des données de la base ecoinvent modifiée (cf. sections 2.4.4.4 et 2.4.5);
- Les F_{st} sont fournis par la méthode IMPACT2002+.

Le calcul $S_{irs} \times F_{st}$ est réalisé dans SimaPro (version 7) puis le résultat de ce calcul exporté vers Microsoft Excel 2007 où est effectué le reste du calcul.

Notons que le logiciel SimaPro n'est pas prévu pour mener des calculs aussi complexes que ceux requis par l'équation 2-2 c'est pourquoi les calculs sont en partie réalisés dans Microsoft Excel (entre autres à cause de la nécessité d'utiliser la fonction *tableau croisé dynamique*).

Les impacts environnementaux pour une catégorie d'impacts donnée sont obtenus en effectuant la somme pour chaque sous-secteur économique chaque région, chaque période et chaque substance. Les catégories d'impacts sont ensuite regroupées entre elles et leurs scores sommés suivant la pondération de la méthode IMPACT2002+ afin d'obtenir 4 catégories de dommages environnementaux : la santé humaine, les écosystèmes, les changements climatiques et les ressources naturelles (cf. Figure 2-3). Au terme des calculs, les impacts indirects obtenus sont reliés aux variations de production de chaque secteur économique, dans chaque région, pour chaque catégorie de dommages et chaque quinquennat.

Pour chaque scénario, l'impact environnemental total est calculé en sommant les impacts directs et indirects. Ces résultats ainsi que la comparaison des impacts environnementaux de chaque scénario sont présentés dans les articles Dandres *et al.* (2011) pour le détail de la période 2005-2010 et Dandres *et al.* (2012) pour l'ensemble de la période 2005-2025.

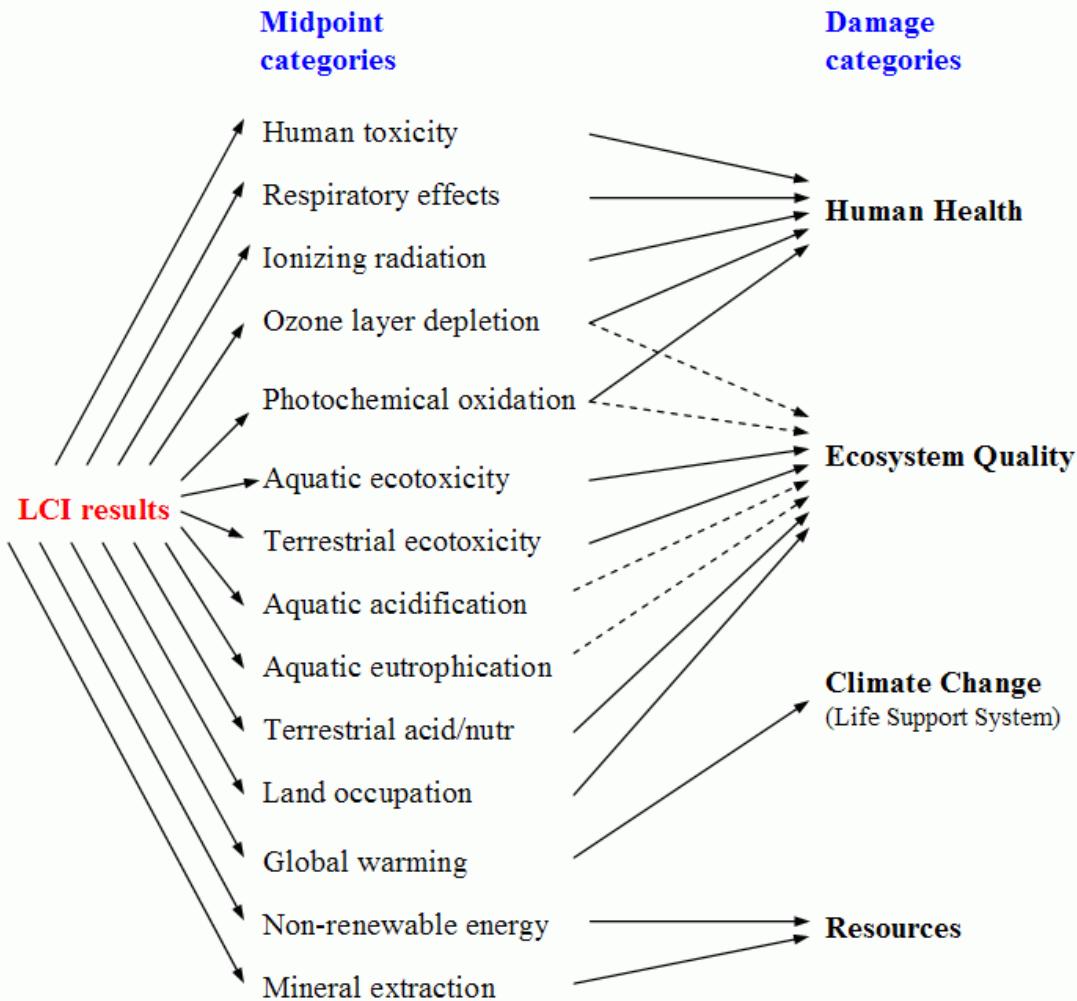


Figure 2-3 : Catégories d'impacts et de dommages de la méthode IMPACT2002+

Source : http://www.sph.umich.edu/riskcenter/jolliet/impact2002+_chart.htm

2.6 Comparaison des résultats de l'ACV-M avec ceux de l'ACV-P conséquentielle de l'étude de cas

Afin de mettre en perspective les bénéfices de l'ACV-M, ses résultats ont été comparés avec ceux de l'étude de cas obtenus par l'ACV-P conséquentielle qui se veut plus conforme avec la méthodologie développée jusqu'à présent pour l'ACV-C (Ekvall *et al.*, 2005; Ekvall et Weidema, 2004; Sanden et Karlstrom, 2007; Tillman, 2000; Weidema, 2003; Weidema *et al.*, 1999). Notons que l'évolution des technologies utilisées pour produire de l'énergie dans l'UE est exactement la même que dans la présente étude, seule diffère la façon dont les conséquences sont modélisées :

au lieu du modèle GTAP, deux scénarios sont envisagés pour tenir compte de l'incertitude sur les conséquences possibles de l'application de la politique de bioénergie de l'UE. Les résultats de cette comparaison sont présentés dans Dandres *et al.* (2012).

2.7 Évaluation de l'incertitude sur les résultats

L'incertitude sur les conséquences environnementales de chaque scénario énergétique européen a été évaluée en combinant analyses de sensibilité et simulations statistiques.

2.7.1 Analyses de sensibilité des résultats du modèle GTAP

Considérant que l'évolution des populations, de l'économie et des technologies est incertaine sur la période 2010-2025, toutes les variables reflétant l'évolution de ces grandeurs ont été prises en compte dans des analyses de sensibilité. De plus, les élasticités d'Armington (qui régissent la compétition entre les produits domestiques et étrangers) ont également été incluses dans les analyses de sensibilité, car ces paramètres internes au modèle GTAP sont réputés être très sensibles quant aux résultats des simulations du modèle (Kloverpris *et al.*, 2010; Shigekazu et Deffi Ayu Puspito, 2010; Valenzuela *et al.*, 2008; Welsch, 2008). Ainsi, des simulations GTAP ont été effectuées en augmentant ou en diminuant de 50% les valeurs des élasticités d'Armington et les changements initialement calculés pour les variables d'évolution des populations, de l'économie et des technologies. Cette approche s'inscrit dans les travaux de Bouët (2010), Laitner (2006), Langevin (2010) et Toke Ward (2004). Cependant, à la différence des études réalisées par ces auteurs, le nombre de paramètres dans la présente étude étant beaucoup plus important, il n'a pas été possible de faire varier indépendamment les valeurs de chaque élasticité et variable. En effet, l'agrégation utilisée (13 régions et 20 secteurs économiques) conduit à 26 élasticités d'Armington, 13 variables d'évolution de la population, 52 variables d'évolution économique et 260 variables d'évolution technologique : soit un total de 351 paramètres. Autrement dit 3^{351} combinaisons possibles si chaque paramètre peut prendre indépendamment des autres paramètres trois valeurs (valeur d'origine et valeur augmentée/diminuée de 50%). Compte tenu que chaque scénario nécessite 4 simulations pour couvrir l'intervalle de temps 2005-2025 et que chaque simulation requiert une configuration manuelle avant de pouvoir être solutionnée en environ 5 minutes par le calculateur GEMPACK, il n'est pas envisageable de réaliser un tel nombre d'analyses de sensibilité. Ainsi, les paramètres étudiés ont été regroupés en 3 catégories :

macroéconomique (population et économie), technologique et Armington. Chacune des trois valeurs a été appliquée tour à tour à tous les paramètres d'une catégorie indépendamment des valeurs des paramètres des deux autres catégories ce qui a permis de réduire le nombre de combinaisons à 27, aboutissant ainsi 216 simulations GTAP.

Un 28^{ième} scénario a été ajouté pour évaluer les effets, de l'application simultanée en Amérique du Nord, d'une politique similaire à la politique de bioénergie de l'UE sur les conséquences économiques et environnementales de cette dernière. Le choix s'est naturellement porté sur l'Amérique du nord puisque ce continent est le principal consommateur d'énergie de la planète et qu'il a les moyens de développer ses énergies renouvelables. Ainsi, deux scénarios prospectifs énergétiques pour l'Amérique du nord ont été modélisés : l'un prévoyant un développement important des énergies renouvelables et l'autre décrivant l'évolution du secteur énergétique nord-américain dans le contexte d'une poursuite des politiques actuelles. Ces deux scénarios ont été adaptés du World Energy Outlook 2009 (International Energy Agency, 2009) en considérant que toute l'énergie renouvelable supplémentaire générée sur la période 2005-2025 était issue de la biomasse des secteurs de la foresterie et de l'industrie du bois. Bien que cette hypothèse ne soit pas très réaliste elle permet de modéliser ce qui pourrait être le pire cas de compétition pour la biomasse bois entre l'Amérique du nord et l'UE. Les données de simulations de ce scénario sont incluses dans l'annexe 4.

2.7.2 Gestion de l'incertitude sur les résultats de l'analyse de cycle de vie

Il existe plusieurs approches pour gérer l'incertitude en ACV, mais ce sont les simulations de Monte-Carlo qui sont les plus utilisées (Andrae *et al.*, 2004; Contadini et Moore, 2003; Contadini *et al.*, 2002; Dones *et al.*, 2005; Frey et Patil, 2002; Mullins *et al.*, 2011; Scipioni *et al.*, 2009; Seabra *et al.*, 2011; Sonnemann *et al.*, 2003; Spatari *et al.*, 2010; Venkatesh *et al.*, 2011). Cette approche consiste à recalculer un grand nombre de fois les résultats de l'ACV en changeant à chaque fois, de façon aléatoire, la valeur de chaque paramètre incertain selon la distribution de probabilité qui lui correspond. Cette approche permet de calculer la distribution de probabilité de chaque impact environnemental et d'exprimer par exemple le pourcentage de cas que les impacts attribués à un scénario donné soit moins importants que celui d'un autre scénario. Notons que les distributions de probabilité de chaque paramètre incertain impliqué dans les simulations de

Monte-Carlo sont définis à partir de mesures empiriques de la variabilité des paramètres ou suivant des recommandations d'experts.

Le logiciel SimaPro permet de réaliser des simulations de Monte-Carlo sur l'ensemble d'un cycle de vie qui est modélisé dans le logiciel. Cependant, comme cela est mentionné au paragraphe 3.3.7 les calculs nécessitent d'être effectués conjointement dans SimaPro et Microsoft Excel si bien que les simulations de Monte-Carlo ont été en partie menées dans chacun des logiciels.

Dans un premier temps, des simulations de Monte-Carlo ont été réalisées dans SimaPro pour chacun des 393 processus ecoinvent utilisés pour modéliser les secteurs économiques du modèle GTAP. Pour chaque processus, les simulations ont été effectuées en considérant une production unitaire (1 m^3 , 1 kg, etc.) et en itérant le calcul 5000 fois (nombre d'itérations par défaut dans SimaPro). Afin de rendre compte de l'incertitude des données des processus ecoinvent relativement à leur contexte technologique, géographique et temporel, la déviation standard attribuée à la distribution de probabilité des émissions et de consommation de substance de chaque processus a été augmentée d'un facteur 2,5. Ce facteur étant observé dans SimaPro lorsque les paramètres d'incertitudes d'un processus passent de la situation la plus certaine à la situation la moins certaine. L'application de ce facteur 2,5 surestime vraisemblablement l'incertitude réelle dans la mesure où toutes les données ecoinvent ne sont pas d'une qualité optimale. Ainsi, c'est un facteur compris entre 1 et 2,5 spécifique à chaque processus qui aurait dû être appliqué. En revanche, le manque d'expertise et de temps ne permettait pas de déterminer un facteur propre à chaque processus. Le choix de surestimer l'incertitude permet d'une certaine manière de renforcer la robustesse des résultats obtenus comme cela est expliqué à la section 3.5. Les résultats de ces simulations ont permis de déterminer les distributions de probabilité de chacun des 393 processus ecoinvent utilisés pour modéliser les secteurs économiques du modèle GTAP. Ces distributions ont ensuite été utilisées dans Microsoft Excel pour réaliser une seconde série de simulations de Monte-Carlo à l'aide du plug-in Crystal Ball (version 11) en calculant la différence des impacts environnementaux entre les deux scénarios prospectifs énergétiques de l'UE dans chacun des 28 scénarios développés lors de l'analyse de sensibilité. À cet effet, le calcul a été itéré 1000 fois plutôt que 5000 afin de réduire le temps global de calcul. Quelques simulations de Monte-Carlo ont été réalisées au préalable avec 5000 puis 10 000 itérations pour s'assurer que les résultats n'étaient pas sensiblement affectés par la réduction du nombre

d’itérations. Les résultats des analyses de sensibilité et d’incertitudes sont présentés dans Dandres *et al.* (in press).

CHAPITRE 3 RÉSULTATS

3.1 Préambule

Le principal résultat obtenu dans ce doctorat est la méthode d'ACV-M elle-même, laquelle est présentée ci-après à la section 3.2. Les autres résultats découlent de l'application de l'ACV-M au contexte énergétique européen et permettent l'évaluation environnementale d'une politique européenne de bioénergie appliquée sur la période 2005-2025. Ces résultats sont présentés en détails dans Dandres *et al.* (2011, 2012) et résumés à la section 3.3.

3.2 Méthodologie de l'ACV-M

3.2.1 Résumé de la méthode

Le principe de l'ACV-M est d'utiliser le modèle économique GTAP pour modéliser les conséquences économiques d'un changement de grande amplitude survenant dans un ou plusieurs cycles de vie puis de convertir ces conséquences en impacts sur l'environnement en suivant la méthodologie ACV. La Figure 3-1 résume la méthodologie de l'ACV-M dont les principales étapes sont décrites ci-après. Le calcul des impacts sur l'environnement s'effectue en deux parties : le calcul des impacts directs (doubles flèches dans la figure 3-1) et le calcul des impacts indirects (flèches simples dans la figure 3-1).

3.2.1.1 Impacts directs :

Ces impacts sont calculés en réalisant une ACV-P du ou des cycles de vie affecté par le changement de grande amplitude envisagé.

3.2.1.2 Impacts indirects :

En premier lieu une perturbation majeure d'un ou plusieurs cycles de vie doit être définie. Ensuite, la base de données du modèle GTAP doit être agrégée en fonction des besoins de l'étude. À ce stade, l'horizon temporel de l'étude doit être défini de manière à pouvoir incorporer l'évolution correspondante de l'économie et des technologies dans les simulations du modèle économique GTAP pour chaque secteur économique et chaque région. Les simulations du modèle GTAP peuvent alors être réalisées pour prédire l'évolution relative de la production

industrielle globale. Le calcul des impacts environnementaux indirects nécessite alors d'obtenir l'évolution réelle de la production industrielle globale, laquelle peut-être obtenue en multipliant les variations de production de chaque secteur économique aux données de production sectorielle de l'année 2004 (année de référence de la base de données GTAP7 utilisée en ACV-M). Une fois les variations matérielles de production de chaque secteur économique connues, les impacts environnementaux correspondants se calculent en multipliant les résultats d'inventaire des substances émises ou consommées par chaque secteur économique obtenus à partir de la base de données ecoinvent (laquelle a été modifiée pour répondre aux besoins de l'ACV-M) au facteur de caractérisation de la méthode IMPACT2002+.

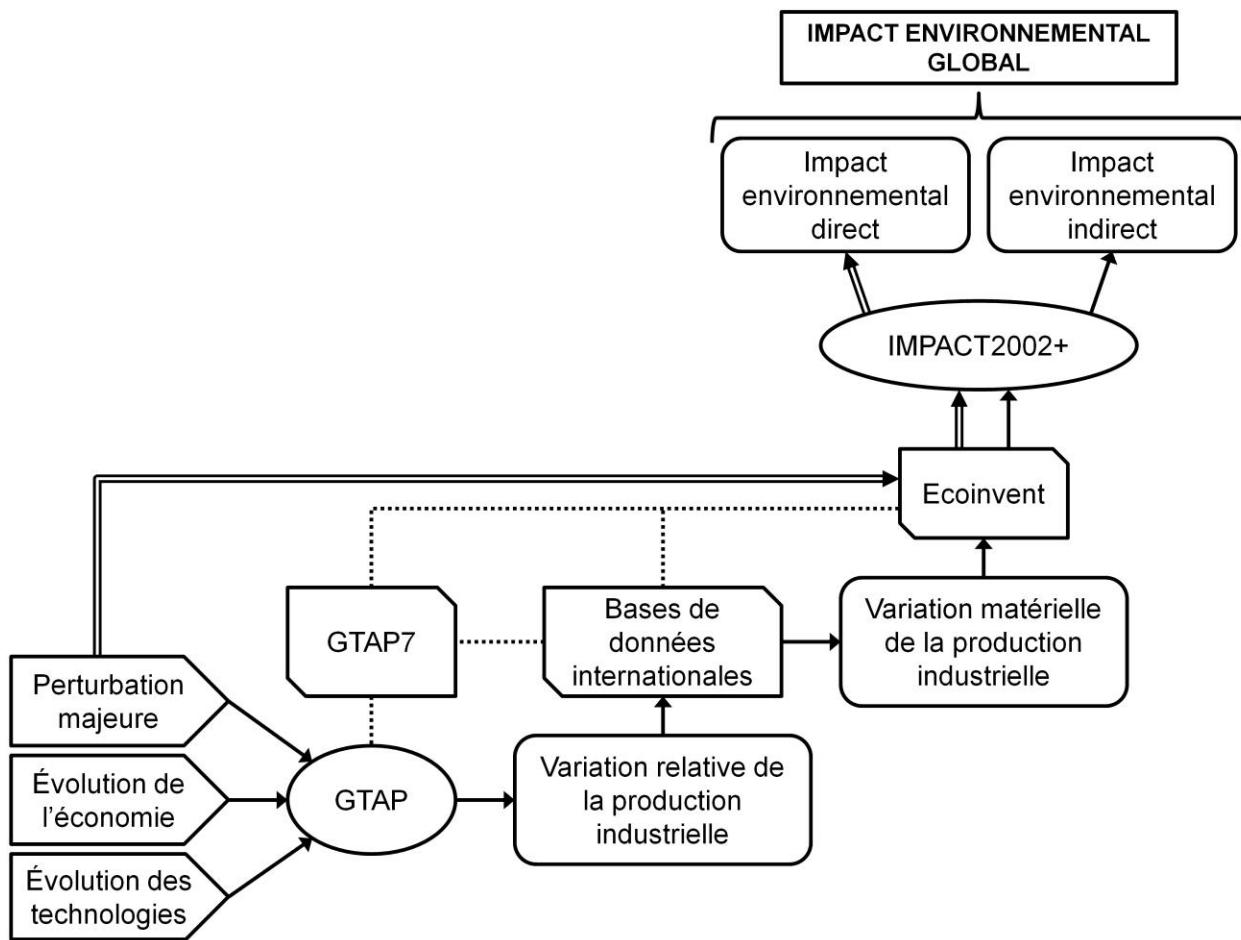


Figure 3-1: Schéma du cadre méthodologique de la macroanalyse de cycle de vie

Légende : Les flèches en trait plein indiquent les différentes étapes de calcul et de modélisation des impacts environnementaux indirects causés par l'évolution de l'économie et des technologies et l'entrée en vigueur de l'un ou l'autre des scénarios énergétiques. Les doubles flèches font de

même pour les impacts directs associés uniquement à la génération de l'énergie. Enfin, les lignes pointillées représentent le couplage des différentes bases de données utilisées dans l'approche.

3.2.2 Description de la méthode

3.2.2.1 Détermination de la perturbation majeure

La perturbation envisagée doit être transcrit en un ou plusieurs chocs dans le modèle GTAP. Ceci impose certaines restrictions sur le type de perturbation pouvant être étudié. Par exemple, il n'est actuellement pas possible d'évaluer les conséquences environnementales d'un développement massif des biocarburants à base d'algues, car ceux-ci ne sont modélisés ni dans le modèle ni dans sa base de données. Il convient de s'assurer que le choc correspondant à la perturbation choisie est cohérent avec le modèle GTAP et sa base de données. À cet égard, de nombreuses informations sont disponibles sur le site du modèle : <http://www.gtap.org>. Notons que la perturbation peut s'exprimer à partir de flux physiques grâce à la variable $dem(i,j,r)$ représentant la demande du bien i pour le secteur j dans la région r . Ajoutons aussi que de nombreuses versions du modèle GTAP existent et permettent de couvrir différents besoins. L'ACV-M utilise une version légèrement modifiée du modèle standard, mais le cas échéant, il est tout à fait possible d'utiliser une version différente dans laquelle les variables $dem(i,j,r)$ et $pro(i,r)$ (cf. section 2.4.4.2) peuvent être introduites.

Les chocs correspondants à la perturbation doivent être exprimés en variation de pourcentage par rapport à l'année de référence de l'étude. Si cette année diffère de l'année de référence de la base de données du modèle (c.a.d. 2004), une simulation prenant en compte l'évolution de l'économie et des technologies entre 2004 et l'année de référence de l'étude sera nécessaire.

3.2.2.2 Agrégation de la base de données du modèle GTAP

Par défaut on recommande de partir de l'agrégation standard de la base de données (10 régions et 10 secteurs économiques) et de désagréger les régions et secteurs économiques en fonction des besoins de modélisation de la perturbation majeure et de ses effets attendus sur les différentes régions et différents secteurs. À cette étape il peut aussi être judicieux de déclarer des groupes additionnels de régions et de secteurs (nommés sets dans le modèle) dans le code du modèle GTAP. En effet, la clôture du modèle, préalable au lancement des simulations, nécessite de définir quelles variables seront exogènes (fixées par l'utilisateur) et lesquelles seront endogènes

(calculées par le modèle en réponse au choc). Considérant le nombre élevé de secteurs et de régions il est fortement recommandé de créer les sets correspondants aux besoins de la perturbation majeure.

3.2.2.3 Prise en compte de l'aspect temporel dans les simulations

Un horizon temporel doit être défini pour établir l'évolution de l'économie et des technologies. Cet horizon dépend de la perturbation majeure et des objectifs de l'étude. Une fois l'horizon temporel établi, il faut également définir si des simulations récursives (les résultats de la première simulation sont réutilisés pour paramétriser les conditions de départ de la simulation chronologiquement suivante) seront effectuées. Dans l'affirmative, les chocs correspondants aux prévisions macroéconomiques et technologiques de chaque région doivent être calculés pour chaque période de temps, chaque région et chaque secteur économique. Sinon, le choc doit être calculé pour la durée totale de la période. Le Tableau 2.4 indiquent des sources de données pour les cinq principales variables macroéconomiques : la population, le PIB, le capital, les mains-d'œuvre qualifiées et non-qualifiées. Les données d'évolution technologiques peuvent être obtenues à partir du FTP (cf. section 2.5.4.2 pour plus de détails).

3.2.2.4 Clôture du modèle et des simulations

La clôture du modèle consiste à équilibrer les nombres de variables endogènes et exogènes. Par défaut le modèle fournit une clôture qu'il faut adapter en fonction des variables impliquées dans le ou les chocs retranscrivant la perturbation majeure. Deux règles sont à respecter impérativement pour parvenir à une bonne clôture :

1. Les variables échangées doivent avoir la même configuration, à savoir utiliser exactement les mêmes sets.
2. Les variables échangées doivent avoir un lien économique direct. Par exemple, il n'est pas acceptable d'échanger une variable de demande de pétrole en Europe contre une variable de taxe sur les importations de produits électroniques en Afrique.

La clôture du modèle étant vitale pour le bon déroulement des simulations, il peut être judicieux de la faire examiner par un expert.

Une fois la clôture terminée, les chocs peuvent être enregistrés et les simulations effectuées.

3.2.2.5 Calcul des impacts directs

Les impacts directs de la perturbation majeure sur l'environnement correspondent aux impacts directement associés aux changements rencontrés par le ou les cycles de vie étudiés. Ces impacts sont calculés à l'aide d'une ACV-P telle que décrite à la section 1.4.

3.2.2.6 Calcul des impacts environnementaux indirects

Le calcul des impacts environnementaux indirects s'effectue en deux étapes :

1. Calculer la variation de production réelle de chaque secteur économique dans chaque région par rapport à l'année de référence de l'étude. Pour ce faire, il suffit de multiplier la production réelle régionale de chaque secteur économique de l'année 2004 (fournie dans le fichier *00 data 2004.xlsx*) par la variation en pourcentage de la production régionale du secteur économique correspondant (fournie par GTAP via la variable *pro(i,r)*). Notons à ce sujet que les données de l'année 2004 doivent être agrégées en respectant l'agrégation régionale et sectorielle réalisée précédemment pour la base de données du modèle GTAP. Ajoutons aussi que si l'année de référence de l'étude n'est pas 2004 il faut alors exclure du calcul de l'impact les variations de productions économique survenant entre l'année 2004 et l'année de référence de l'étude.
2. Calculer les impacts environnementaux unitaires (pour la production de 1kg, 1m³, etc) de chaque processus listé à l'annexe 5. Pour ce calcul il est recommandé d'utiliser la base de données ecoinvent, en s'assurant néanmoins l'inventaire des émissions et substances de chaque processus n'inclut pas plusieurs secteurs économiques modélisés séparément dans les simulations GTAP (cf. section 2.4.4.4.2). De même, il est conseillé de créer des processus de génération de l'électricité tenant compte des spécificités de chaque région modélisées dans les simulations GTAP (cf. section 2.4.4.5).
3. Calculer l'impact environnemental en multipliant la variation réelle de production sur la période de temps considérée de chaque secteur économique par l'impact unitaire de chaque processus pour chaque secteur et chaque région.

Considérant le grand nombre de données à manipuler, il est fortement recommandé d'utiliser un tableur informatique ou un logiciel de base de données pour mener à bien le calcul des impacts indirects. Ce calcul peut être accompli avec Microsoft Excel 2007 à l'aide de formules faisant

appel aux résultats de plusieurs tableaux croisés dynamiques (un exemple est fourni dans le fichier *02 impacts.xlsx*).

3.2.3 Prérequis pour effectuer une ACV-M

3.2.3.1 Modèle GTAP

Deux composants sont essentiels pour utiliser le modèle GTAP : le code source du modèle et la base de données du modèle. Un troisième élément, la suite de logiciels GEMPACK, est également requis lorsqu'il est prévu de modifier le code source du modèle GTAP comme c'est à priori le cas en ACV-M. L'ACV-M a été développée à partir de la version standard du modèle GTAP (version 6.2) avec la base de données GTAP7 et la suite de logiciels GEMPACK (version 10.0).

1. Le code source du modèle GTAP est disponible librement sur le site internet <http://www.gtap.org/>.
2. La base de données GTAP7 a été retirée de la vente en mars 2012 suite au lancement de la base de données GTAP8 (payante et disponible sur le site du modèle GTAP). Ceci n'est cependant pas un problème puisque GTAP8 propose une désagrégation plus importante de l'économie que GTAP7. Ainsi, tout ce qui peut être fait avec GTAP7 peut l'être avec GTAP8. Notons que GTAP8 permet d'utiliser alternativement l'année 2004 ou l'année 2007 comme année de référence.
3. La suite de logiciels GEMPACK peut être achetée sur le site internet <http://www.monash.edu.au/policy/gempack.htm/>.

L'utilisation des logiciels suivants n'est pas obligatoire, mais fortement recommandée :

- GTAPAgg (version 7) pour agréger la base de données du modèle GTAP; et
- RunGTAP (version 5) pour gérer les simulations GTAP.

3.2.3.2 Ecoinvent, méthode d'évaluation des impacts et logiciel d'ACV

La base de données ecoinvent (version 2) peut être achetée sur le site <http://www.ecoinvent.org/>.

Notons qu'une nouvelle version de cette base de données (version 3) devrait être disponible d'ici quelques mois. L'utilisation de cette nouvelle version paraît compatible avec l'ACV-M dans la

mesure où le nom des processus est conservé. Cependant, cette nouvelle version propose de générer, au choix de l'utilisateur, un inventaire dit attributionnel (comme dans la version 2) ou conséquentiel (en se basant sur la méthodologie de l'ACV-C de changements marginaux). Les changements envisagés en ACV-M étant par définition non-marginaux, il sera important d'utiliser la base ecoinvent (version 3) en mode attributionnel, l'inventaire conséquentiel étant indirectement généré par le modèle GTAP.

Pour réaliser les calculs d'inventaire, n'importe quel logiciel d'ACV peut être utilisé pourvu qu'il soit compatible avec ecoinvent. Dans le cas du développement de l'ACV-M, le logiciel SimaPro (version 7) qui peut être obtenu sur le site internet <http://www.pre-sustainability.com/> a été mis à contribution. De même, le choix de la méthode d'évaluation des impacts peut dépendre des objectifs de l'étude. La méthode d'ACV-M a été conçue en utilisant IMPACT2002+ (intégrée dans SimaPro) mais l'utilisation d'une autre méthode serait possible. Considérant que la nouvelle version IMPACTWORLD+ sera prochainement disponible et que cette méthode utilisera en partie des facteurs de caractérisation régionalisés, il paraît judicieux de l'utiliser pour modéliser les impacts économiques régionalisés fournis par GTAP.

3.3 Application de l'ACV-M au secteur énergétique européen

L'utilisation conjointe de l'ACV et du modèle GTAP permet de caractériser les impacts environnementaux suivant un certain nombre de critères : la catégorie d'impacts sur l'environnement, la période, la région et l'activité économique auxquels sont rattachés ces impacts et dont la somme constitue l'impact environnemental global.

Les impacts peuvent être exprimés en tant que somme des impacts environnementaux attribués à un scénario particulier ou en tant que différence d'impacts environnementaux entre deux scénarios.

La première approche permet de visualiser les contributions aux impacts environnementaux de l'évolution des paramètres macroéconomiques (population, capital, PIB, main-d'œuvre), technologiques et politiques. Cette approche permet ainsi par exemple d'évaluer l'efficacité des paramètres politiques et technologiques à endiguer les impacts causés sur l'environnement par les croissances économique et démographique.

La seconde approche permet de comparer deux politiques entre elles et de décider suivant les critères de l'ACV-M et leur pondération par le décideur laquelle est la meilleure.

Dans les deux cas, l'analyse de l'incertitude des résultats fournit des éléments supplémentaires sur les impacts environnementaux potentiels. En particulier, lors de la comparaison de deux politiques, il est possible d'évaluer le nombre de cas, suivant l'incertitude sur un certain nombre de paramètres, pour lequel une politique procure un meilleur score que l'autre pour l'un des critères caractérisant les impacts environnementaux, fournissant ainsi un indice de certitude de comparaison pour le décideur.

3.4 Résumés de la comparaison des politiques énergétiques européennes

L'ACV-M de la politique de bioénergie de l'UE permet de dégager un certain nombre d'observations lesquelles sont résumées dans les paragraphes ci-après. Pour plus de détails sur ces résultats, se référer à Dandres *et al.* (2012).

3.4.1 Impacts de la croissance économique sur l'environnement

3.4.1.1 Contribution relative par rapport aux autres paramètres

Que ce soit pour les périodes 2005-2010 ou 2005-2025 (Figure 3-2), l'ACV-M prévoit une hausse globale des impacts sur l'environnement et que ceux-ci sont essentiellement imputables à la croissance économique, la contribution de l'une ou l'autre des politiques énergétiques de l'UE étant généralement négligeable. Ainsi, les bénéfices du scénario bioénergie relativement scénario de base concernant les émissions de gaz à effet de serre en Europe sont annulés par la croissance économique.

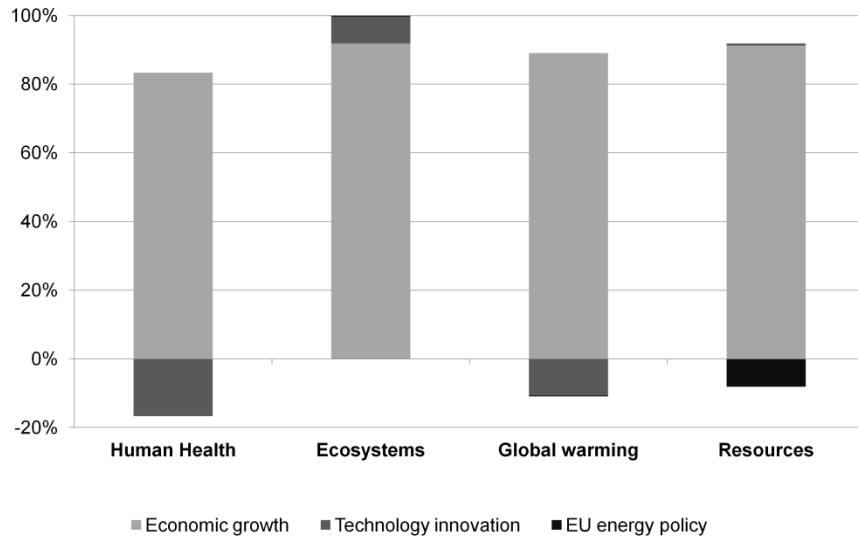


Figure 3-2 : contributions relatives de la croissance économique, de l'innovation technologiques et de la politique de bioénergie aux impacts environnementaux sur la période 2005-2025

3.4.1.2 Impacts environnementaux régionaux

Il apparaît sur la figure 3-3 représentant les impacts environnementaux du scénario bioénergie sur la période 2005-2025 que certaines régions comme l'Amérique du nord, le Moyen-Orient et l'Afrique du nord, l'Union Européenne, l'Asie du sud-est et les anciens pays membres de l'URSS subissent plus d'impacts que d'autres régions comme la Chine et l'Asie du sud. Cette disparité régionale des impacts est directement liée aux différences de développement économique et aux interactions économiques entre différentes régions comme cela est montré dans Dandres *et al.* (2011, 2012).

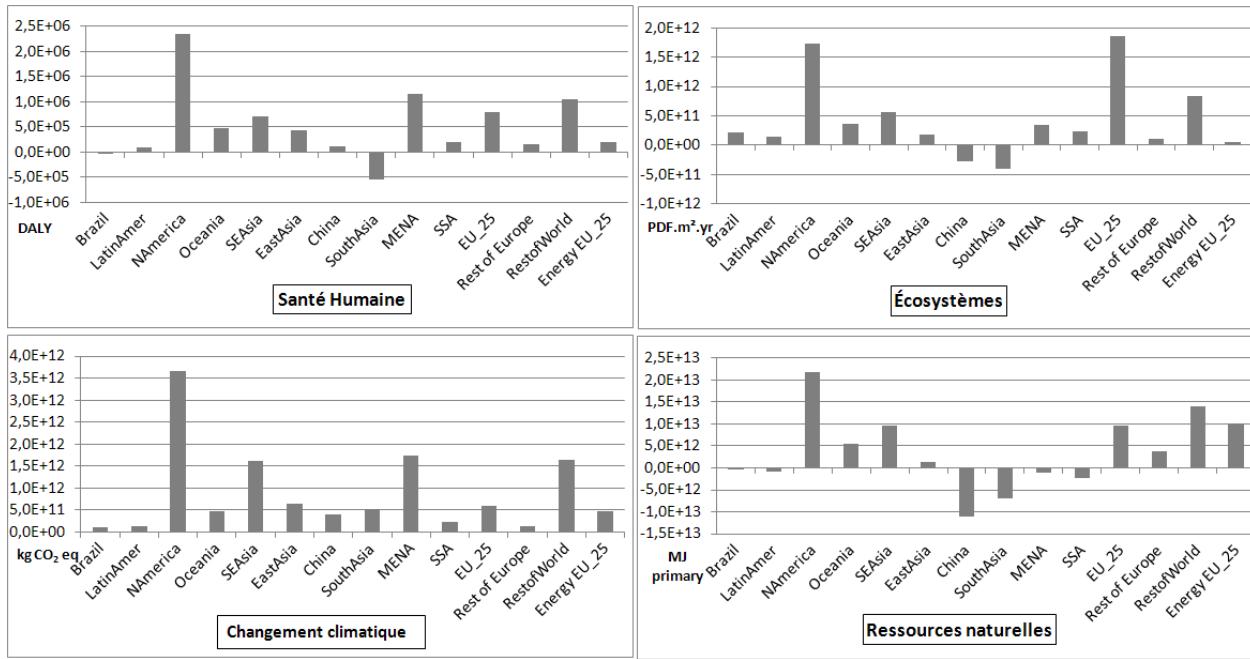


Figure 3-3 : Impacts environnementaux potentiels du scénario bioénergie pour la période 2005-2025 par région et par catégorie de dommage selon la méthode IMPACT200+

Ce résultat peut-être intéressant dans un contexte de gestion globale des impacts environnementaux. Rappelons toutefois que la politique de bioénergie de l'UE n'est responsable que d'une faible partie des impacts, c'est pourquoi la figure 3-3 ne fournit que peu d'informations sur les impacts de cette politique. On observe néanmoins que dans le scénario bioénergie les émissions de gaz à effet de serre continuent d'augmenter dans toutes les régions, y compris au sein de l'UE, sur la période 2005-2025. On note aussi, que la localisation des impacts par région permet d'utiliser des données régionales pour modéliser les processus industriels et leurs impacts sur l'environnement ce qui peut être pertinent lorsqu'une variabilité régionale existe comme c'est le cas par exemple pour la production de l'électricité (Widiyanto *et al.*, 2003) (laquelle a été modélisée spécifiquement par région) et certains processus physico-chimiques impliqués dans la modélisation des impacts des substances (Gallego *et al.*, 2010; Manneh *et al.*, 2010).

3.4.2 Impacts environnementaux de la politique de bioénergie

Pour exprimer les impacts environnementaux du scénario bioénergie, il est nécessaire de comparer ces impacts à ceux du scénario de base afin de filtrer les impacts environnementaux attribués à l'évolution démographique, économique et technologique.

3.4.2.1 Impacts par région et par secteur économique

La figure 3-4 illustre la différence d'impacts environnementaux par catégorie de dommages et par région entre les deux scénarios énergétiques de l'UE pour la période 2005-2025. Il apparaît que les impacts environnementaux sont moins importants dans le scénario bioénergie que dans le scénario de base pour les catégories : santé humaine, changement climatique et consommation des ressources; mais plus importants pour la catégorie : écosystèmes. Au sein de l'UE, les variations d'impacts observées entre les deux scénarios sont en partie prévisibles car il est connu que le recours à la biomasse affecte les écosystèmes et qu'il permet de réduire le recours aux énergies fossiles et donc de réduire la consommation des ressources naturelles non-renouvelables et les émissions de gaz à effet de serre (à condition toutefois que de la biomasse soit replantée au fur et à mesure qu'elle est récoltée). Dans les autres régions, ce sont les conséquences économiques liées à la réduction de la consommation de charbon et à l'augmentation de la demande en bois par l'UE qui permettent d'expliquer les variations d'impacts environnementaux.

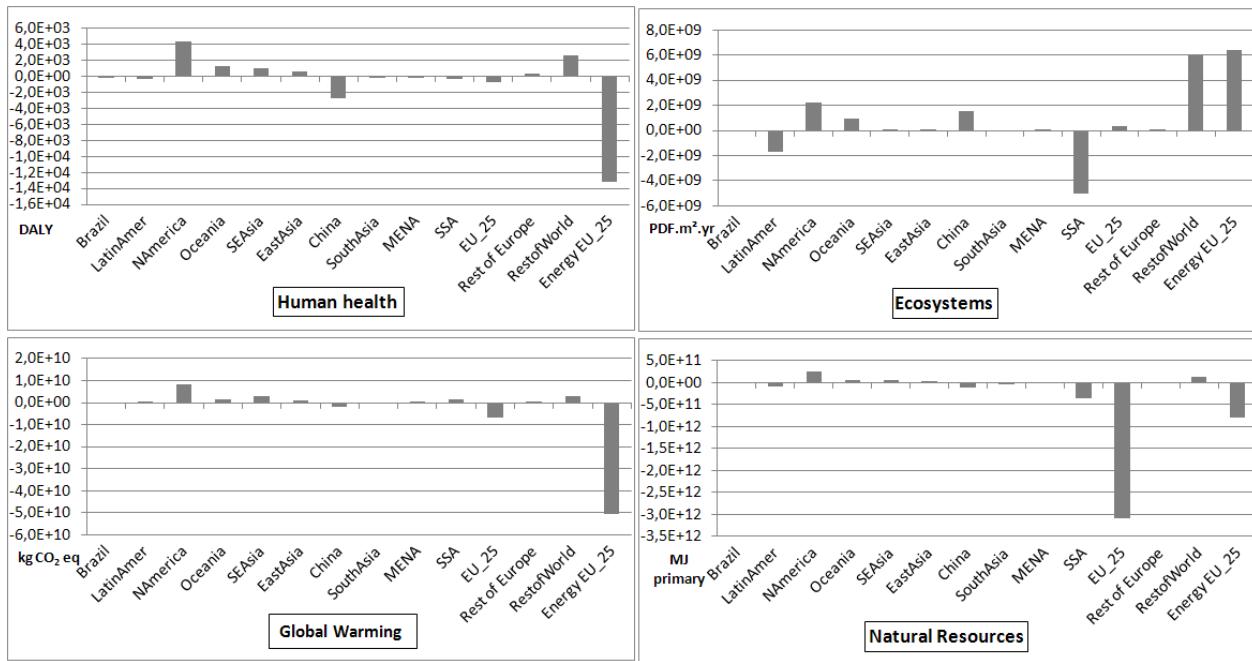


Figure 3-4 : Impacts environnementaux régionaux du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+

En effet, le marché mondial du charbon est largement affecté par la politique de bioénergie de l'UE. La conséquence directe de la réduction de la demande en charbon de l'UE est une réduction des exportations en provenance des deux principales régions, à savoir l'ex-URSS et

l'Afrique du Sud, qui approvisionnent l'UE (jusqu'en 2005). Ce changement provoque une conséquence indirecte en Asie où l'ex-URSS et l'Afrique du Sud augmentent leur présence sur le marché du charbon ce qui affecte l'équilibre local, en particulier pour la Chine qui voit ses exportations réduites par ces deux nouveaux concurrents.

Le marché du bois est également affecté par la politique de bioénergie : une hausse de la production de bois est naturellement observée dans l'UE laquelle conduit à une hausse des impacts sur les écosystèmes relativement au scénario de base. On note également que l'ex-URSS contribue de façon non-négligeable à l'approvisionnement en bois de l'UE. Là encore, le marché asiatique est affecté par le changement survenant en ex-URSS, mais moins que pour le marché du charbon.

La figure 3-5 présente la différence d'impacts environnementaux par catégorie de dommages et par secteur économique entre les deux scénarios énergétiques de l'UE pour la période 2005-2025. On observe qu'en plus des marchés du charbon et du bois, le secteur de l'électricité est également affecté de façon importante par la politique de bioénergie.

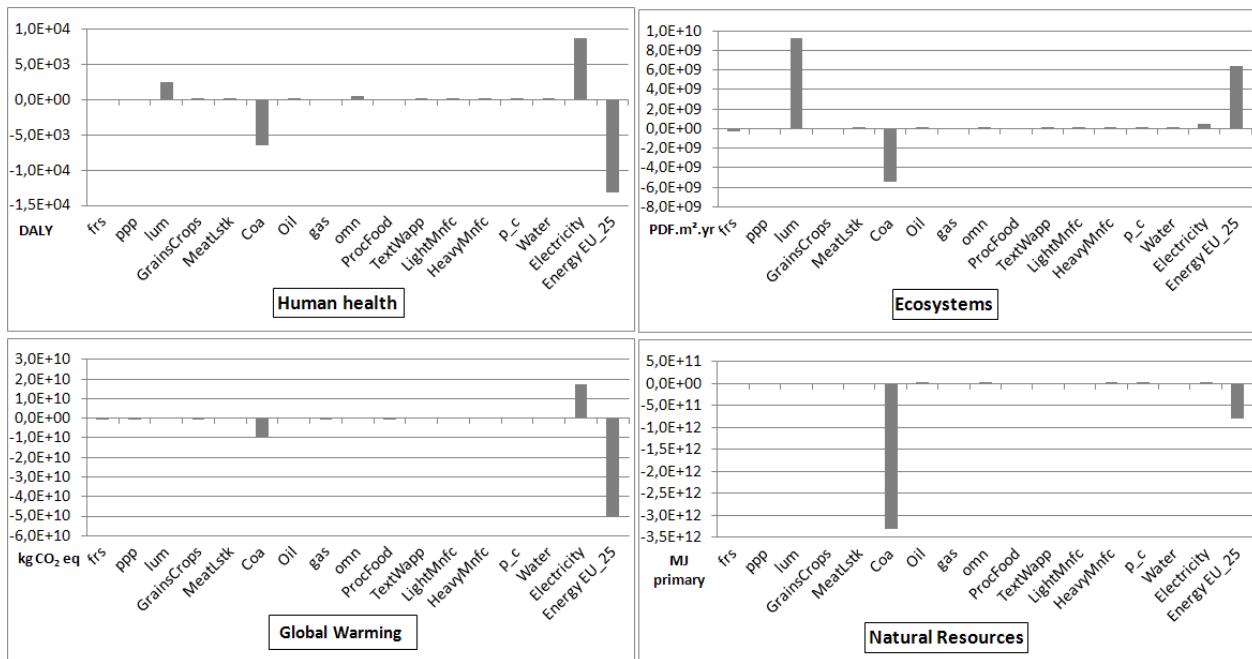


Figure 3-5: Impacts environnementaux par secteur économique du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+

L'augmentation de la production d'électricité dans le scénario bioénergie relativement au scénario de base en Amérique du nord et en ex-URSS est plus difficile à interpréter que les

fluctuations affectant les secteurs du bois et du charbon. En effet, le modèle GTAP étant basé sur les échanges et l'électricité ne transitant pas d'une région à l'autre⁵, les variables calculées par le modèle sont moins pertinentes pour rendre compte des variations régionales de la production d'électricité. Les variations observées en Amérique du nord et en ex-URSS semblent être une conséquence indirecte de la politique de bioénergie. En effet, dans le nouvel équilibre économique observé dans le scénario bioénergie, certains secteurs énergivores (pâtes et papiers, mines et industries lourdes) de ces deux régions se trouvent affectés de façon importante provoquant une hausse locale de la demande énergétique.

3.4.2.2 Analyse temporelle des impacts

La figure 3-6 montre la différence d'impacts environnementaux à l'échelle mondiale entre les deux scénarios prospectifs énergétiques de l'UE pour chaque quinquennat entre 2005 et 2025. Une hausse des impacts environnementaux est systématiquement observée lors de la période 2005-2010. Celle-ci est indirectement causée par l'importante réduction de la demande en charbon de l'UE. En effet, dans le scénario bioénergie, la réduction de la demande en charbon n'est pas linéaire, mais principalement concentrée sur la période 2005-2010. La conséquence de cette importante diminution est dans un premier temps une plus grande disponibilité du charbon dans le scénario bioénergie que dans le scénario de base. Ceci se traduit par une chute du prix du charbon à l'échelle mondiale, incitant la consommation du charbon à court terme. Par la suite, cette augmentation de la demande en charbon fait remonter le prix du charbon contraignant ainsi la demande en charbon. Pour plus de détails sur cet effet rebond, se référer à Dandres *et al.* (2011).

Par la suite, sur la période 2010-2025 le scénario bioénergie montre une réduction globale des impacts environnementaux, toutes catégories de dommages confondues, relativement au scénario de base permettant un meilleur profil environnemental que le scénario de base pour trois des quatre catégories de dommages : santé humaine, changement climatique et consommation des ressources naturelles. Il apparaît néanmoins que la hausse des impacts reliée à l'effet rebond altère considérablement les bénéfices du scénario bioénergie.

⁵ Ou alors à un niveau très local

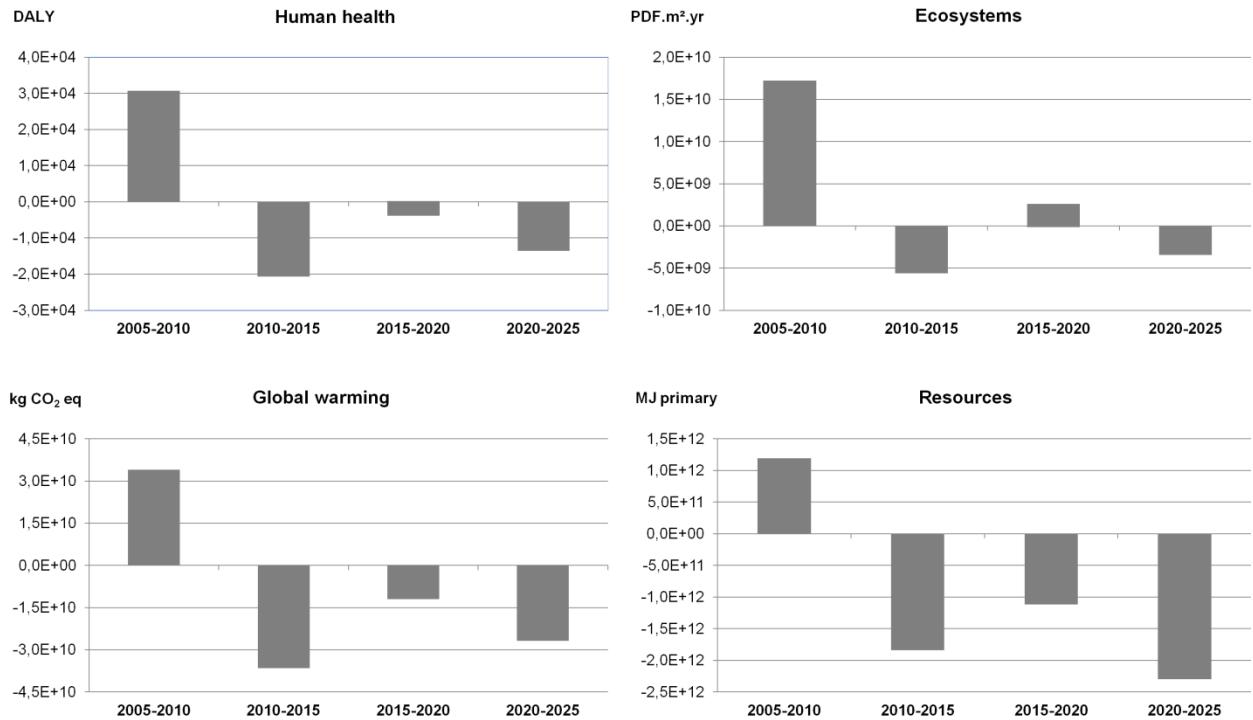


Figure 3-6: Impacts environnementaux en fonction du temps du scénario bioénergie relativement au scénario de base pour la période 2005-2025 selon la méthode IMPACT2002+

3.5 Analyse d'incertitude des résultats

La figure 3-7 résume l'analyse d'incertitude des résultats de la comparaison des scénarios prospectifs énergétiques de l'UE en présentant pour chaque catégorie de dommages la différence des impacts entre les deux scénarios à l'échelle globale et pour la période 2005-2025 et l'index de certitude sur l'identification du scénario qui cause le moins de dommages à l'environnement. Cet index exprime le pourcentage de cas où le signe de la différence d'impact entre les deux scénarios est demeuré constant au cours des simulations de Monte-Carlo. Par exemple, pour le cas I, les chances que le scénario bioénergie cause plus d'impacts que le scénario de base sont de 76,7% pour la catégorie santé humaine, 84,7% pour les écosystèmes alors que les chances sont de 3,0% pour les changements climatiques et de 23,3% pour les ressources naturelles. Les résultats sont exprimés pour les 28 scénarios d'incertitude envisagés (correspondant aux 26 lettres de l'alphabet et aux caractères # et @), lesquels sont décrits dans l'annexe 6.

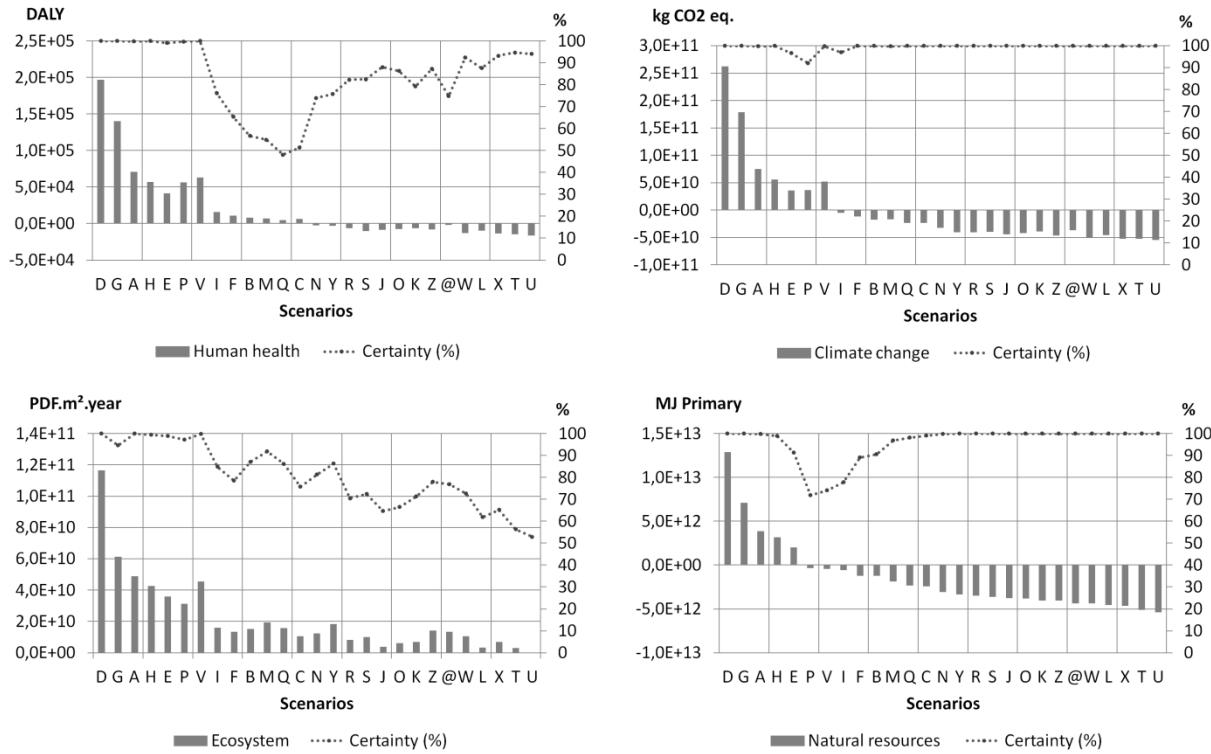


Figure 3-7: Comparaison des impacts environnementaux du scénario bioénergie relativement au scénario de base en fonction des paramètres d'incertitude et index de certitude de la comparaison

La figure 3-7 montre que dans la plupart des cas, la différence d'impacts entre les deux scénarios ne varie pas beaucoup par rapport à la situation de référence (scénario N où les paramètres économiques, technologiques et d'Armington prennent leurs valeurs normales). Seuls quelques scénarios où la croissance économique et/ou technologique est faible (scénarios D, G, A, H, E, P et V) aboutissent à des résultats sensiblement différents. Il apparaît également que la sensibilité face à l'incertitude des paramètres économiques, technologiques et d'Armington varie d'une catégorie de dommage à l'autre. Alors que le scénario bioénergie cause dans les 27 scénarios d'incertitude plus d'impacts sur les écosystèmes que le scénario de base, le scénario bioénergie cause plus d'impacts sur la santé humaine, les changements climatiques et les ressources naturelles dans respectivement 13, 7 et 5 cas. Ceci indique que les résultats pour la santé humaine sont assez incertains alors qu'ils sont plus robustes pour les trois autres catégories de dommages et en particulier pour la catégorie écosystèmes. Cette observation se traduit également par des index de certitudes plus élevés pour les catégories changements climatiques et ressources naturelles (index moyens : 99,4% et 95,8%) que pour les catégories santé humaine et

écosystèmes (index moyens 83,0% et 84,4%) lesquels tombent dans certains cas à des valeurs proches de 50% (scénarios Q et C) signifiant pour ces cas qu'il n'y a aucune certitude qu'un des scénarios énergétiques soit meilleur que l'autre.

Pour le 28^{ième} scénario dans lequel l'Amérique du nord applique, à l'instar de l'UE, une politique de bioénergie, la politique de bioénergie conduit à des impacts sur l'environnement inférieurs à ceux de la politique de base pour les 4 catégories de dommages, et ce, avec un index de certitude de 96,3% des cas. Ce résultat s'explique par une plus grande réduction de l'utilisation du charbon à l'échelle mondiale, cette réduction procurant des bénéfices environnementaux plus importants que les dommages causés par la culture de la biomasse sur les écosystèmes. Il est aussi observé que l'approvisionnement en biomasse de l'UE pour satisfaire sa politique de bioénergie n'est pas affecté par la demande nord américaine en biomasse.

Ainsi, à l'exception de la catégorie de dommages santé humaine, les résultats de l'ACV-M pour l'analyse de la politique de bioénergie de l'UE sont peu affectés par l'incertitude qui pu être comptabilisée. Notons aussi que les valeurs des index de certitude sont vraisemblablement globalement affectées négativement par la surestimation de l'incertitude lors des simulations de Monte-Carlo (à cause de l'utilisation du facteur 2,5 plutôt que d'un facteur compris entre 1 et 2,5 pour caractériser l'incertitude de chaque processus). Ainsi, la comparaison des politiques énergétiques européenne est vraisemblablement plus robuste que ce qui est montré par le calcul d'incertitude.

3.6 Comparaison de l'ACV-M avec l'ACV-P conséquentielle

Tout comme l'ACV-M, l'ACV-P conséquentielle (ACV-PC*)⁶ réalisée conclut que le scénario bioénergie cause moins d'impacts sur les catégories de dommage : santé humaine, changement climatique et ressources naturelles et plus d'impacts sur la catégorie écosystèmes que le scénario de base.

⁶ Le cible inclut une étoile pour faire la distinction avec le cible ACV-PC qui désignerait l'ensemble des approches d'ACV conséquentielle prospective dans lequel est incluse l'ACV-M. L'ACV-PC* est un cas particulier de l'ACV-PC, basé sur les travaux existants en ACV-C et en ACV-P et donc adaptée à priori à l'étude de changements marginaux.

Cependant, alors que les impacts indirects constituent la principale source d'impacts sur l'environnement de chaque scénario prospectif énergétique dans l'ACV-M (la contribution moyenne étant de 98,0%), leur contribution est négligeable dans l'ACV-PC* (la contribution moyenne étant de 1,5%). Ce résultat s'explique par la différence méthodologique entre les deux approches : l'ACV-M modélise l'ensemble de l'économie et inclut la croissance économique alors que l'ACV-PC ne considère que quelques secteurs économiques et ne prend pas en compte l'évolution de l'économie ni des populations. Compte tenu que la croissance économique est responsable de l'essentiel des impacts en ACV-M, il était attendu que les résultats diffèrent sensiblement de ceux de l'ACV-PC.

Par contre, il n'était pas attendu que la contribution des impacts indirects aux conséquences environnementales de l'application de la politique de bioénergie (calculées à la section 4.2.2) soit bien plus importante dans l'ACV-M (entre 16 et 81% suivant la catégorie de dommages) que dans l'ACV-PC (entre 0 et 6% suivant la catégorie de dommages). On peut encore expliquer ce résultat par le plus grand nombre de secteurs économiques modélisés dans l'ACV-M, mais aussi par le nombre de régions intégrées dans l'approche : alors qu'en dehors de l'UE seuls l'Europe de l'est et le Canada sont éventuellement affectés dans l'ACV-PC, l'ACV-M prévoit des conséquences en Amérique du nord, en Chine, en Afrique subsaharienne et dans les anciens pays membres de l'URSS.

Il ressort de la comparaison que l'ACV-PC fournit une vision incomplète des conséquences potentielles de l'application de la politique de bioénergie de l'UE. Ce résultat est parfaitement en accord avec les observations de Berck *et al.* (2002) Kretschmer *et al.* (2009) qui estiment nécessaire d'intégrer l'ensemble de l'économie lorsqu'un changement majeur est étudié comme c'est le cas avec une politique environnementale appliquée à l'échelle internationale afin de ne pas sous-estimer les conséquences potentielles de la politique environnementale.

3.7 Publications et communications scientifiques

Le travail décrit dans les sections 3.4.1 à 3.4.6 a permis de concevoir un nouveau type d'ACV-C : l'ACV macroscopique (ACV-M) visant à étudier des changements importants affectant plusieurs cycles de vie sur le long terme. La description de la méthodologie ACV-M a donné lieu à 2 publications (Dandres *et al.*, 2011, 2012) et 11 communications scientifiques dans des

conférences internationales. Le premier article : Dandres *et al.* (2011), présente le cadre méthodologique de l'ACV-M et son application à l'analyse des politiques énergétiques de l'UE sur la période 2005-2010. Le second article : Dandres *et al.* (2012), complète l'approche développée précédemment en intégrant la dimension temporelle via l'introduction des prédictions de l'évolution des populations, de l'économie et des technologies permettant ainsi de repousser l'horizon d'analyse des politiques énergétiques de l'UE jusqu'en 2025. La comparaison de l'ACV-M avec l'ACV-C est également présentée dans ce second article. Enfin, l'analyse de l'incertitude de la méthode ACV-M est présentée dans un troisième article (Dandres *et al.* in press) qui identifie les sources d'incertitudes de l'ACV-M, recense les méthodes de gestion de l'incertitude existante en modélisation économique et en ACV et propose une approche de gestion de l'incertitude pour la comparaison de scénarios en ACV-M. Cet article souligne également les contraintes matérielles relatives à la gestion de l'incertitude dans le cadre de l'utilisation de modèles mathématiques complexes, problématique qui est également abordée dans le chapitre 5.

CHAPITRE 4 DISCUSSION GÉNÉRALE

4.1 Retour sur l'hypothèse de recherche

L'ACV-M permet de modéliser les conséquences environnementales associées à un changement majeur affectant plusieurs cycles de vie sur le long terme. Il a été montré à la section 4.4 que les résultats étaient sensiblement différents de ceux de l'ACV-C telle qu'elle est pratiquée actuellement. Cependant, il n'est pas possible de démontrer scientifiquement que les résultats de l'ACV-M sont plus proches de la réalité. En effet, pour ce faire il faudrait que la politique de bioénergie de l'UE soit appliquée sur la période 2005-2025 (ce qui n'est déjà pas le cas sur la période 2005-2010) et que les impacts environnementaux soient mesurés sur cette même période (ce qui implique d'attendre au moins jusqu'en 2025). En théorie, une autre possibilité pour comparer les deux approches serait de procéder de façon rétrospective en analysant un changement de grande ampleur survenu dans le passé. Cependant, en pratique cette procédure est assez difficile à réaliser avec un modèle d'équilibre général comme cela est expliqué à la section 5.4.2.2. Dans ces conditions, il paraît nécessaire de postuler que le modèle GTAP fournit une meilleure représentation des changements observés dans l'économie à la suite d'une perturbation majeure que les modèles économiques utilisés actuellement en ACV-C. Ce postulat est néanmoins fondé dans la mesure où le modèle GTAP est largement reconnu dans la communauté des économistes.

Ceci soulève néanmoins la question de l'utilisation en sciences d'outils non-scientifiques mais néanmoins nécessaires à la description de certains phénomènes (l'économie) pouvant affecter des calculs scientifiques (celui des impacts sur l'environnement).

4.2 Contributions scientifiques

L'utilisation conjointe de la méthode ACV et du modèle GTAP pour le développement d'une méthode d'analyse environnementale des changements importants survenant dans les cycles de vie aboutit à une double contribution bénéficiant à la méthode ACV et au modèle GTAP.

4.2.1 Analyse de cycle de vie

4.2.1.1 Identifications des régions affectées

L'approche utilisée actuellement en ACV-C pour modéliser des conséquences sur d'autres cycles de vie via des relations économiques est relativement simple. On peut d'ailleurs s'interroger dans certains cas sur la validité de cette modélisation du fait de sa grande simplicité. À titre d'exemple, dans de nombreuses études portant sur le secteur de l'agro-alimentaire, les auteurs identifient systématiquement les pays affectées par une hausse ou une baisse de la production d'une denrée alimentaire, comme étant ceux qui sont, au moment où est réalisée l'étude, les plus grands producteurs ou les plus grands exportateurs de la dite denrée (Dalgaard *et al.*, 2008; Schmidt, 2004, 2008; Schmidt *et al.*, 2009; Schmidt et Weidema, 2008; Thomassen *et al.*, 2008). En particulier, les cas détaillés ci-après paraissent problématiques.

1^{er} exemple : production des graines de soja

Dans une étude de Schmidt *et al.* (2008), c'est le Brésil qui répondrait à toute hausse de la demande future en graines de soja puisqu'il est attendu, selon ces auteurs, que la production brésilienne de graines de soja soit celle qui augmente le plus entre 2005 et 2015. Cependant, cet argument ne tient pas compte de la quantité totale de graines de soja produites sur la période 2005-2015, suivant ce critère ce seraient les États-Unis qui seraient choisis. De plus, les données de la FAO sur les graines de soja pour la période 2005-2009 montrent que l'augmentation de la production est en fait plus importante aux États-Unis qu'au Brésil (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011). D'où une certaine incertitude sur le choix du pays qui répondrait à la demande future.

Dans une étude similaire, Dalgaard *et al.* (2008) estiment que c'est l'Argentine qui répondrait à toute hausse de la demande future en galettes de graines de soja puisque ce pays est en 2006 le principal exportateur de graines de soja et qu'il connaîtra la plus grande augmentation d'exportation de graines de soja sur la période 2006-2014. La consultation des données du FAPRI (2007) citées dans l'article, révèle que si l'Argentine est bien le principale exportateur de galette de graines de soja en 2006 et sur l'ensemble de la période (53% des exportations mondiales), le Brésil apparaît également comme un exportateur important (27% des exportations mondiales) qui pourrait à priori lui aussi répondre à la demande future en galettes de graines de

soja. Par ailleurs, considérant que les galettes de graines de soja ne sont pas nécessairement exportées depuis le pays producteurs de graines de soja, les États-Unis pourraient également contribuer à satisfaire la demande en galettes de graines de soja.

Il apparaît donc que le choix du Brésil par Schmidt *et al.* ou de l'Argentine par Dalgaard *et al.* est pour le moins discutable compte tenu de l'incertitude sur l'identification du ou des pays qui seraient effectivement affectés par une hausse de la production de graines de soja ou de galettes de ces graines. Or, il est raisonnable de penser que les impacts sur l'environnement seraient différents au Brésil, en Argentine ou aux États-Unis compte tenu que les rendements des terres diffèrent entre ces pays et que la conversion d'écosystèmes naturels en terres agricoles, laquelle pourrait être causée par une augmentation de la production de graines de soja, n'aboutirait pas aux mêmes conséquences environnementales du fait des spécificités des écosystèmes de ces pays.

2^{ième} exemple : production de l'orge

Dans la même étude que celle citée précédemment, Schmidt *et al.* (2008) identifie le Canada comme le pays qui répondrait à toute augmentation de la demande en orge étant donné que le Canada connaît la plus importante augmentation de production d'orge dans le futur. On peut opposer plusieurs arguments concernant ce choix.

D'une part, en quoi la croissance relative des exportations plutôt que la quantité totale des exportations sur une période donnée est-elle un meilleur indicateur du pays affecté par une hausse de la demande. En effet, les données de la FAO montrent que si le Canada est le premier producteur d'orge en 1998, il a cédé sa place depuis à la Fédération de Russie qui demeure le principal producteur au moins jusqu'en 2009 (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011). Pour ce qui est des exportations, le Canada arrive en moyenne en sixième position derrière la France, l'Australie, l'Ukraine et l'Allemagne pour la période 1998-2008, faisant du Canada un contributeur minoritaire des exportations totales d'orge durant cette période.

D'autre part, comme le fait remarquer Kloverpris *et al.* (2010), il y a lieu de s'interroger sur la légitimité de regrouper ensemble toutes les provinces canadiennes et pas tous les pays de l'Union Européenne. En effet, l'Union Européenne a produit et exporté considérablement plus d'orge que le Canada sur la période 1998-2008 (des volumes de production 5 fois supérieur et d'exportation 2 fois supérieur).

Le choix du Canada par Schmidt *et al.* comme principal exportateur d'orge est donc très contestable. Tout comme pour les graines de soja, on est en droit de penser que les impacts environnementaux attribués à une augmentation de la demande en orge pourraient varier sensiblement suivant le pays réellement affecté.

Outre la méthode d'identification des pays affectés, l'approche défendue par la majorité des auteurs d'ACV-C est également contestable par le fait qu'elle n'envisage qu'un seul pays affecté par type de produit. Si cette hypothèse peut être vraie pour une variation marginale de la demande globale, il est raisonnable de penser qu'elle ne l'est plus lorsque la demande globale augmente de façon non-marginale. Or Schmidt *et al.* (2009) utilisent le même type d'hypothèses lorsqu'ils étudient les conséquences d'une augmentation de la production de biodiesel de colza (21 Mtep, soit 10% de la consommation de diesel) à l'échelle de l'Union Européenne à l'horizon 2020. Ainsi, Schmidt *et al.* estiment que seules les cultures d'orge seraient affectées par l'augmentation des cultures de colza et que le Canada compenserait automatiquement l'orge manquant. De même, les coproduits du biodiesel de colza n'affecteraient que la production de graines de soja au Brésil, ignorant ainsi la compétition entre les différents produits pouvant se substituer aux galettes de graines de colza et pays producteurs de ces substituts.

L'ACV-M apporte à ce niveau une contribution très importante en s'appuyant sur des théories économiques plus précises et plus complètes (via l'utilisation du modèle GTAP) que celles actuellement utilisées en ACV-C pour identifier les régions affectées par une variation de la demande d'un produit.

4.2.1.2 Identifications des secteurs économiques affectés et frontières du système

À l'instar de l'approche pour identifier les régions affectées, l'identification des technologies affectées en ACV-C repose sur des hypothèses très simplificatrices comme cela est illustré dans les exemples suivants.

1^{er} exemple : le recyclage

Ekval *et al.* (2004) estiment que le recyclage d'un matériau n'aura de conséquences que sur la production primaire du même matériau excluant ainsi la possibilité d'une compétition avec d'autres matériaux qui rempliraient une fonction équivalente au matériau recyclé. Cette hypothèse peut paraître valable pour le papier dans la mesure où ce matériau, qu'il soit recyclé ou

non, n'a pas de matériau concurrent pour sa fonction principale. Cependant, dans le cas de l'aluminium, l'utilisation de l'hypothèse d'Ekval *et al.* par Frees (2008), on peut mettre en doute la pertinence de cette hypothèse dans la mesure où l'aluminium est utilisé dans un grand nombre de contextes différents pour lesquels d'autres matériaux peuvent entrer en compétition. Par exemple, il n'est pas évident, à priori, que le recyclage d'une canette d'aluminium n'affecte pas du PVC ou du bois utilisé en compétition avec l'aluminium dans la fabrication de fenêtre (cf. <http://www.isothermic.ca/> fabricant de porte fenêtre en PVC, bois et aluminium).

2^{ième} exemple : la production de chaleur

Eriksson *et al.* (2007) évaluent trois types de production de chaleur : à partir de gaz naturel, de biomasse ou de déchets. Ce faisant, ces auteurs ne prennent pas en compte dans leur ACV-C les conséquences d'une augmentation de la demande en gaz naturel ou en biomasse sur les marchés correspondants et reconnaissent qu'il s'agit là d'une limite importante à leur étude. En effet une hausse de la demande pour ces vecteurs d'énergie pourrait affecter leurs prix et donc leur utilisation globale.

Ainsi, on peut douter de la qualité des résultats d'ACV-C dans les cas où des hypothèses trop simplificatrices ont été appliquées pour modéliser la sphère économique. À cet égard l'ACV-M contribue grandement à l'amélioration de l'ACV-C en modélisant par défaut l'ensemble des secteurs économiques ainsi que les liens entre secteurs. De ce fait, un changement survenant dans un cycle de vie affecte potentiellement l'ensemble de l'économie et aucune activité économique ne peut-être omise par méconnaissance ou manque de données. Entre autres, cela permet d'éviter la sous-estimation des conséquences sur un secteur économique donné comme c'est le cas dans l'ACV-PC réalisée, où l'omission des conséquences indirectes sur le secteur du charbon conduit à une sous-estimation importante des impacts sur l'environnement relativement à ceux calculés en ACV-M. De plus, l'ACV-M intégrant l'ensemble de l'économie planétaire, le problème de l'incertitude sur le calcul des impacts environnementaux associé au choix des frontières du système en ACV-C (Gaudreault *et al.*, 2010; Schmidt, 2004) est automatiquement résolu.

4.2.1.3 Reproductibilité des résultats

Un problème important en ACV-C est la faible uniformité des études. En effet, le manque de consensus concernant l'approche laisse une marge de manœuvre importante dans les choix de modélisation des conséquences. Ce problème est particulièrement significatif pour les études

concernant les biocarburants. Reinhard *et al.* (2011) montrent à ce sujet que les résultats d'une ACV-C sur les biocarburants varient beaucoup du fait des hypothèses posées pour modéliser les conséquences. Mullins *et al.* (2011) et Boies *et al.* (2011) identifient les principales sources d'incertitudes sur les émissions de GES des biocarburants comme étant liées à la modélisation des changements indirects d'utilisation des terres et de l'utilisation des fertilisants. En pratique, on observe des approches assez diverses pour la modélisation des impacts indirects des biocarburants : Boies *et al.* (2011) évaluent différentes politiques de biocarburants pour l'état du Minnesota et modélisent les effets indirects d'utilisation de terres de ces politiques en extrapolant les résultats de Searchinger *et al.* (2008). Cependant, les effets associés aux coproduits sur d'autres secteurs de l'économie sont ignorés. Halleux *et al.* (2008) comparent à l'aide de l'ACV-C le bioéthanol au biodiesel et calculent un impact théorique pour l'utilisation des terres basé sur les rendements de croissance de la biomasse et des coproduits générés, mais ne cherchent pas à localiser les terres affectées ni à savoir si des écosystèmes naturels ont été convertis en terres cultivées. Schmidt *et al.* (2009) analysent les impacts environnementaux d'une politique européenne de biodiesel en s'appuyant sur des hypothèses simplificatrices pour identifier les produits et régions affectées.

Ceci explique sans doute pourquoi certains auteurs, comme Fazio *et al.* (2011) ou Spatari *et al.* (2010), préfèrent analyser les biocarburants en suivant la méthode ACV-A plus clairement définie, mais faisant ainsi abstraction de la compétition pour l'utilisation des terres avec l'agriculture et ignorant donc certains impacts indirects importants sur l'environnement.

Dans ce contexte, Bureau *et al.* (2010) estiment que l'ACV n'est actuellement pas adaptée pour étudier les conséquences environnementales d'une hausse non-marginale de la production des biocarburants car leurs impacts sur l'environnement évoluent de façon non-linéaires lorsque la production de biocarburants augmente. C'est pourquoi aussi, Stratton *et al.* (2011) recommandent l'utilisation de modèles économiques pour simuler les changements d'utilisation des terres associés à la culture des biocarburants. Plus précisément, Soimakallio *et al.* (2011) estiment que les modèles d'équilibre économiques pourraient apporter des éléments utiles pour les études sur les biocarburants relativement à la modélisation des conséquences liées aux coproduits et aux changements d'utilisation des terres.

Face à ce problème d'uniformité, l'ACV-M propose un cadre méthodologique clairement défini pour la modélisation des conséquences en ACV-C, améliorant grandement la reproductibilité des résultats. En effet, dans le modèle GTAP, qui est à la base du calcul des conséquences en ACV-M, une perturbation économique aboutit toujours au même déplacement de l'équilibre général. Ainsi, deux personnes réalisant une ACV-M pour un même sujet devraient vraisemblablement trouver des résultats très proches s'ils ont utilisé les mêmes données pour modéliser les cycles de vies et les mêmes méthodes pour évaluer les impacts environnementaux.

4.2.1.4 Modélisation des impacts indirects des biocarburants sur l'environnement

Considérant l'engouement de la communauté internationale pour le développement de la production des biocarburants, on peut considérer que cette nouvelle filière énergétique constitue un enjeu environnemental important au vu des études environnementales déjà réalisées, lesquelles soulignent déjà des impacts potentiels importants sur l'environnement. À cet égard, l'ACV-M pourrait améliorer grandement l'évaluation des impacts indirects en ACV. En effet, bien que dans sa version standard, le modèle GTAP ne soit pas adapté à la modélisation des biocarburants, plusieurs améliorations apportées au modèle permettent désormais d'évaluer les conséquences liées au développement des biocarburants.

1^{ère} amélioration : modélisation de l'utilisation des terres

Ravindranath *et al.* (2007) contribuent à l'amélioration de la modélisation de l'utilisation des terres dans le modèle en introduisant 18 types de terres différents se distinguant entre eux par le nombre de jours par an pendant lequel il est possible de cultiver la terre (6 périodes de 60 jours) et la zone dans laquelle se trouvent les types de terre (tropicale, tempérée ou arctique). Le travail de Ravindranath *et al.* permet ainsi de valoriser les terres les plus utilisées ce qui n'était jusqu'alors pas possible avec l'unique type de terre de la version standard du modèle. Van Meijl *et al.* (2006) améliorent également la modélisation des changements d'utilisation des terres en incorporant des courbes de prix d'utilisation des terres. Ces courbes, basées sur les prix régionaux de location des terres et des coûts de conversion lorsqu'une terre passe d'un secteur économique à un autre, permettent de faire varier la surface de terre cultivée alors que celle-ci est constante dans la version standard du modèle. Ainsi, les courbes de Van Meijl *et al.* permettent de modéliser la conversion d'écosystèmes naturels en terres cultivées, le coût de cette conversion augmentant de façon asymptotique lorsque l'on se rapproche de la limite des terres disponibles

dans la région. Kloverpris *et al.* (2008; 2010) utilisent ces améliorations pour développer un cadre méthodologique de la modélisation des changements d'utilisation des terres en ACV-C. Dans leurs travaux, le modèle GTAP est utilisé pour quantifier les effets indirects des changements d'utilisation des terres et identifier les régions affectées par une augmentation européenne de la demande en céréale.

2^{nde} amélioration : la modélisation des biocarburants et de leurs coproduits

Dans la version standard du modèle GTAP il n'existe pas de secteurs économiques dédiés spécifiquement aux cultures impliquées dans la production des biocarburants ni aux processus de synthèse des biocarburants. Ceci pose deux problèmes pour la modélisation des biocarburants dans la version standard du modèle : d'une part, une augmentation de la production de biodiesel se traduit obligatoirement par une augmentation de la production de toutes les plantes oléagineuses sans faire la distinction entre celles qui seraient utilisées par le secteur alimentaire et celles qui le seraient par le secteur de la production de biodiesel. Et d'autre part, la production de biocarburants étant marginale en 2004 (année de référence de la base de données du modèle), l'absence de secteurs de synthèse de biocarburants empêche la modélisation d'une possible contribution du secteur agricole à la production de carburant pour le secteur des transports.

Pour pallier les limites du modèle standard Taheripour *et al.* (2007) et Birur *et al.* (2008) introduisent les biocarburants dans le modèle et sa base de données et propose une nouvelle version nommée GTAP-BIO. Par la suite, Taheripour *et al.* (2010) intègrent les effets des coproduits associés aux biocarburants dans le modèle GTAP-BIO. La version résultante est intitulée GTAP-BYP. Sans changer profondément les résultats des études de biocarburants avec GTAP-BIO, la prise en compte des coproduits par le modèle réduit légèrement les conséquences en termes de changement d'utilisation des terres. En effet, les coproduits (résidus agricoles) résultants de la synthèse des biocarburants peuvent être utilisés pour nourrir le bétail, réduisant ainsi les besoins de production en nourriture animale et donc de la demande en terre du secteur agricole. Récemment, Taheripour *et al.* (2011) ont incorporé le rôle de l'irrigation dans la modélisation des changements d'utilisation des terres de GTAP-BYP. Encore une fois, les résultats ne sont pas très différents de ceux obtenus précédemment, mais ils montrent que ne pas faire la distinction entre l'eau de pluie et l'irrigation entraîne une sous-estimation des changements indirects d'utilisation des terres.

Actuellement, le modèle GTAP-BYP est disponible pour les utilisateurs de la base de données GTAP7 (celle utilisée en ACV-M) dans une version bridée où l'agrégation des régions et des secteurs économiques ne peut être changée. Cependant, la version complète sera disponible pour les acquéreurs de la base de données GTAP8 prévue pour février 2012 laquelle diffère de GTAP7 par un plus grand nombre de régions désagrégées (129 contre 113 dans GTAP7), une année de référence plus récente (2007 contre 2004) et des données supplémentaires comme celle pour distinguer les différents types de terres introduits par Ravindranath *et al.* (2007).

L'ACV-M étant basée sur l'utilisation du modèle GTAP, elle bénéficie de facto des plus récents développements du modèle. Ainsi, le modèle GTAP-BYP avec la base de données GTAP8 pourraient être utilisés en ACV-M ce qui améliorerait de façon importante la modélisation des conséquences indirectes liées au développement des biocarburants en ACV. Notons aussi que des travaux sont en cours pour intégrer les biocarburants de deuxième génération (à base de résidus de biomasse) dans le modèle GTAP (Taheripour et Tyner, 2011).

4.2.1.5 Modélisation des effets rebonds

En économie, on peut définir un effet rebond comme étant une augmentation de consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie (Scheider, 2003). Par exemple, la mise à la disposition du public de voitures consommant moins de carburant permet au public de réduire ses frais de déplacement. Un effet rebond serait que les économies réalisées par le public soient utilisées pour acheter plus de carburant afin de parcourir de plus longues distances. Selon Ekvall (2002) ce genre d'effet est particulièrement difficile à modéliser en ACV-C et cela explique sans doute le petit nombre d'ACV incluant ce genre d'effet. Il n'existe actuellement pas de méthode pour modéliser les effets rebonds, mais on trouve quelques études où le comportement des consommateurs face à une diminution du prix d'un bien (Thiesen *et al.*, 2008) ou l'amélioration d'une technologie (Takahashi *et al.*, 2004) est évaluée à l'aide de questionnaires adressés aux consommateurs. Girod (2011) propose un système d'équations pour modéliser les effets rebonds affectant les consommateurs finaux, basés sur les dépenses budgétaires régulières de ce type de consommateurs. Cette approche paraît toutefois assez complexe et nécessite un grand nombre de données pour modéliser le budget et le comportement des consommateurs finaux. Certains auteurs identifient les variables pouvant être affectées par un effet rebond lié au télétravail (Kitou et Horvath, 2008) ou à l'implantation d'un nouveau mode de

transport plus rapide (Spielmann *et al.*, 2008) et construisent des scénarios pour envisager les différents impacts possibles sur l'environnement. Weidema *et al.* (2008) distinguent 4 types d'effets rebonds suivant la contrainte qui est affectée : le prix, la technologie, le temps ou l'espace. Pour ces auteurs, l'effet rebond sur la demande d'un bien, causé par un changement de prix du bien, peut être modélisé en faisant intervenir l'élasticité du prix du bien concerné. Pour les 3 autres types d'effets rebonds, ces auteurs estiment qu'il n'y a pas de données d'élasticité suffisamment précises pour les modéliser. Ekvall (2002) est d'avis que les modèles d'équilibre général seraient capables dans certains cas de modéliser les effets rebonds. On note à ce sujet, dans le contexte de l'application de la politique de bioénergie de l'UE, que le modèle GTAP est en mesure de modéliser un effet rebond affectant le secteur du charbon et d'autres effets très indirects (comme la perturbation du marché du charbon en Asie suite aux changements dans les exportations de l'ex-URSS et de l'Afrique du Sud eux-mêmes causés par la réduction de la demande en charbon de l'UE) (Dandres *et al.*, 2011). L'ACV-M pourrait donc potentiellement, sans nécessité de données supplémentaires, prendre en compte les effets rebonds de grande envergure (compte tenu de la nature macroscopique du modèle GTAP) affectant un ou plusieurs secteurs économiques.

4.2.1.6 Modélisation conséquentielle dynamique

Jusqu'à présent, toutes les ACV-C réalisées l'ont été dans un cadre statique où le système d'arrière-plan n'évoluait pas dans le temps, mis à part dans les études réalisées par :

- l'Agence pour la protection de l'environnement (United States Environmental Protection Agency, 2010) où des prédictions de l'évolution de la population à l'horizon 2022 semblent avoir été utilisées pour calculer certains paramètres des conséquences liées au développement des biocarburants aux États-Unis;
- Gielen *et al.* (1998) où l'évolution du capital, de la demande et des technologies du secteur électrique modélisé à l'aide du modèle d'équilibre partiel MARKAL est prise en compte.

Si l'hypothèse d'un système d'arrière-plan invariant est plausible pour un changement rapide ayant des conséquences limitées dans le temps, elle ne l'est plus si le changement ou ses conséquences s'étirent pendant une certaine période. À titre d'exemple on peut mentionner le cas

où serait réalisée une ACV-C concernant l'implantation d'une nouvelle usine dans une région. Supposons que la méthode de Weidema (2003) permette d'identifier une centrale au gaz naturel comme étant la source marginale d'électricité pour cette nouvelle usine. Les impacts environnementaux attribués à la consommation électrique de la nouvelle usine seraient donc calculés à partir du cycle de vie de la centrale au gaz naturel. Supposons maintenant que la construction de la nouvelle usine dure 2 ans et, qu'au cours de cette période, de nouveaux logements soient également construits dans la même région. Supposons que la demande électrique des logements et de l'usine dépasse la capacité de la centrale au gaz naturel. Dans ce cas, une autre centrale électrique doit participer à l'approvisionnement électrique des logements et de l'usine. Supposons que cette centrale soit une centrale utilisant de la biomasse comme combustible. Alors, dans la mesure où il est impossible de déterminer qui, des logements ou de l'usine, s'approvisionne à partir de l'une ou l'autre des centrales électriques, le calcul des impacts environnementaux devrait être pondéré en fonction de la demande des deux types de client et de la production d'électricité de chaque usine. Ces impacts étant à priori très différents par unité d'électricité générée pour ces deux types de centrale, il apparaît que la prise en compte de l'évolution de l'arrière-plan peut avoir des conséquences importantes dans le calcul des impacts environnementaux en ACV-C.

À cet égard, l'ACV-M apporte une amélioration à l'ACV-C dans la mesure où le modèle GTAP utilisé pour simuler les conséquences des changements étudiés permet de prendre en compte les évolutions économique et démographique du système étudié et du système d'arrière-plan. Ce faisant, les interactions entre les conséquences du développement des activités humaines et du projet étudié sont prises en compte. Ainsi, on peut observer dans Dandres *et al.* (2011) que les impacts économiques et environnementaux de la politique de bioénergie de l'UE sur la période 2005-2010 sont complètement différents suivant que l'évolution des paramètres économique et démographique est prise en compte ou pas.

Outre les aspects économique et démographique, l'évolution des technologies peut également affecter les résultats d'une ACV-C comme le montre Sanden *et al.* (2007) dans le cas du secteur énergétique. Néanmoins, on trouve peu d'ACV-C incluant l'évolution des technologies du système étudié et aucune incluant l'évolution des technologies pour le système d'arrière plan. Chen *et al.* (2012) proposent une méthode pour évaluer l'impact environnemental des nouvelles technologies en ACV-C et Gielen *et al.* (1998) et Pehnt *et al.* (2008) intègrent l'évolution des

technologies dans leur modélisation du secteur électrique via l'utilisation de modèles économiques.

Là encore, l'ACV-M permet d'améliorer la modélisation des technologies en ACV-C en prenant en compte l'impact économique du développement technologique de l'ensemble des secteurs économiques sur une période donnée plutôt que du seul secteur électrique comme c'est le cas dans les études précédemment citées. À titre d'exemple on peut évoquer Dandres *et al.* (2012) où le développement des technologies du secteur tertiaire favorise particulièrement son développement en Asie du sud sur la période 2005-2025, occasionnant de ce fait un accroissement significatif de la demande en eau et des impacts sur les écosystèmes relativement à la situation où les technologies n'évoluent pas dans le temps.

Tout comme pour la modélisation des changements de l'utilisation des terres, certains travaux ont été menés pour améliorer la modélisation de l'évolution des technologies dans GTAP. Ainsi, Van Meijl *et al.* (1999) introduisent dans le modèle la possibilité, pour une région, d'améliorer ses technologies en fonction de ses échanges économiques avec des régions possédant des technologies plus avancées et sa capacité à maîtriser des technologies nouvelles.

4.2.1.7 Désagrégation temporelle partielle des impacts environnementaux

Grâce à l'utilisation de simulations dynamiques récursives en ACV-M, les impacts environnementaux par région et par secteur économique peuvent être exprimés en fonction de la période de temps au cours de laquelle ils surviennent. Toutefois, il ne faut pas perdre de vue que les impacts environnementaux calculés avec la méthode IMPACT2002+ sont une agrégation des impacts survenant pendant toute la durée du cycle de vie des produits étudiés. Ainsi, en ACV-M un impact environnemental attribué à une période s'étend vraisemblablement en partie aux périodes postérieures compte tenu que la durée des cycles de vie impliqués dépasse la durée correspondant à chaque simulation récursive (5 ans dans le cadre de l'étude de cas). La désagrégation temporelle des impacts est donc partielle en ACV-M, mais permet néanmoins une modélisation temporelle des impacts plus précise qu'en ACV-C ce qui devient pertinent dans une optique d'ACV dynamique où les impacts environnementaux du cycle de vie sont désagrégés année par année (Levasseur *et al.*, 2010). D'un point de vue décisionnel, la désagrégation temporelle partielle des impacts permet aussi d'optimiser les retombées environnementales d'une politique qui s'appliquerait sur une longue période comme cela est illustré à la section 5.2.3.

4.2.2 Modèle GTAP

De nombreuses études environnementales ont été réalisées à l'aide du modèle GTAP⁷. Cependant, aucune d'entre elles n'utilise les résultats du modèle pour calculer un ensemble d'impacts sur l'environnement comme c'est le cas en ACV (les deux ACV mentionnées précédemment intègrent seulement les résultats du modèle GTAP pour évaluer des changements d'utilisation des terres (Kloverpris *et al.*, 2010; United States Environmental Protection Agency, 2010)). Généralement, l'évaluation des impacts environnementaux dans les études GTAP se restreint à la quantification des émissions de quelques substances (une dizaine) dans l'environnement en se basant sur des facteurs d'émissions propres à chaque secteur économique (Britz et Hertel, 2009; Golub *et al.*, 2009; Hertel *et al.*, 2010). En ACV-M, les données collectées lors de la phase d'inventaire permettent de prendre en compte un nombre considérablement plus important de substances (quelques milliers) et de modéliser leur devenir dans l'environnement afin de calculer leur impact potentiel suivant plusieurs catégories de dommages. Ainsi, l'ACV-M permet d'améliorer considérablement les évaluations environnementales conduites avec le modèle GTAP en accroissant le nombre de substances prises en compte et en modélisant leur devenir dans l'environnement.

4.2.3 Développement et optimisation des politiques environnementales

En combinant la méthode ACV et le modèle GTAP pour analyser les sphères économique et environnementale, l'ACV-M se positionne comme étant un nouvel outil d'analyse environnementale des politiques appliquées à grande échelle. L'ACV-M répond à un besoin de planification du développement des activités humaines, lesquelles sont de plus en plus contraintes par les problématiques environnementales (pluies acides, eutrophisation des eaux de surface, amincissement de la couche d'ozone, changement climatique, etc.). Certains auteurs soulignent d'ailleurs la nécessité d'analyser les politiques de développement en adoptant une vision très globale des problèmes et de leurs solutions afin de prendre en compte les effets indésirables dans l'évaluation de ces politiques (Greening *et al.*, 2000; Hofstetter et Norris, 2003; Searchinger *et*

⁷ 407 publications traitant de la bioénergie, des changements climatiques ou de l'environnement en général disponibles sur le site du modèle GTAP (en date du 10 février 2012).

al., 2008). Dans ce contexte, l'ACV-M peut être utilisée pour réaliser l'évaluation environnementale d'une politique impliquant des changements importants dans l'économie d'une région. Dans un premier temps, l'ACV-M permet d'identifier les sources importantes d'impacts environnementaux. À titre d'exemple, on peut mentionner l'évaluation de la politique européenne de bioénergie (Dandres *et al.*, 2011, 2012) où il apparaît que l'effet rebond affectant le secteur du charbon sur la période 2005-2010 provoqué par la baisse de la demande européenne en charbon occasionne d'importants impacts sur l'environnement comparativement à une situation où la politique de bioénergie ne serait pas appliquée. Dans un second temps, la politique est modifiée de manière à éviter les effets indésirables observés lors de sa première analyse avec l'ACV-M. Dans le cadre de l'étude de cas, le scénario bioénergie étudié correspond à une situation où le développement des énergies renouvelables est poussé à son maximum. Dans cette optique, il semble que le développement des énergies renouvelables soit mis en jeu le plus rapidement possible afin de réduire la consommation européenne de charbon. On observe en effet que le développement des énergies renouvelables esquissé dans le scénario bioénergie survient essentiellement au cours de la période 2005-2010. S'il est avéré que la brutale diminution de la demande européenne en charbon est à l'origine de l'effet rebond affectant le secteur économique du charbon, les bénéfices environnementaux de la politique de bioénergie pourraient être améliorés en homogénéisant la croissance des énergies renouvelables et de la diminution de la consommation du charbon en Europe sur la période 2005-2025. La politique de bioénergie pourrait être modifiée en ce sens et analysée de nouveau avec l'ACV-M. La comparaison des résultats de l'ACV-M de la première et de la seconde version de la politique de bioénergie permettrait d'identifier si un gain environnemental est effectivement obtenu en homogénéisant dans le temps le développement des énergies renouvelables et de la consommation du charbon en Europe. Ainsi, en procédant de façon itérative, il paraît possible d'optimiser les bénéfices environnementaux d'une politique en minimisant ses effets indésirables.

Par ailleurs, l'ACV-M permet d'identifier les principales sources d'impacts environnementaux pour un contexte donné et donc de définir des objectifs pertinents pour une réduction significative des impacts sur l'environnement. Dans le cadre de l'étude de la politique européenne de bioénergie on a pu observer que la croissance économique était la principale source d'impacts sur l'environnement. Dès lors, on peut s'interroger sur la pertinence d'améliorer la performance environnementale du système énergétique européen plutôt que de repenser la croissance

économique en vue de réduire ses impacts environnementaux. En effet, l'ensemble des impacts sur l'environnement augmente dans l'UE à l'horizon 2025 du fait de la croissance économique et si l'application de la politique européenne de bioénergie permet de réduire les impacts attribués à la consommation des ressources naturelles d'environ 25%, les impacts sur la santé humaine et les changements climatiques ne sont diminués que de 0.1% et 1.1% (les impacts sur les écosystèmes étant augmentés de 0.02%).

Notons aussi, qu'en utilisant un inventaire temporel dynamique des substances émises et consommées par chaque cycle de vie, l'ACV-M permettrait de vérifier que des contraintes environnementales temporelles telles que les quotas d'émissions affectant certaines périodes (comme la réduction des émissions de GES visée par le protocole de Kyoto prévue pour 2008-2012) soient effectivement respectées en tout temps par une politique en particulier.

Enfin, l'analyse d'incertitude conduite dans Dandres et al. (2012b) permet d'identifier les facteurs clefs de l'incertitude, lesquels déterminent les résultats d'une comparaison entre deux scénarios. Ainsi, dans le cadre de l'évaluation de la politique européenne de bioénergie, il est montré que la politique de bioénergie aurait une meilleure performance environnementale qu'un prolongement de la politique européenne actuelle à condition que la croissance économique et/ou le développement des technologies ne soient pas trop faibles. D'un autre côté, on vient de voir que la croissance économique constituait une source importante d'impacts sur l'environnement. Ainsi, l'atteinte d'un certain taux de croissance économique (moyen ou fort) pour assurer les bénéfices environnementaux de la politique européenne de bioénergie est pour le moins paradoxale si l'on cherche à minimiser les impacts sur l'environnement.

4.3 Limites de l'analyse de cycle de vie macroscopique

4.3.1 Le champ d'application

L'ACV-M est conçue pour étudier des changements d'importance survenant à grande échelle. Ainsi, il est inapproprié d'utiliser cette méthode pour analyser les conséquences d'un changement marginal survenant dans le cycle de vie d'une usine en particulier. On note qu'il n'est, à priori, pas évident de déterminer à partir de quand une perturbation est suffisamment importante pour être perceptible par le modèle GTAP et peut donner lieu à des conséquences environnementales

modélisables en ACV-M. Cependant, des simulations préliminaires permettent de déterminer rapidement si l'ACV-M peut être utilisée pour une étude de cas donnée.

4.3.2 Approximations

Le calcul des conséquences environnementales en ACV-M est fait avec quelques approximations dues à l'agrégation de la base de données du modèle GTAP. En effet, les variations de production des secteurs économiques sont utilisées pour modéliser les variations des sous-secteurs économiques, ignorant les disparités possibles entre les sous-secteurs. Ainsi, lorsqu'une augmentation de 3% est prévue pour le secteur du bois dans une région donnée, c'est tous les types de bois qui voient leur production augmenter de 3% dans la région considérée même s'il est peu probable que dans la réalité chaque sous-processus évolue comme la moyenne des sous-processus (le secteur économique). Considérant que chaque processus a un profil environnemental qui lui est propre, il y a là une incertitude sur les impacts environnementaux calculés. Pour solutionner ce problème, il faudrait désagréger les sous-secteurs à un niveau correspondant à celui de la base de données ecoinvent et effectuer les simulations GTAP avec cette base complètement désagrégée. Cependant, le nombre de secteurs économiques deviendrait tellement élevé qu'il ne serait plus possible de résoudre les simulations GTAP (du moins pas avec un ordinateur conventionnel). En effet, la base de données actuelle comptant 57 secteurs et 113 régions doit être agrégée pour que les équations du modèle soient solubles par un ordinateur conventionnel. Les variations de production des sous-secteurs pourraient néanmoins être obtenues de façon indirecte en effectuant plusieurs simulations GTAP avec à chaque fois une agrégation différente de la base de données de manière à isoler certains sous-secteurs. Au terme des simulations chaque secteur aurait été modélisé indépendamment. Notons aussi, que les futures mises à jour de la base de données GTAP fourniront vraisemblablement une description plus détaillée de l'économie en atteignant un plus grand niveau de désagrégation.

4.3.3 L'évolution des technologies

La modélisation des technologies est relativement imprécise (hormis pour le secteur énergétique de l'UE) car la qualité des données est plutôt faible étant donné que dans la plupart des cas ont été utilisées :

- des données de productivité plutôt que données technologiques

- des données passées plutôt que des projections futures
- des données pour un secteur plutôt que pour chaque sous-secteur⁸

De plus, l'innovation technologique n'a été modélisée que dans GTAP en termes d'efficacité des processus et non pas dans ecoinvent afin d'éviter un problème de double comptage de l'innovation technologique. Cependant, l'innovation technologique ne concerne pas seulement l'efficacité d'une technologie, mais aussi les émissions des substances qu'elle émet lors de son utilisation. Or cet aspect n'est pas pris en compte dans l'ACV-M hormis pour le secteur énergétique de l'EU. Ceci n'est toutefois pas nécessairement une limite importante, car la modélisation des technologies est la même dans les deux scénarios comparés. Compte tenu que dans chaque scénario ce sont les mêmes processus technologiques qui sont mis en jeu on peut s'attendre à ce que la partie commune de l'incertitude sur l'innovation technologique ne nuise pas de façon importante pas à leur.

4.3.4 Le futur

Le calcul des conséquences d'une perturbation majeure en ACV-M repose sur l'utilisation du modèle GTAP lequel modélise l'économie en fonction des intrants alimentants le modèle. La méthode développée dans cette thèse propose de prendre en compte l'évolution globale de l'économie à travers un certain nombre d'indicateurs. Cependant, outre ces indicateurs, d'autres facteurs peuvent influencer l'évolution économique globale. On peut citer : les crises financières, les embargos, les politiques internationales (survenant en plus de celle étudiée), les guerres, les catastrophes naturelles. Or, il est vraisemblable que les simulations du modèle GTAP soient affectées par ces facteurs. Néanmoins, la prise en compte de tous ces facteurs nécessiterait de définir des scénarios prospectifs compatible avec la structure du modèle GTAP (ou d'adapter le modèle) pour chacun d'entres eux ce qui constitue un travail conséquent. Il est difficile d'évaluer l'impact précis de l'omission de ces facteurs sur les résultats d'une ACV-M, mais on constate lors de l'analyse de l'incertitude des résultats que la comparaison des deux politiques énergétiques européennes est peu affectée par le changement des contextes technologique et économique représentés dans les 28 scénarios prospectifs.

⁸ À cause du problème d'agrégation de la base de données GTAP7

4.3.5 L'incertitude

La principale limite de l'ACV-M est probablement l'incertitude sur ses résultats et le manque de moyens pour gérer cette incertitude comme cela est discuté dans Dandres *et al.* (in press). En effet, si l'analyse d'incertitude présentée à la section 4.3 montre que les résultats sont relativement robustes, l'approche utilisée ne prend pas en compte toute l'incertitude de la méthode. En particulier, l'incertitude du modèle GTAP, l'incertitude des données des bases de données internationales, l'incertitude sur le couplage des bases de données et l'incertitude sur les mécanismes conduisant aux impacts sur l'environnement (les données d'incertitude de la base de données ecoinvent ne concernent que l'inventaire des substances, pas celle de leurs effets sur l'environnement) ne sont pas estimées. Par ailleurs, si l'utilisation d'un facteur 2,5 pour augmenter la déviation standard de l'ensemble des processus lors des simulations de Monte-Carlo peut paraître surestimer l'incertitude en considérant des conditions très incertaines pour l'ensemble des processus, on peut néanmoins s'interroger sur la validité de ce facteur compte tenu du manque de transparence quant au calcul mathématique réalisé dans SimaPro pour calculer les déviations standards des densités de probabilité d'un processus ecoinvent. Aussi, les simulations de Monte-Carlo ont été réalisées pour chaque processus de façon indépendante bien que dans la réalité, certains processus sont corrélés entre eux. Ainsi, lors des simulations de Monte-Carlo, les tirages aléatoires de chiffres ont été réalisés sans tenir compte de ces possibles corrélations ce qui surestime globalement l'incertitude sur les résultats.

C'est pourquoi l'analyse d'incertitude réalisée dans cette thèse doit être vue comme préliminaire. Le fait que l'incertitude mesurée n'affecte pas sensiblement la comparaison des deux politiques énergétiques européennes valide la poursuite des travaux d'incertitude en ACV-M. En effet, si l'analyse d'incertitude avait conclu que l'incertitude sur les résultats était trop importante pour que l'ACV-M puisse servir d'outil d'aide à la décision, alors il aurait pu être conclu qu'il n'était pas pertinent de poursuivre ces travaux.

Sur cette base, plusieurs recommandations peuvent être émises pour améliorer la gestion de l'incertitude et la qualité des résultats en ACV-M.

CHAPITRE 5 RECOMMANDATIONS

5.1.1 Données additionnelles

Plusieurs types de données sont requis pour améliorer les résultats de l'ACV-M. D'une part des données d'inventaire de type ecoinvent sont nécessaires pour permettre de modéliser l'ensemble des secteurs économiques du modèle GTAP. En effet, comme cela est résumé dans le tableau 3.3 certains secteurs ne sont actuellement pas modélisés en ACV-M alors que d'autres ne le sont que de façon partielle. D'autre part, des données issues de bases internationales pour l'année de référence du modèle GTAP sont aussi requises pour modéliser le niveau d'activité de certains secteurs économiques. Ainsi, des données sur les masses transportées et les distances parcourues pour chaque type de transport par région permettraient de modéliser directement le secteur des transports plutôt que de l'inclure dans les processus d'arrière-plan comme c'est actuellement le cas en ACV-M. De même, les quantités de chaleur et les technologies utilisées pour la générer permettrait de modéliser directement ce secteur et de rendre compte des disparités régionales au niveau des processus industriels comme cela a été fait pour le secteur de l'électricité. Enfin, idéalement, des données supplémentaires pour tenir compte des disparités régionales des processus industriels seraient souhaitables pour améliorer la base de données ecoinvent dont la plupart des données correspond à une réalité européenne.

5.1.2 Gestion de l'incertitude

5.1.2.1 Données supplémentaires

D'autres données sont également requises pour améliorer la gestion de l'incertitude : ceci concerne d'une part, l'incertitude sur les données tirées des bases de données internationales et d'autre part, des données sur l'incertitude des processus environnementaux faisant le lien entre l'émission d'une substance et ses impacts sur l'environnement. Dans l'ACV-M actuelle, ces données étant absentes, l'incertitude pour les grandeurs correspondantes est considérée comme nulle ce qui aboutit à une sous-estimation de l'incertitude finale sur les résultats.

5.1.2.2 Incertitude du modèle GTAP

Une évaluation de l'incertitude intrinsèque au modèle GTAP paraît nécessaire. Idéalement, une comparaison des résultats du modèle avec des données historiques devrait être accomplie. Cependant, ce type de comparaison est rendu difficile de par la nature du modèle. En effet, GTAP comme les autres modèles d'équilibre général non-linéaire, utilise une base de données correspondant à une certaine année de référence (2004 dans le cas de GTAP7). La qualité des résultats des simulations du modèle diminue dès lors qu'on s'éloigne de l'année de référence. Or, une comparaison des résultats du modèle nécessiterait de considérer au moins une décennie ce qui nécessiterait de mettre à jour la base de données du modèle en effectuant des simulations récursives comme cela est fait en ACV-M, mais ce type de mise à jour demeure imparfait car il ne permet pas de changer tous les paramètres économiques comme par exemple les élasticités de substitutions et les taxes. Une autre possibilité serait d'utiliser plusieurs bases de données pour couvrir l'ensemble de la période de comparaison, mais dans ce cas se pose le problème de l'agrégation de la base de données puisqu'à chaque mise à jour de la base de données par les développeurs du modèle, l'agrégation de la base de données est diminuée pour augmenter le nombre de régions et de secteurs économiques.

5.1.2.3 Méthode de gestion de l'incertitude dans les modèles complexes

En dépit des recherches effectuées, il semble qu'aucune des techniques d'analyse de sensibilité décrite par Hamby (1994) ou de gestion de l'incertitude spécialement conçues pour les modèles complexes (Brun *et al.*, 2001; Campolongo *et al.*, 2007; Morris, 1991) ne soient adaptées au contexte de l'ACV-M. En particulier, deux problèmes nécessitent d'être résolus pour pouvoir gérer le grand nombre de paramètres et d'équations impliqués en ACV-M.

En premier lieu, le nombre d'itérations du calcul des résultats doit être aussi faible que possible pour réduire le temps de calcul à moins de disposer de ressources matérielles importantes. C'est pourquoi les simulations de Monte-Carlo ne paraissent pas adéquates pour l'ACV-M. À titre d'exemple, les simulations de Monte-Carlo réalisées par Elliot *et al.* (2011) sur un modèle d'équilibre général ont nécessité 30 000 heures de temps-processeurs lesquelles ont été accomplies en une quinzaine d'heures par environ 2 000 processeurs. Une autre approche de gestion de l'incertitude pourrait être envisagée comme les calculs de quadrature gaussienne (utilisées par le modèle GTAP pour ses analyses de sensibilité internes) ou l'*extended Fourier*

amplitude sensitivity analysis testing identifié par Ravalico *et al.* (2005) comme étant l'approche la plus prometteuse pour les modèles environnementaux complexes utilisés dans la prise de décision.

En second lieu, l'approche retenue devrait être automatisée de façon à ne nécessiter aucune intervention humaine. En effet, dans l'analyse d'incertitudes réalisée dans ce doctorat, une partie importante de temps a dû être consacrée à la préparation des fichiers nécessaires aux simulations, à extraire et à gérer les données intermédiaires de GTAP introduites dans les simulations de Monte-Carlo, et à rassembler les données finales de l'analyse d'incertitudes. Il apparaît qu'un programme créé pour gérer toutes ces tâches intermédiaires permettrait de gagner un temps certain et de mener des analyses d'incertitudes plus complexes plus rapidement.

5.1.2.4 Méthode de gestion de l'incertitude sur les données futures

L'ACV-M étant orientée vers le futur, ses résultats reposent en partie sur l'utilisation de données prospectives et d'hypothèses sur le futur. L'analyse de sensibilité des paramètres du modèle GTAP à la section 4.3 montre que les projections des variables macroéconomiques jouent un rôle important dans les simulations du modèle et que leur incertitude doit être prise en compte. Cependant, le futur est incertain par définition et seul le recours à des scénarios semble avoir été effectué en ACV ou dans des études économiques pour gérer ce type d'incertitudes (Alcamo *et al.*, 2006; Börjeson *et al.*, 2005; Ericsson et Nilsson, 2006; Fukushima et Hirao, 2002; Höjer *et al.*, 2008; Laitner *et al.*, 2006; Lotze-Campen *et al.*, 2010; Luo *et al.*, 2010; Pesonen *et al.*, 2000; Schulp *et al.*, 2008; Simões *et al.*, 2008; Spielmann *et al.*, 2005). Cependant, ces scénarios ne sont que partiellement utiles dans la mesure où leur probabilité de s'accomplir demeure inconnue. En effet, idéalement, l'ensemble des scénarios devraient s'inscrire dans une probabilité de distribution afin de les intégrer dans une gestion globale de l'incertitude des résultats de l'ACV-M. L'incertitude liée au futur pouvant demeurer insaisissable malgré tous les efforts mis en jeu pour la caractériser, un autre type d'approche pourrait s'avérer nécessaire comme celle de Hites (2002) proposant d'identifier la meilleure solution dans la pire des situations pour valider globalement le choix de la meilleure solution, ou celle de Pishvaae (in press) proposant un modèle d'optimisation flou (*fuzzy optimization model*) pour gérer l'incertitude ou encore celle de Hong (in press) basée sur l'utilisation des séries de Taylor.

5.2 Perspectives d'application

Au cours des dernières années de nombreux chercheurs se sont prononcés en faveur d'une utilisation des modèles d'équilibre général ou partiel en ACV (cf. section 6.2.1). L'ACV-M, parce qu'elle intègre un modèle d'équilibre général dans sa structure, répond en partie aux problématiques soulevées par ces auteurs comme cela est montré dans les exemples de la section 6.2.1. Par ailleurs, de par la nature des résultats générés en ACV-M, il devient possible d'améliorer le calcul des impacts environnementaux à partir des données d'inventaire (régionalisation et scénarios de compensation pour IMPACT WORLD+; sections 6.2.2 et 6.2.3). Le calcul de nouveaux facteurs de normalisation permet aussi d'établir une nouvelle base de comparaison pour l'interprétation des impacts sur l'environnement calculés dans des ACV prospectives (section 6.2.4). Enfin, de par sa nature hybride économie-environnement et parce qu'elle inclut aussi des indicateurs sociaux, l'ACV-M paraît pouvoir devenir dans le futur un outil pertinent pour le développement durable.

5.2.1 Exemples d'études de cas

5.2.1.1 Biocarburants

Guinée *et al.* (2011) soulignent la nécessité de prendre en compte les externalités économiques et sociales en ACV, et en particulier dans le cas des études de biocarburants. Pour ce faire, ces auteurs recommandent l'utilisation de modèles d'équilibre partiel ou général suivant le cadre de l'étude. Comme cela a été montré précédemment à la section 5.2.1.4, l'ACV-M semble capable, grâce aux derniers développements du modèle GTAP et de sa base de données, d'améliorer considérablement la modélisation des impacts indirects associés au développement des biocarburants. L'application de l'ACV-M au cas étudié par Schmidt *et al.* (2009) est en ce sens spécialement pertinente dans la mesure où ces auteurs évaluent les conséquences sur le long terme d'une politique européenne favorisant le développement des biocarburants. De même, l'ACV-M améliorerait considérablement les résultats environnementaux des études de biocarburants menées par Hertel *et al.* (2010) et Taheripour *et al.* (2010) qui utilisent le modèle GTAP pour évaluer les effets indirects du développement des biocarburants sur l'économie et l'environnement, mais en ne caractérisant ce dernier qu'en termes d'émissions de GES et de

changements d'utilisation des terres. Comme cela a été discuté précédemment, l'utilisation de l'ACV-M dans ces études fournirait une plus ample description des impacts environnementaux.

5.2.1.2 Génération de l'électricité

La génération de l'électricité nécessite un certain nombre de ressources naturelles et son prix de vente affecte indirectement le prix des biens produits par les autres secteurs économiques. C'est pourquoi un changement affectant la production de l'électricité peut potentiellement affecter toute l'économie d'une région. C'est pourquoi Soimakallio *et al.* (2011) recommandent l'utilisation d'un modèle d'équilibre général pour déterminer les conséquences des changements survenant dans le secteur électrique sur le reste de l'économie. Ce genre d'étude est donc propice à l'utilisation de l'ACV-M. Cependant, compte tenu du niveau d'agrégation des modèles d'équilibre général, le secteur de l'électricité n'est habituellement pas suffisamment détaillé pour être modélisé avec suffisamment de précision. C'est pourquoi, il paraît souhaitable d'utiliser également un modèle d'équilibre partiel spécialisé dans la modélisation du secteur électrique pour modéliser les changements de ce secteur en particulier. C'est indirectement ce qui a été fait dans Dandres *et al.* (2011, 2012) où les résultats d'un modèle d'équilibre partiel (PRIMES) ont été utilisés pour modéliser les changements du secteur énergétique. Et c'est ce qui est fait dans Mentten *et al.* (en préparation) où le modèle GTAP est couplé au modèle TIMES pour modéliser des changements du secteur électrique français.

5.2.1.3 Séquestration du carbone à grande échelle

Sathre *et al.* (2012) cherchent à établir des lignes directrices pour l'évaluation des effets d'une séquestration à grande échelle du dioxyde de carbone (CO₂) dans les centrales thermiques. Ces auteurs observent que la séquestration du CO₂ dans les centrales thermiques permet de réduire de 90% les émissions de GES, mais que ce taux tombe à 74% si l'énergie utilisée par le processus de séquestration est prise en compte dans le bilan de GES. Sathre *et al.* (2012) notent aussi qu'avec la réduction des émissions de GES du secteur énergétique obtenue grâce à l'innovation des technologies, il est attendu que les bénéfices de la séquestration diminueront progressivement au fur et à mesure que de nouvelles centrales énergétiques plus performantes seront mises en fonction. C'est pourquoi ces auteurs recommandent que l'évolution du secteur énergétique soit prise en compte dans ce genre d'étude de manière à refléter la contribution de chaque filière énergétique et de son avancement technologique. De plus, Sathre *et al.* (2012) estiment que la

compétition éventuelle pour certaines des ressources clefs utilisées dans le processus de séquestration soit envisagée par rapport aux autres utilisations possibles de ces ressources et à la disponibilité globale de ces ressources dans le futur. Ces auteurs sont d'avis que l'évaluation des politiques de la séquestration du carbone à grande échelle soit réalisée avec une approche d'ACV prospective conséquentielle tout en mettant à contribution des experts en ACV, des économistes et des programmeurs de modèle d'équilibre général. En d'autres mots, Sathre *et al.* (2012) recommandent l'utilisation de l'ACV-M moyennant quelques modifications du modèle GTAP pour refléter les changements technologiques et leurs conséquences économiques du processus de séquestration du carbone dans les centrales énergétiques thermiques.

Un cas concret d'application d'ACV-M de la séquestration du carbone pourrait être réalisé en reprenant l'étude de Hammond *et al.* (2011) où sont évalués les bénéfices d'une séquestration du carbone via la pyrolyse de la biomasse. Dans cette étude, les auteurs font varier plusieurs critères, entre autres celui d'une application à grande échelle de la séquestration à partir de grands volumes de biomasse. Cependant, aucune étude économique n'est faite pour évaluer la faisabilité ou les conséquences de l'application à grande échelle de ce type de bio-séquestration. En reprenant une partie des travaux menés sur le modèle GTAP pour la modélisation des biocarburants et en intégrant le processus de séquestration dans le modèle, une ACV-M pourrait être réalisée pour cette étude.

5.2.1.4 Valorisation des résidus agricoles

Les résidus agricoles peuvent être utilisés à diverses fins : fertilisation, nourriture pour animaux, génération d'énergie, etc. Une variation de la disponibilité de ces résidus peut donc affecter diverses activités sans qu'il soit aisé de déterminer ou de préciser lesquelles et dans quelles proportions. C'est pourquoi Hamelin *et al.* (2011) recommandent l'évaluation des conséquences d'une valorisation énergétique à grande échelle au Danemark des résidus d'élevage dans la mesure où les marchés de la viande et du lait pourraient être affectés par un détournement des résidus d'élevage. Suivant l'ampleur du phénomène et peut-être quelques modifications du modèle GTAP, l'ACV-M pourrait permettre de modéliser ce type de conséquences et calculer leur empreinte environnementale.

5.2.2 Modélisation régionalisée des impacts

Gallego *et al.* (2010) et Manneh *et al.* (2010) ont montré la pertinence de définir des facteurs de caractérisation régionalisés pour le calcul des impacts de certaines catégories d'impacts environnementaux. L'un des problèmes actuels en ACV est le manque de données d'inventaire régionalisées. Grâce à l'intégration de GTAP dans la M-LCA, il est désormais possible d'attribuer pour chaque région et chaque secteur économique les impacts environnementaux indirects d'un changement survenant dans un cycle de vie. En recoupant les résultats d'une M-LCA avec la localisation précise des infrastructures physiques de chaque secteur économique, il est théoriquement possible de préciser plus finement où surviennent les impacts environnementaux indirects et donc d'utiliser des facteurs de caractérisation plus adéquats que les facteurs génériques des méthodes actuelles. Par ailleurs, pour tout ce qui concerne l'utilisation des terres, les récents développements du modèle GTAP permettent maintenant de simuler de façon très précise (échelle de l'ordre du km² (Hellmann et Verburg, 2010)) les changements indirects d'utilisation des terres et donc de calculer de manière plus précise les émissions de GES occasionnées lors de ces changements et des impacts sur les écosystèmes (sous réserve que des facteurs de caractérisation soient disponibles).

5.2.3 Scénarios de compensation dans la méthode IMPACT WORLD+

IMPACT WORLD+ est une méthode émergente d'évaluation des impacts sur l'environnement. Pour certains indicateurs environnementaux comme l'utilisation des terres, la consommation d'eau et de ressources naturelles minérales, des scénarios de compensation sont envisagés lorsque l'une de ces ressources vient à manquer. Le principe étant qu'un utilisateur essaye de compenser le manque de la ressource par une solution alternative. Jusqu'à présent l'approche suivie s'est basée sur les méthodes existantes d'ACV-C. Cependant, compte tenu des limites de l'ACV-C actuelle, il n'est pas exclu d'utiliser le modèle GTAP pour définir les scénarios de compensation. Les perspectives sont assez bonnes pour l'utilisation des terres et l'eau qui sont modélisées de façon indépendante dans le modèle GTAP. Par contre un travail supplémentaire de désagrégation de la base de données GTAP serait nécessaire pour les ressources naturelles minérales qui seront regroupées en 4 secteurs : charbon, gaz naturel, pétrole et autres ressources minérales. Ainsi, l'ACV-M pourrait se substituer à l'ACV-C pour la construction des scénarios de compensation dans la méthode IMPACT WORLD+.

5.2.4 Facteurs de normalisation

En ACV, on peut utiliser des facteurs de normalisation pour évaluer la contribution des impacts environnementaux d'un cycle de vie par rapport aux impacts totaux sur l'environnement d'une région ou les limites d'une norme à respecter. En ACV-M, la modélisation de la croissance économique et de ses impacts environnementaux permet d'exprimer les impacts par intervalle de temps et par région, fournissant de ce fait une base pour normaliser les impacts environnementaux calculés dans tout type d'ACV prospective. Par exemple, s'il est calculé que la Chine subira 100 000 DALY pour la catégorie de dommages santé humaine du fait de son développement économique à l'horizon 2025 et qu'un projet d'efficacité énergétique aboutisse à la réduction de 3 000 DALY pour la catégorie de dommages santé humaine sur la même période, alors on peut conclure que ce projet améliorera de 3% la qualité de l'environnement pour la catégorie de dommages santé humaine. Notons que dans Dandres et al. (2011, 2012), une agrégation géographique a été réalisée (cf. Dandres *et al.* (2011)) pour regrouper les pays en un nombre limité de zones. Ainsi, l'obtention des facteurs de normalisation pour un pays en particulier pourrait nécessiter d'agréger différemment les bases de données utilisées en ACV-M.

5.2.5 Vers un outil de développement durable

L'ACV-M fournissant une description économique et environnementale de l'impact d'une politique appliquée à grande échelle, il ne manque que la composante sociale pour obtenir un outil d'analyse s'inscrivant dans une vision de développement durable. Or, des travaux sont actuellement en cours pour établir une méthode d'ACV sociale estimant les impacts sociaux du cycle de vie d'un produit (Norris, 2006). Cette méthode met d'ailleurs à contribution la base de données du modèle GTAP (Norris, 2009). De plus, considérant que le modèle GTAP prédit les variations de certains indicateurs socioéconomiques comme le nombre d'emplois ou les salaires, l'ACV-M pourrait à plus ou moyen terme incorporer les travaux de Norris et devenir un outil complet d'évaluation des critères du développement durable.

CONCLUSION

L'ACV est une méthode d'évaluation environnementale performante qui se démarque des autres méthodes de par sa capacité à analyser les produits sur l'ensemble de leur cycle de vie et en incluant de nombreux indicateurs environnementaux. Cependant, plusieurs travaux ont montré que l'évaluation environnementale d'un changement survenant dans le cycle de vie d'un produit pouvait omettre certains impacts environnementaux indirectement liés au cycle de vie du produit. Pour pallier ce problème une nouvelle approche l'ACV-C a été imaginée dans les années 2000. Plus récemment, d'autres travaux ont mis en évidence les limites de l'ACV-C concernant la modélisation des conséquences économiques indirectes lorsque le changement étudié, de par son amplitude, est susceptible de perturber plusieurs secteurs économiques. Pour surmonter cette nouvelle difficulté, plusieurs chercheurs ont recommandé de recourir à des modèles économiques plus complexes (les modèles d'équilibre partiel ou général) que ceux utilisés jusqu'à présent en ACV-C (modèles basés sur l'élasticité des prix et les contraintes affectant les technologies). Le nouveau type d'ACV, l'ACV-M, conçu au cours de cette thèse répond très précisément à cette problématique en utilisant le modèle économique d'équilibre général GTAP pour modéliser les conséquences économiques d'un changement de grande ampleur survenant simultanément dans plusieurs cycles de vie sur une période donnée et en suivant la méthodologie ACV pour calculer les impacts environnementaux associés à ces conséquences économiques. Ainsi, l'ACV-M bénéficie des avantages d'un modèle économique avancé et d'une méthode d'évaluation environnementale performante. De par sa structure, l'ACV-M permet également d'améliorer la modélisation de la dimension temporelle par rapport à l'ACV-C. En effet, alors que l'ACV-C considère que le système non affecté par le changement est statique dans le temps, l'ACV-M permet une modélisation temporelle dynamique de l'ensemble des systèmes (aussi bien ceux affectés par le changement que les autres). L'application de l'ACV-M pour évaluer les performances environnementales d'une politique européenne de bioénergie montre qu'il est possible d'exprimer les impacts environnementaux en fonction des régions, des secteurs économiques et des périodes de temps dans lesquels ils surviennent. Ces informations permettent alors d'identifier certains des effets indésirables induits par la politique énergétique européenne (effet rebond affectant le secteur du charbon) et possiblement d'y remédier via un processus itératif où la politique énergétique européenne serait modifiée de façon à maximiser ses bénéfices environnementaux. L'analyse de la politique européenne de bioénergie avec l'ACV-M permet

aussi de faire une distinction entre les impacts survenant à l'intérieur et à l'extérieur de l'Europe ce qui permet de s'assurer que les bénéfices environnementaux de la politique énergétique ne sont pas obtenus au détriment du reste du monde (déplacement d'impacts de l'Europe vers les autres régions). L'ACV-M permet aussi de positionner les gains environnementaux d'un changement survenant dans un cycle de vie par rapport aux impacts sur l'environnement attribués à la croissance économique (supportée par la croissance démographique). Dans le cadre de l'évaluation de la politique européenne de bioénergie il apparaît que les effets positifs ou négatifs sur l'environnement sont pour la plupart des indicateurs environnementaux négligeables par rapport aux impacts sur l'environnement de la croissance économique ce qui amène nécessairement à s'interroger sur la pertinence de la politique européenne de bioénergie dont l'un des objectifs est de réduire l'empreinte environnementale de l'Europe. D'un point de vue méthodologique, l'ACV-M résout un certain nombre de problèmes rencontrés en ACV-C. L'identification des régions et des secteurs économiques affectés par un changement est automatiquement établie par le modèle GTAP alors que c'est l'analyste qui doit effectuer cette tâche en ACV-C en se basant sur les connaissances mises à sa disposition et les données qu'il peut collecter. Or il a été démontré que les choix de l'analyste en ACV-C pouvaient sensiblement affecter les résultats d'une étude. De ce fait, les résultats de l'ACV-M paraissent beaucoup plus reproductibles que ceux de l'ACV-C. La capacité de l'ACV-M à modéliser facilement des effets rebonds apparaît également être un avantage important sur l'ACV-C compte tenu que ce genre d'effet est reconnu comme particulièrement difficile à modéliser. Enfin, l'ACV-M se positionne comme un outil idéal pour les économistes désireux d'inclure la sphère environnementale dans leur étude. En effet, le couplage du modèle GTAP à la méthodologie ACV ne réduit aucunement les fonctionnalités du modèle GTAP permettant ainsi d'utiliser pleinement ses capacités pour des études économiques tout en ayant, en plus, un calcul automatique des impacts environnementaux.

Considérant que le modèle GTAP et la méthodologie ACV sont sujets à une incertitude potentiellement importante, il convient, à priori, de demeurer prudent quant aux résultats obtenus en ACV-M. Cependant l'analyse d'incertitudes réalisée dans le cadre de l'évaluation de la politique européenne de bioénergie montre que les résultats sont peut influencés par les sources d'incertitudes qui ont pu être prises en compte. L'analyse d'incertitudes révèle aussi que d'importants travaux sont encore nécessaires pour pouvoir mesurer pleinement l'incertitude sur

les résultats en ACV-M. En particulier, l'obtention de données sur l'incertitude relative aux prédictions du modèle GTAP et des modèles d'évaluation des impacts sur l'environnement paraît prioritaire. De plus, de par la complexité des modèles et du grand nombre de données utilisés en ACV-M, il apparaît que les méthodes de gestion d'incertitudes traditionnellement utilisées en ACV (simulations de Monte-Carlo) sont inadaptées à la gestion de l'incertitude en ACV-M. Le développement d'un nouvel outil de gestion de l'incertitude adapté au contexte des modèles complexes est donc nécessaire.

De par sa capacité à analyser les changements de grande amplitude l'ACV-M se positionne naturellement comme un outil pertinent pour évaluer les retombées environnementales de toutes politiques ayant des interactions importantes avec l'économie. À court terme, c'est l'analyse des politiques de biocarburants qui paraît la plus prometteuse compte tenu des récents développements du modèle GTAP à cet égard et de l'actuelle difficulté en ACV-C d'évaluer les conséquences indirectes sur l'économie (compétition avec le secteur de l'agriculture) de ce type de politiques. D'un point de vue méthodologique, d'importantes contributions sont également attendues pour l'ACV. En effet, l'ACV-M permet une amélioration du calcul des impacts grâce l'utilisation de données régionalisées et de la prise en compte de conséquences indirectes suite à la diminution de la disponibilité d'une ressource (scénarios de compensation pour la méthode IMPACT WORLD+). Par ailleurs, le calcul de nouveaux facteurs de normalisation peut également contribuer à améliorer l'interprétation des résultats des ACV-P dans la mesure où les impacts environnementaux calculés dans ces études prospectives peuvent être exprimés comme une fraction des impacts à l'échelle de la nation, du continent ou de la planète. Enfin, de par sa capacité à modéliser les sphères économique et environnementale et du fait de récents travaux en ACV sociale basée sur l'utilisation de la base de données du modèle GTAP, l'ACV-M tend à se positionner non plus seulement comme un outil d'évaluation environnementale, mais comme un outil de développement durable.

ANNEXE 1 – Analyse de cycle de vie

Annexe A : Méthodologie de l'Analyse du cycle de vie (ACV)

| | | |
|-------|---|-----|
| A.1 | TERMES ET DEFINITIONS | 109 |
| A.2 | PHASE I DE L'ACV : DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE | 111 |
| A.3 | PHASE II DE L'ACV : ANALYSE DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE..... | 112 |
| A.3.1 | <i>Description des catégories de données</i> | 113 |
| A.3.2 | <i>Recueil des données</i> | 115 |
| A.3.3 | <i>Validation des données</i> | 115 |
| A.3.4 | <i>Mise en rapport des données avec le processus élémentaire</i> | 115 |
| A.3.5 | <i>Mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle</i> | 116 |
| A.4 | PHASE III DE L'ACV : ÉVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE..... | 116 |
| A.4.1 | <i>Sélection des catégories d'impacts et des modèles de caractérisation</i> | 117 |
| A.4.2 | <i>Classification et caractérisation des résultats d'inventaire</i> | 119 |
| A.4.3 | <i>Éléments optionnels</i> | 120 |
| A.5 | PHASE IV DE L'ACV : INTERPRETATION..... | 121 |
| A.6 | REFERENCES..... | 122 |

La méthodologie ACV est régie par l'Organisation internationale de normalisation (ISO), en particulier la série de normes ISO 14 040. Les sections suivantes présentent quelques termes et définitions, de même que les principaux aspects méthodologiques de chacune des quatre phases de l'ACV.

A.1 Termes et définitions

Analyse de sensibilité : procédure systématique pour estimer les effets sur les résultats d'une étude des choix concernant les méthodes et les données.

Analyse d'incertitude : procédure systématique permettant de rechercher, puis de quantifier, l'incertitude introduite dans les résultats d'un inventaire du cycle de vie par les effets cumulés de l'imprécision du modèle, de l'incertitude sur les intrants et de la variabilité des données.

Analyse du cycle de vie (ACV) : compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie.

Analyse du cycle de vie axée sur les attributs (ACV-A) : analyse visant à attribuer à un système de produits la juste part des impacts dont il est responsable.

Analyse du cycle de vie axée sur les conséquences (ACV-C) : analyse visant à évaluer les conséquences d'un système de produits (ou d'une décision affectant ce système) sur d'autres systèmes.

Catégorie d'impact : classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés.

Contrôle de cohérence : procédé, mis en œuvre avant d'arriver aux conclusions, permettant de vérifier que les hypothèses, les méthodes et les données sont appliquées de manière cohérente tout au long de l'étude, et conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Contrôle de complétude : procédé permettant de vérifier si les informations des phases précédentes d'une analyse du cycle de vie suffisent pour arriver à des conclusions conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Contrôle de sensibilité : procédé permettant de vérifier que les informations obtenues à partir d'une analyse de sensibilité sont pertinentes pour établir des conclusions et donner des recommandations.

Émissions : émissions dans l'air et rejets dans l'eau et le sol.

Entrant : voir « Intran »

Évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) : phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement au cours de son cycle de vie.

Extrant : flux de produit, de matière ou d'énergie sortant d'un processus élémentaire (NOTE Les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires, des coproduits et des émissions).

Facteur de caractérisation : facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie.

Flux de produits : produits entrant ou sortant d'un système de produits en direction d'un autre.

Flux de référence : mesure des extrants des processus, dans un système de produits donné, nécessaire pour remplir la fonction telle qu'elle est exprimée par l'unité fonctionnelle.

Flux élémentaire : matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure.

Flux énergétique : intrant ou extrant d'un processus élémentaire ou d'un système de produits, exprimé en unités d'énergie (NOTE Le flux énergétique entrant peut être appelé intrant, et le flux énergétique sortant, extrant).

Flux intermédiaire : flux de produit, de matière ou d'énergie intervenant entre des processus élémentaires du système de produits étudié.

Frontière du système : ensemble de critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produits.

Indicateur de catégorie d'impact : représentation quantifiable d'une catégorie d'impact (NOTE L'expression condensée «indicateur de catégorie» est parfois utilisée).

Interprétation du cycle de vie : phase de l'analyse du cycle de vie au cours de laquelle les résultats de l'analyse de l'inventaire ou de l'évaluation de l'impact, ou des deux, sont évalués en relation avec les objectifs et le champ définis pour l'étude afin de dégager des conclusions et des recommandations.

Intrant : flux de produit, de matière ou d'énergie entrant dans un processus élémentaire (NOTE Les produits et les matières comprennent des matières premières, des produits intermédiaires et des coproduits).

Inventaire du cycle de vie (ICV) : phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des intrants et des extrants, pour un système de produits donné au cours de son cycle de vie.

Matière première : matière première ou secondaire utilisée pour réaliser un produit.

Processus élémentaire : plus petite partie prise en compte dans l'inventaire du cycle de vie pour laquelle les données d'entrée et de sortie sont quantifiées.

Processus : ensemble d'activités corrélées ou interactives qui transforme des intrants en extrants

Revue critique : processus destiné à s'assurer de la cohérence entre une analyse du cycle de vie et les principes et exigences spécifiés par les Normes internationales traitant de l'analyse du cycle de vie.

Sortant : voir « Existant »

Système de produits : ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit.

Unité fonctionnelle : performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie.

Vérification des résultats : élément de la phase d'interprétation du cycle de vie permettant d'établir la confiance dans les résultats de l'étude de l'analyse du cycle de vie (NOTE La vérification comprend le contrôle de complétude, de sensibilité, de cohérence et toute autre validation pouvant être requise conformément à la définition des objectifs et du champ de l'étude).

A.2 Phase I de l'ACV : Définition des objectifs et du champ de l'étude

La première phase de l'ACV, appelée définition des objectifs et du champ de l'étude, présente essentiellement la raison de l'étude et la façon dont celle-ci sera conduite afin d'atteindre cette fin (c.-à-d. le modèle d'étude définissant le cadre méthodologique auquel doivent se conformer les phases subséquentes de l'ACV).

L'application envisagée et le public cible doivent d'abord être clairement définis puisqu'ils vont fixer la profondeur et l'ampleur de l'étude.

Selon l'ISO, les ACV s'effectuent en mettant au point des modèles qui décrivent les éléments clés des systèmes physiques. Le système de produits¹ représente les activités humaines considérées dans l'étude et l'évaluation des impacts est basée sur des modèles (mécanismes environnementaux) qui lient les interventions environnementales de ces activités et leurs effets potentiels sur l'environnement.

L'ISO définit un **système de produits** comme un ensemble de processus élémentaires liés par des flux de matière et d'énergie qui remplissent une ou plusieurs fonctions. Dans ce sens, le sujet d'une ACV est caractérisé par ses fonctions et non seulement en termes de ses produits finaux. Ceci permet la comparaison de produits qui n'ont pas la même performance fonctionnelle par unité de produit (p. ex. une tasse de Styromousse à usage unique et une tasse en céramique qui est réutilisée plusieurs fois), puisque la quantification de la performance fonctionnelle, au moyen de l'**unité fonctionnelle**, fournit une référence à partir de laquelle sont mathématiquement normalisés les entrants et les sortants des systèmes comparés (p. ex. boire 2 tasses de café par jour durant un an). La spécification de l'unité fonctionnelle est le point de départ de la définition des frontières du système de produits puisqu'elle indique quels sont les processus élémentaires qui doivent être inclus pour remplir cette fonction. Plus la définition de l'unité fonctionnelle est précise, plus les frontières du système sont restrictives.

Un **processus élémentaire**, tel que défini par l'ISO, est la plus petite partie d'un système de produits pour laquelle sont recueillies des données (c.-à-d. il peut représenter un procédé chimique spécifique ou une usine complète incluant de nombreux sous-procédures). Un processus élémentaire est caractérisé par ses entrants et sortants, si le processus élémentaire représente plus d'un sous-procédé, leurs entrants et sortants sont alors agrégés ensemble.

Selon l'ISO, les processus élémentaires sont liés aux écosystèmes naturels (ou écosphère) par des **flux élémentaires** et aux systèmes économiques (ou technosphère, c.-à-d. la part de l'écosphère qui a été transformée par les activités humaines) par des **flux de produits** (Figure A-1). On distingue également les **flux de produits intermédiaires**, entre les processus du système de produits étudié. Ainsi, les flux élémentaires sont puisés directement de ou émis directement dans l'environnement et donc, contribuent aux catégories d'impacts, tandis que les flux de produits (matière, énergie ou service, incluant les coproduits, sous-produits et déchets) sont plutôt utilisés pour déterminer l'intensité des processus modélisés.

¹ Le terme « produits » utilisé seul peut comprendre non seulement des systèmes de produits mais aussi des systèmes de services.

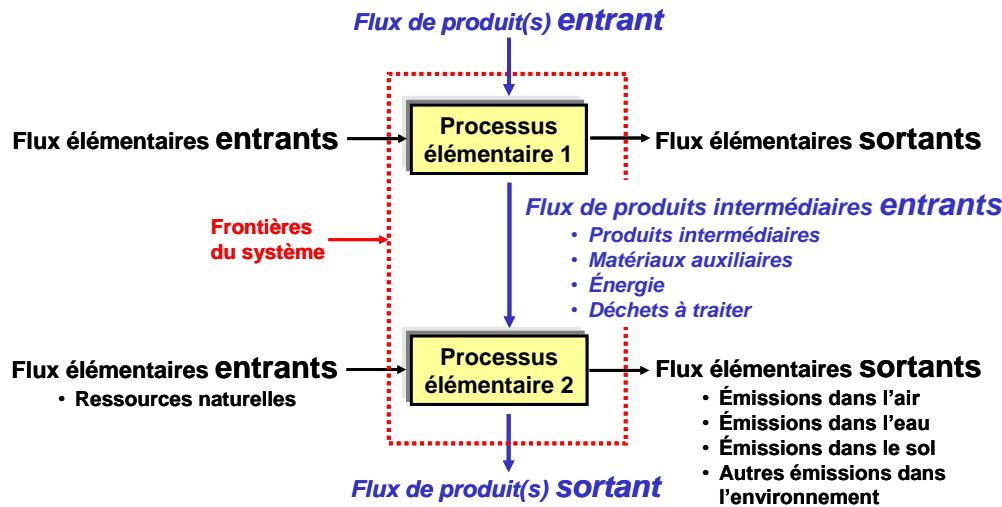


Figure A-1 : Frontières et processus élémentaires d'un système de produits.

L'utilisation d'un diagramme de procédés illustrant les processus élémentaires et leurs interrelations (flux de matières et d'énergie) permet le suivi des frontières du système de produits.

Selon l'ISO, dans l'idéal il convient de modéliser le système de produits de telle sorte que les entrants et les sortants à ses frontières soient des flux élémentaires. Dans de nombreux cas, il n'y a cependant ni assez de temps, ni assez de données, ni assez de ressources pour effectuer une étude aussi complète. Des décisions doivent être prises concernant les processus élémentaires et les flux élémentaires² qui doivent être initialement inclus dans l'étude. L'ISO stipule également qu'il n'est pas nécessaire de quantifier des entrants et des sortants qui ne changeront pas de façon significative les conclusions globales de l'étude, elle suggère aussi des critères pour l'inclusion des flux (p. ex. contribution au-dessus d'un certain seuil aux bilans de masse ou d'énergie ou pertinence environnementale).

La liste de tous les processus élémentaires et flux élémentaires à modéliser peut être corrigée avec l'acquisition de nouvelles informations, les décisions menant à ce raffinement des frontières du système devant être clairement présentées.

Une fois que la liste des processus élémentaires inclus dans le système de produits est complétée et afin de construire l'inventaire du système et de poursuivre avec l'évaluation des impacts potentiels, les données pertinentes concernant ces processus (c.-à-d. les entrants et les sortants) doivent être collectées. Cependant, avant de faire cette collecte, les exigences relatives à leur qualité (couverture temporelle, géographique et technologique, précision et complétude), leurs sources (spécifiques ou génériques), leur type (mesurées, calculées ou estimées), leur nature (déterministe ou probabiliste), et leur niveau d'agrégation doivent être déterminées afin de respecter les objectifs de l'étude.

A.3 Phase II de l'ACV : Analyse de l'inventaire du cycle de vie

La seconde phase de l'ACV, appelée l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (AICV), est la quantification des flux élémentaires pertinents qui traversent les frontières du système de produits.

² Puisque les flux élémentaires quantifiés sont les données d'entrée de l'évaluation des impacts, le choix des impacts à évaluer va affecter le choix des flux élémentaires à suivre.

La procédure de calcul utilisée pour compléter l'inventaire est présentée à la Figure A-2.

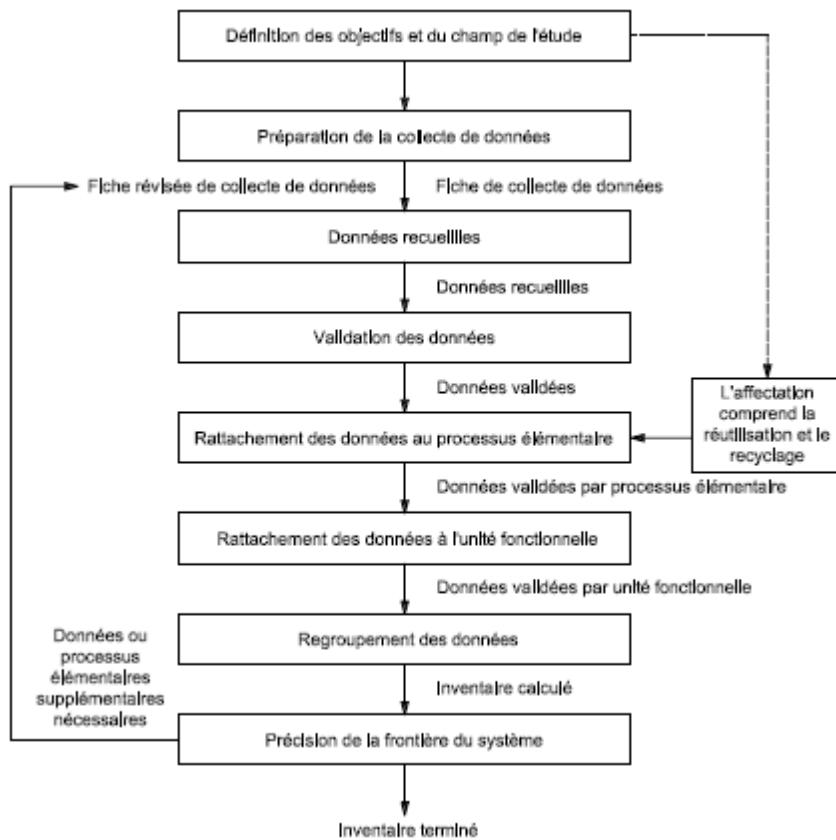


Figure A-2: Procédure de calcul de l'inventaire.
(tiré de ISO 14 044, 2006)

A.3.1 Description des catégories de données

Les données utilisées dans le cadre de l'AICV peuvent être classifiées selon leur source (spécifique ou générique), leur type (mesurées, calculées ou estimées), leur nature (déterministe ou probabiliste) et leur niveau d'agrégation.

A.3.1.1 Classification selon la source

Données spécifiques ou primaires

Les données spécifiques sont collectées à partir des installations associées aux processus élémentaires inclus dans les frontières du système. L'analyste responsable de leur collecte a un accès direct aux données lors de leur collecte ou a un contrôle direct sur le processus de collecte (c.-à-d. la méthodologie employée). Autrement que pour caractériser les installations incluses dans l'étude, ce type de données n'est pas recommandé à cause de son manque de représentativité, à moins que 1) aucune autre source de données ne soit disponible ou 2) un nombre suffisant d'installations du même secteur industriel fournissent des données afin de calculer des moyennes industrielles représentatives (ces dernières peuvent ainsi devenir des données génériques pour d'autres études).

Données génériques ou secondaires

Les données génériques sont obtenues de sources publiées (c.-à-d. bases de données commerciales, littérature spécialisée). L'analyste n'a pas accès aux données lors de leur collecte. Ces données ne sont généralement pas accompagnées de métadonnées³ suffisantes pour obtenir de l'information sur la méthodologie de collecte et sur la variabilité des données.

A.3.1.2 Classification selon le type

Données mesurées

Les données mesurées proviennent d'installations réelles et sont issues d'un programme de surveillance continue (c.-à-d. monitoring) ou d'un programme d'échantillonnage ponctuel. Il est donc potentiellement possible d'obtenir des informations sur leur variabilité et leur distribution.

Données calculées

Les données calculées résultent de l'utilisation de modèles afin de représenter des procédés ou des phénomènes. Leur qualité dépend donc de la validité des modèles. Ces données peuvent être validées et/ou suppléées par des données mesurées.

Données estimées

Les données estimées incluent celles basées sur le jugement professionnel ou les règles du pouce. Elles ne sont utilisées que lorsqu'aucun autre type de données n'est disponible.

A.3.1.3 Classification selon la nature

Données déterministes

Les données déterministes sont représentées par des valeurs uniques (c.-à-d. mesure, résultat de calcul ou estimation) pour chacun des paramètres caractérisés (c.-à-d. flux). Il n'est donc pas possible de connaître la précision et la variabilité des valeurs rapportées.

Données probabilistes

Les données probabilistes sont représentées par des plages de valeurs ou des fonctions de distribution de probabilités (p. ex. triangulaire, normale, log-normale) pour chacun des paramètres caractérisés (c.-à-d. flux). Elles rendent ainsi compte de l'imprécision et de la variabilité de la valeur d'un paramètre et permettent éventuellement d'analyser, lors de la phase d'interprétation, l'incertitude des résultats obtenus lors des phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts.

A.3.1.4 Classification selon le niveau d'agrégation

Le niveau d'agrégation des données fait référence au nombre de processus élémentaires qui sont représentés par une même donnée. Lorsque complètement désagrégées, les données décrivant une étape spécifique du cycle de vie ou un système de produits sont disponibles pour chaque processus individuel inclus dans l'étape ou le système. À l'inverse, ces mêmes données peuvent être complètement agrégées en une seule donnée, qui à elle seule décrit l'étape ou le système considéré (tous les flux élémentaires d'une même substance sont sommés en un seul flux). Il y a donc une perte d'information avec l'augmentation du niveau d'agrégation puisqu'il n'est plus possible de connaître la contribution individuelle de chacun des processus élémentaires agrégés. Il est parfois difficile d'établir le niveau

³ Informations accompagnant la donnée d'inventaire et qui donne des renseignements à propos de la donnée (par ex. son origine, la méthodologie utilisée lors de sa collecte, les frontières du processus élémentaire décrit).

d'agrégation (et la liste des processus agrégés) des données génériques disponibles dans les bases de données commerciales.

A.3.2 Recueil des données

Selon la complexité du système de produits étudié (c.-à-d. le nombre et la nature des processus élémentaires inclus dans ses frontières), la quantité de données qui doivent être recueillies est souvent considérable. Le recours à des bases de données d'inventaire commerciales facilite ce processus, en fournissant des données sur plusieurs processus élémentaires (p. ex. production de matériaux et d'énergie, transports). Ces bases de données sont majoritairement européennes et donc, ne sont pas vraiment représentatives du contexte canadien. Elles peuvent toutefois être adaptées à celui-ci si les données qu'elles contiennent sont suffisamment désagrégées et si les informations nécessaires pour le faire sont disponibles⁴. La méthodologie utilisée pour faire la collecte des données doit être clairement présentée.

A.3.3 Validation des données

Les données recueillies pour chaque processus élémentaire peuvent être validées en 1) les évaluant en relation avec les exigences déterminées durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude quant à leur qualité, et 2) réalisant des bilans de masse ou d'énergie ou des analyses comparatives des facteurs d'émission. Si des anomalies évidentes sont identifiées, des données alternatives conformes aux exigences préalablement établies sont nécessaires.

La disponibilité et la qualité des données pertinentes (p. ex. lacunes dans les données, moyennes génériques au lieu de données spécifiques) vont limiter l'exactitude de l'ACV. Il y présentement un manque de données d'inventaire spécifiques nord américaines, ce qui va affecter les résultats d'études faites au Canada.

L'absence d'un format de documentation unique⁵, pouvant parfois résulter en une très faible documentation accompagnant les données provenant des bases de données d'inventaire commerciales, peut aussi entraver la collecte et la validation des données en rendant difficile l'évaluation de leur qualité et leur capacité à satisfaire aux exigences établies.

Selon l'ISO, le traitement des données manquantes et des oubliés entraîne en règle générale : une valeur de donnée « non zéro » qui est justifiée; une valeur de donnée « zéro » si elle se justifie; ou une valeur calculée sur la base des valeurs communiquées provenant des processus élémentaires faisant appel à une technologie similaire.

A.3.4 Mise en rapport des données avec le processus élémentaire

Une fois que les entrants et les sortants de chaque processus élémentaire ont été identifiés, ils sont quantifiés par rapport à un flux de référence déterminé pour chacun des processus (p. ex. 1 kg de matière ou 1 MJ d'énergie). L'ISO stipule que si un processus élémentaire a plus d'un produit (p. ex. une

⁴ Des données décrivant la production de certains matériaux en Europe peuvent faire référence à d'autres processus de production de matériaux (par ex. pour des produits intermédiaires ou auxiliaires) ou d'énergie ou des processus de transport. Les données décrivant ces autres processus élémentaires peuvent être remplacés avec des données décrivant les mêmes processus, si disponibles, provenant d'une source plus spécifique au contexte canadien ou nord américain, augmentant ainsi la représentativité géographique des données européennes.

⁵ Un tel format permettrait un niveau de documentation suffisant et uniforme pour les données génériques provenant des bases de données d'inventaire commerciales. La norme ISO 14 048 (2002), traitant de cette question, est un pas dans la bonne direction.

raffinerie pétrolière produit un mélange d'hydrocarbures pétroliers commerciaux) ou entrant (p. ex. un site d'enfouissement sanitaire reçoit des déchets municipaux qui sont un mélange de différents produits), ou s'il recycle des produits intermédiaires ou des déchets en matières premières, les flux de matières et d'énergie ainsi que les émissions dans l'environnement qui leur sont associés, doivent être imputés aux différents co-produits ou co-entrants selon des règles clairement présentées lors de la définition de l'objectif et du champ de l'étude. L'ISO suggère également une série de principes et de procédures afin réaliser cette imputation.

Les règles d'imputation prescrites par l'ISO sont données ci-après en ordre de priorité.

1. Il convient, dans la mesure du possible, d'éviter l'imputation en :
 - subdivisant les processus multifonctionnels en deux ou plusieurs sous-processus (lorsque certains sous-processus sont spécifiques à un seul des coproduits) ;
 - élargissant les frontières, de manière à inclure les fonctions de d'autres systèmes (potentiellement) substituées par les coproduits (et en attribuant au système étudié un crédit environnemental correspondant à l'impact évité des fonctions substituées).
2. Lorsque l'imputation ne peut être évitée, il convient de diviser les flux entrants et sortants des processus multifonctionnels entre les différents coproduits de manière à refléter des relations physiques sous-jacentes entre eux (p. ex. masse ou énergie).
3. Lorsqu'une relation physique ne peut être établie, il convient de répartir les flux entrants et sortants de manière à refléter d'autres relations entre eux (p. ex. la valeur économique des coproduits).

A.3.5 Mise en rapport des données avec l'unité fonctionnelle

Les entrants et les sortants de tous les processus élémentaires inclus dans le système de produits sont alors normalisés par rapport à l'unité fonctionnelle et agrégés. Selon l'ISO, le niveau d'agrégation doit être suffisant pour répondre aux objectifs de l'étude, et les catégories de données (c.-à-d. substances individuelles ou groupes de ressources naturelles ou d'émissions dans l'environnement) ne devraient être agrégées seulement si elles concernent des substances équivalentes et des impacts similaires sur l'environnement.

A.4 Phase III de l'ACV : Évaluation des impacts du cycle de vie

La troisième phase de l'ACV, appelée l'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV), est l'interprétation des résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie du système de produits étudié afin d'en comprendre la signification environnementale.

L'analyse de l'inventaire permet la quantification des échanges entre le système de produits et l'environnement. Selon le champ d'étude, l'information obtenue sera plus ou moins importante (c.-à-d. des centaines de flux de ressources naturelles et d'émissions dans l'environnement peuvent être quantifiés) et son utilisation pratique peut s'avérer difficile. Durant la phase d'ÉICV, certains enjeux environnementaux, appelés catégories d'impacts, sont modélisés et des indicateurs de catégories sont utilisés pour condenser et expliquer les résultats de la phase d'inventaire.

Selon l'ISO, le cadre méthodologique de l'ÉICV présente des éléments obligatoires et des éléments optionnels (Figure A-3).

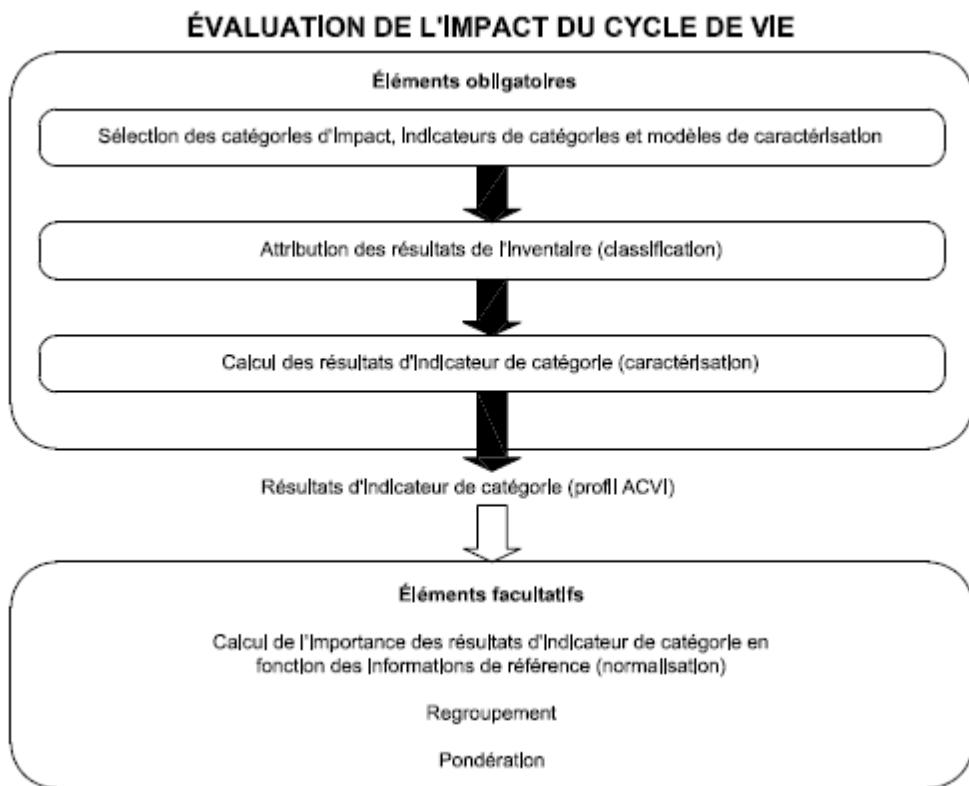


Figure A-3: Éléments de la phase d'ÉICV.
(Tiré de ISO 14 040, 2006)

A.4.1 Sélection des catégories d'impacts et des modèles de caractérisation

La première étape est la sélection de **catégories d'impacts** représentant les points environnementaux à problème considérés durant l'étude. Chaque catégorie est identifiée par un **impact final** (c.-à-d. un attribut ou aspect de l'environnement naturel, de la santé humaine ou des ressources naturelles). Un **mécanisme environnemental** (c.-à-d. chaîne de causalité) est alors établi pour relier les résultats d'inventaire aux impacts finaux et un **indicateur de catégorie** est choisi à un endroit quelconque du mécanisme pour agir comme une représentation quantifiable de la catégorie. Par exemple, la Figure A-4 illustre le mécanisme environnemental pour la catégorie d'impact « Réchauffement global ».



Figure A-4 : Mécanisme environnemental pour la catégorie d'impact « Réchauffement global ».

Un **modèle de caractérisation** est alors développé afin d'en tirer des **facteurs de caractérisation**, qui seront ensuite utilisés pour convertir les résultats d'inventaire pertinents en résultats d'indicateur de catégorie selon leur contribution relative à la catégorie d'impact. Par exemple, pour la catégorie « Réchauffement global », les facteurs de caractérisation représentent le potentiel de réchauffement global de chacun des gaz à effet de serre (en kg de CO₂-équivalents/kg de gaz) et peuvent être calculés à partir du modèle de l'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC). Les résultats d'inventaire convertis en une unité commune peuvent alors être agrégés en un seul **résultat d'indicateur de**

catégorie pour chaque catégorie d'impact. Un exemple des termes utilisés dans le cadre de l'ÉICV pour la catégorie « Réchauffement global » est présenté au Tableau A-1.

Tableau A-1 : Exemple des termes utilisés dans le cadre de l'ÉICV

| Terme | Exemple | Unité |
|------------------------------------|---|--|
| Catégorie d'impact | Réchauffement global | -- |
| Résultats de l'inventaire | Quantité de gaz à effet de serre (GES) par unité fonctionnelle | kg de gaz |
| Modèle de caractérisation | Modèle de base sur 100 ans élaboré par l' <i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i> (IPCC) | -- |
| Indicateur de catégorie | Forçage radiatif infrarouge | W/m ² |
| Facteurs de caractérisation | Potentiel de réchauffement global (GWP ₁₀₀) pour chaque GES | kg d'équivalents CO ₂ / kg de gaz |
| Résultat d'indicateur de catégorie | Somme des résultats d'inventaire caractérisés (c.-à-d. multipliés par leur facteur de caractérisation respectif) | kg d'équivalents CO ₂ / unité fonctionnelle |
| Impacts finaux par catégorie | Maladies, extinction d'espèces, etc. | -- |
| Pertinence environnementale | Le forçage radiatif infrarouge est une donnée indirecte pour des effets potentiels sur le climat, dépendant de l'absorption de chaleur atmosphérique intégrée engendrée par les émissions de la répartition dans le temps de l'absorption de chaleur. | -- |

(adapté de ISO 14 044, 2006)

Selon l'ISO, il convient que :

- Les catégories d'impacts, les indicateurs de catégorie et les modèles de caractérisation soient acceptés à l'échelle internationale, c'est-à-dire qu'ils soient basés sur un accord international ou approuvés par un organisme international compétent ;
- Le choix des catégories d'impacts reflète un ensemble complet de points environnementaux en rapport avec le système de produits étudié, tout en tenant compte de l'objectif et du champ de l'étude ;
- Le modèle de caractérisation pour chaque indicateur de catégorie soit scientifiquement et techniquement valable, et fondé sur un mécanisme environnemental distinct, identifiable et/ou une observation empirique reproductible ;
- Les choix de valeurs et les hypothèses faites lors du choix des catégories d'impacts, des indicateurs de catégorie et des modèles de caractérisation soient minimisés.

Les catégories d'impacts souvent considérées en ACV sont les suivantes :

- Réchauffement global
- Appauvrissement de la couche d'ozone

- Acidification
- Eutrophisation
- Smog photochimique
- Toxicité humaine
- Écotoxicité
- Utilisation des ressources abiotiques
- Utilisation des terres
- Utilisation de l'eau

Cependant, puisqu'il n'y a pas encore une seule méthode ÉICV qui est généralement acceptée, il n'existe pas une liste de catégories d'impacts unique, généralement reconnue et utilisée (Udo de Haes *et al.*, 2002). Couramment, un compromis doit être atteint entre les applications envisagées des résultats et l'applicabilité et la praticabilité du choix des catégories et des modèles associés.

Comme pour les banques de données d'inventaire, la plupart des méthodes ÉICV sont européennes et introduisent un biais lorsque le contexte canadien est considéré. Ceci est particulièrement important pour les catégories d'impacts régionales (smog photochimique, eutrophisation, acidification) et locales (toxicité humaine, écotoxicité, utilisation des terres). Ces catégories étant en effet influencées par les conditions environnementales du milieu récepteur, les modèles de caractérisation utilisés devraient normalement prendre en compte ces caractéristiques⁶. Pour ces catégories d'impacts, le CIRAI a développé une méthode ÉICV canadienne, LUCAS (Toffoletto *et al.*, 2007), basée sur la méthode américaine TRACI (*Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts*) (Bare *et al.*, 2003). Cette méthode a l'avantage d'utiliser des modèles de caractérisation adaptés au contexte nord-américain.

Il est par ailleurs à noter que la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003) propose des facteurs de caractérisation de la toxicité humaine pour chaque continent. Et, comme présenté par Rochat *et al.* (2006), bien que les substances émises dans différents continents soient associées à des impacts pouvant différer jusqu'à deux ordres de grandeurs, l'impact relatif (c.-à-d. le « *ranking* ») des substances demeure le même pour la plupart. Les auteurs concluent donc que :

- Des facteurs de caractérisation génériques calculés à l'échelle d'un continent, tels que proposés par la plupart des méthodes ÉICV, sont normalement valables, sur une base comparative, pour d'autres continents ;
- Des facteurs de caractérisation spécifiques aux milieux récepteurs doivent être utilisés lorsque l'étude s'intéresse aux résultats absous ou lorsque la comparaison vise des scénarios impliquant des émissions dans des milieux récepteurs très différents.

A.4.2 Classification et caractérisation des résultats d'inventaire

Une fois que les catégories d'impacts ont été sélectionnées, les flux élémentaires inventoriés sont affectés (c.-à-d. classés) à ces catégories selon leurs effets prédicts. Certains peuvent être exclusivement affectés à une seule catégorie alors que d'autres peuvent être affectés à plus d'une catégorie lorsque sont considérés des mécanismes d'effets parallèles ou en série.

⁶ Les modèles de caractérisation utilisés pour les impacts ayant des répercussions à l'échelle globale (c.-à-d. le réchauffement global, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'utilisation des ressources abiotiques et de l'eau) sont les mêmes quel que soit le lieu d'émission ou d'extraction des ressources.

Les résultats d'inventaire affectés sont ensuite convertis grâce aux facteurs de caractérisation appropriés et aux unités communes des indicateurs de catégorie, et les résultats convertis pour chaque catégorie sont agrégés pour obtenir un résultat d'indicateur sous forme numérique. L'ensemble des résultats d'indicateur forme le **profil d'ÉICV**.

Concernant ce profil, deux éléments doivent être spécialement notés :

1. L'amplitude calculée des impacts considérés ne représente qu'une potentialité puisqu'elle est basée sur des modèles décrivant les mécanismes environnementaux et donc une simplification de la réalité⁷.
2. Les substances non définies (c.-à-d. celles qui n'ont pas de facteur de caractérisation dû à un manque d'information, comme les données (éco)toxicologiques par exemple) qui ne sont pas incluses dans les calculs augmentent l'incertitude des résultats.

A.4.3 Éléments optionnels

Selon l'ISO, l'objectif du calcul de l'amplitude des résultats d'indicateur de catégorie par rapport à une information de référence (c.-à-d. **normalisation**) est de mieux comprendre l'amplitude relative de chaque résultat d'indicateur du système de produits étudié. L'information de référence peut être :

1. les émissions ou utilisations de ressources totales pour une zone géographique donnée qui peut être mondiale, régionale, nationale ou locale;
2. les émissions ou utilisation de ressources totales pour une zone donnée (mondiale, régionale ou locale) par habitant ou mesure similaire;
3. un scénario de référence, tel un autre système de produits donné.

Cette étape optionnelle peut s'avérer utile pour un contrôle de cohérence par exemple. Elle présente également l'avantage de convertir tous les résultats d'indicateur de catégorie dans une même unité (p. ex. équivalent personne), un pré requis pour les éléments optionnels suivants.

Selon l'ISO :

1. le **groupement** consiste à affecter les catégories d'impacts en une ou plusieurs séries telles que prédéfinies dans la définition de l'objectif et du champ de l'étude, et il peut impliquer un tri sur une base nominale (p. ex. par caractéristiques telles que les émissions et ressources ou échelles spatiales mondiales, régionales et locales) et/ou un classement par rapport à une hiérarchie donnée (p. ex. priorité élevée, moyenne et basse);
2. la **pondération** est le processus de conversion des résultats d'indicateur des différentes catégories d'impacts en utilisant des facteurs numériques. Elle peut inclure l'agrégation de résultats d'indicateurs pondérés en un score unique.

Ces éléments optionnels impliquent des choix de valeurs et ainsi, différents individus, organismes et sociétés peuvent avoir des préférences différentes et peuvent, par conséquent, obtenir des résultats de groupement et de pondération différents à partir des mêmes résultats d'indicateurs caractérisés.

⁷ La divergence entre les prédictions des modèles et la réalité est accrue pour la plupart du fait qu'ils sont basés sur le contexte européen. Ceci est particulièrement important pour les impacts régionaux et locaux tels l'acidification et l'écotoxicité.

La méthodologie (c.-à-d. sélection des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories, des modèles de caractérisation et des éléments optionnels) utilisée pour réaliser l'évaluation des impacts potentiels doit être clairement présentée durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude.

A.5 Phase IV de l'ACV : Interprétation

Les objectifs de la quatrième phase de l'ACV, appelée interprétation, sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations en se basant sur les résultats des phases précédentes de l'étude et de rapporter les résultats de l'interprétation du cycle de vie de manière transparente de façon à respecter les exigences de l'application telles que décrites dans l'objectif et le champ de l'étude.

Idéalement, l'interprétation se fait de façon interactive avec les trois autres phases de l'ACV, avec les phases de définition de l'objectif et du champ de l'étude et d'interprétation du cycle de vie formant le cadre de l'étude et les phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts fournissant les informations relatives au système de produits.

Selon l'ISO, l'interprétation du cycle de vie comporte trois éléments :

1. l'identification des points significatifs à partir des résultats des phases d'analyse de l'inventaire et d'évaluation des impacts en liaison avec les objectifs et le champ de l'étude;
2. la vérification, qui prend en compte les contrôles de complétude, de sensibilité et de cohérence;
3. les conclusions, les recommandations et la rédaction d'un rapport.

La vérification a pour objectifs d'établir et de renforcer la confiance dans les résultats de l'étude, ainsi que leur fiabilité. Le **contrôle de complétude** a pour objectif de garantir que toutes les informations et données pertinentes nécessaires à l'interprétation sont disponibles et complètes. Le **contrôle de sensibilité** a pour objectif de vérifier la fiabilité des résultats et des conclusions en déterminant s'ils sont affectés par des incertitudes dans les données et les divers choix méthodologiques (p. ex. les critères d'inclusion, les méthodes d'imputation ou les indicateurs de catégorie). Le **contrôle de cohérence** a pour objectif de déterminer si les hypothèses, les méthodes et les données sont cohérentes avec l'objectif et le champ de l'étude et si elles ont été appliquées de façon constante durant toute l'étude, et dans le cas d'une comparaison entre diverses alternatives, aux systèmes de produits comparés.

L'interprétation des résultats est également entravée par la nature déterministe des données d'inventaire et d'évaluation des impacts généralement disponibles, puisque celle-ci empêche l'analyse statistique et quantitative de l'incertitude des résultats associée à l'utilisation de telles données. Ceci affecte le niveau de confiance que l'on peut avoir en ces résultats déterministes; les conclusions et recommandation qui en seront tirées pourraient manquer de nuance, voire être erronées, du fait qu'il est impossible de quantifier la variabilité de ces résultats ou de déterminer s'il y a une différence significative d'impacts entre deux alternatives. La méthodologie (c.-à-d. les types de contrôles) qui sera utilisée pour conduire l'interprétation des résultats doit être clairement présentée durant la définition de l'objectif et du champ de l'étude.

A.6 Références

- BARE, J., NORRIS, G.B., PENNINGTON, D.W., MCKONE, T. (2003). TRACI – The tool for the Reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. *Journal of Industrial Ecology*, 6(3-4), pp. 49-78.
- ISO 14 040 (2006). « Management environnemental – Analyse du cycle de vie - Principes et cadre », Organisation internationale de normalisation, 24 p.
- ISO 14 044 (2006). Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Interprétation du cycle de vie, Organisation internationale de normalisation, 19 p.
- ISO 14 048 (2002). « Management environnemental -- Analyse du cycle de vie -- Format de documentation de données », Organisation internationale de normalisation, 45 p.
- Jolliet, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology, *International Journal of Life Cycle Assessment* 8(6), pp. 324-330.
- ROCHAT, D., MARGNI, M., *et al.* (2006). Continent-specific intake fractions and characterization factors for toxic emissions: Does it make a difference? *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 pp. 55-63.
- TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C. et DESCHÈNES, L. (2007). LUCAS - A new LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of LCA*, 12(2), pp. 93-102.
- 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 – Part II” Background document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe, *International Journal of LCA*, 4 (3), pp. 167-174.
- UDO DE HAES, H., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MUELLER-WENK, R., OLSON, S., PENNINGTON, D., POTTING, J. et STEEN, B. (2002). “Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice” Published by the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), Pensacola, FL, USB. 272 p.

ANNEXE 2 – Scénarios prospectifs énergétiques de l’Union Européenne

| BASELINE SCENARIO | | | | | |
|---|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Electricity Generation (GWh e) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
| Nuclear | 983 605 | 952 465 | 930 903 | 833 528 | 781 424 |
| Large Hydro | 315 772 | 318 374 | 319 324 | 321 213 | 321 496 |
| Small Hydro | 20 449 | 31 985 | 41 529 | 46 286 | 51 695 |
| Wind | 61 834 | 161 770 | 199 945 | 233 635 | 278 150 |
| Other renewables | 307 | 498 | 676 | 769 | 3 418 |
| Hard coal | 492 499 | 452 978 | 448 503 | 610 564 | 760 560 |
| Lignite and other solids | 261 964 | 242 809 | 201 247 | 219 023 | 197 384 |
| Diesel oil | 13 202 | 12 311 | 12 221 | 10 517 | 11 807 |
| Fuel oil and other liquids | 113 700 | 83 911 | 69 184 | 44 096 | 29 747 |
| Natural gas, derived gasses, refinery gas | 791 790 | 1 073 106 | 1 373 196 | 1 535 164 | 1 644 943 |
| Biomass | 33 543 | 37 774 | 40 058 | 40 216 | 42 522 |
| Waste | 40 214 | 45 235 | 46 849 | 46 786 | 43 138 |
| Geothermal heat | 5 801 | 5 909 | 6 059 | 6 325 | 6 579 |
| Steam generation (GWh th) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
| Hard coal | 135 282 | 175 876 | 247 291 | 275 946 | 287 715 |
| Lignite and other solids | 61 079 | 65 069 | 74 406 | 82 638 | 89 107 |
| Diesel oil | 15 506 | 22 410 | 23 526 | 26 222 | 27 565 |
| Fuel oil and other liquids | 79 010 | 59 944 | 48 083 | 24 550 | 16 999 |
| Natural gas, derived gasses, refinery gas | 585 955 | 573 764 | 545 806 | 581 810 | 610 310 |
| Biomass | 91 781 | 120 973 | 133 085 | 144 395 | 165 313 |
| Waste | 159 304 | 183 817 | 199 448 | 204 967 | 195 973 |
| Final energy demand for Transports (ktoe) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
| Total | 364 654 | 387 221 | 403 794 | 426 994 | 439 690 |
| Liquified petroleum gas | 4 207 | 4 283 | 4 207 | 4 495 | 4 581 |
| Gasoline | 137 553 | 137 770 | 136 385 | 139 120 | 138 117 |
| Gasoline mixed biofuels | 1 422 | 2 968 | 3 331 | 4 905 | 6 066 |
| Kerosene | 48 464 | 53 019 | 57 357 | 63 269 | 65 703 |
| Diesel oil | 163 734 | 176 971 | 189 022 | 198 927 | 206 319 |
| Diesel mixed biofuels | 1 733 | 4 341 | 5 246 | 7 678 | 9 727 |
| Residual fuel oil | 705 | 687 | 674 | 660 | 645 |
| Natural gas | 483 | 471 | 500 | 536 | 589 |
| Methanol - ethanol | 202 | 219 | 319 | 506 | 677 |
| Liquified hydrogen | 67 | 78 | 206 | 469 | 720 |
| Electricity | 6 085 | 6 413 | 6 547 | 6 431 | 6 546 |

HIGH LEVELS OF RENEWABLES SCENARIO

| Electricity Generation (GWh e) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| Nuclear | 983 605 | 902 251 | 896 723 | 805 694 | 742 674 |
| Large Hydro | 315 546 | 319 411 | 315 221 | 318 908 | 325 216 |
| Small Hydro | 20 449 | 40 156 | 51 332 | 61 612 | 68 412 |
| Wind | 61 625 | 189 623 | 235 422 | 297 305 | 359 812 |
| Other renewables | 307 | 928 | 1 299 | 3 014 | 7 847 |
| Hard coal | 492 725 | 413 429 | 395 235 | 498 153 | 642 119 |
| Lignite and other solids | 261 874 | 234 648 | 186 711 | 181 878 | 184 580 |
| Diesel oil | 13 273 | 14 153 | 13 926 | 15 759 | 15 939 |
| Fuel oil and other liquids | 113 671 | 76 806 | 64 971 | 41 989 | 28 000 |
| Natural gas, derived gasses, refinery gas | 790 312 | 992 217 | 1 287 507 | 1 466 016 | 1 522 596 |
| Biomass | 32 722 | 158 416 | 181 087 | 201 682 | 215 673 |
| Waste | 43 140 | 39 999 | 23 846 | 20 567 | 16 253 |
| Geothermal heat | 5 801 | 6 558 | 6 964 | 7 341 | 7 749 |
| Steam generation (GWh th) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
| Hard coal | 134 792 | 172 482 | 218 668 | 239 345 | 270 774 |
| Lignite and other solids | 61 347 | 64 985 | 77 126 | 87 718 | 90 665 |
| Diesel oil | 15 507 | 17 814 | 19 474 | 16 945 | 18 095 |
| Fuel oil and other liquids | 75 857 | 50 311 | 34 620 | 21 789 | 14 005 |
| Natural gas, derived gasses, refinery gas | 587 902 | 505 652 | 456 651 | 512 283 | 531 392 |
| Biomass | 91 502 | 150 101 | 164 416 | 161 339 | 160 763 |
| Waste | 161 857 | 233 971 | 297 085 | 300 434 | 304 653 |
| Final energy demand for Transports (ktoe) | 2005 | 2010 | 2015 | 2020 | 2025 |
| Total | 364 402 | 387 067 | 403 641 | 426 764 | 439 384 |
| Liquified petroleum gas | 4 212 | 4 288 | 4 213 | 4 502 | 4 583 |
| Gasoline | 133 687 | 129 069 | 127 959 | 131 649 | 131 541 |
| Gasoline mixed biofuels | 4 577 | 11 020 | 11 128 | 11 696 | 11 882 |
| Kerosene | 48 464 | 53 025 | 57 405 | 63 330 | 65 820 |
| Diesel oil | 160 518 | 167 138 | 178 728 | 189 685 | 198 059 |
| Diesel mixed biofuels | 5 400 | 14 680 | 15 970 | 17 287 | 18 278 |
| Residual fuel oil | 705 | 695 | 712 | 726 | 736 |
| Natural gas | 472 | 500 | 536 | 590 | 572 |
| Methanol - ethanol | 203 | 220 | 320 | 508 | 676 |
| Liquified hydrogen | 67 | 78 | 207 | 469 | 718 |
| Electricity | 6 086 | 6 381 | 6 499 | 6 375 | 6 500 |

Source : Mantzos *et al.* (2004)

ANNEXE 3 – Taux annuel d'amélioration des technologies par secteur économique et par région

| % | Moyenne régionale | Brazil | China | EastAsia | EU_25 | LatinAmer | MENA | NorthAmer | Oceania | RestofEU | RestofWorld | SAsia | SEAsia | SSA |
|---------------------|-------------------|--------|-------|----------|-------|-----------|------|-----------|---------|----------|-------------|-------|--------|------|
| Moyenne sectorielle | | 0,37 | 1,53 | 1,68 | 0,60 | 0,41 | 4,60 | 0,71 | 0,83 | 0,74 | 0,50 | 1,32 | 2,01 | 0,30 |
| coa | 1,14 | 0,75 | 0,88 | 0,37 | 0,87 | 0,77 | 2,87 | 3,85 | 0,34 | 0,94 | 0,82 | 1,23 | 0,28 | 0,72 |
| ely | 1,46 | 0,91 | 2,37 | 0,33 | 1,03 | 0,93 | 3,03 | 0,78 | 2,34 | 1,10 | 0,98 | 1,50 | 1,74 | 0,88 |
| frs | 3,13 | 1,75 | 3,00 | 2,41 | 1,87 | 1,77 | 3,87 | 1,41 | 4,99 | 1,93 | 1,82 | 2,23 | 2,57 | 1,72 |
| gas | 1,85 | 1,11 | 1,56 | 3,65 | 1,23 | 1,13 | 3,22 | 1,28 | 0,33 | 1,29 | 1,17 | 1,59 | 1,93 | 1,07 |
| gdt | 2,28 | 1,32 | 2,20 | 1,98 | 1,44 | 1,34 | 3,44 | 0,67 | 2,93 | 1,51 | 1,39 | 3,30 | 2,15 | 1,29 |
| GrainsCrops | 0,71 | 1,10 | 0,80 | 0,40 | 0,93 | 1,10 | 0,21 | 0,93 | 0,93 | 0,93 | 0,93 | 0,39 | 0,40 | 0,22 |
| HeavyMnfc | 1,43 | 0,90 | 5,47 | 1,15 | 1,02 | 1,57 | 0,35 | 1,78 | 0,91 | 0,23 | 0,96 | 0,34 | 2,05 | 0,42 |
| LightMnfc | 0,88 | 0,62 | 1,20 | 0,72 | 0,74 | 0,31 | 0,14 | 1,18 | 2,43 | 0,46 | 0,69 | 1,30 | 0,92 | 0,43 |
| lum | 1,09 | 0,73 | 2,49 | 0,72 | 0,85 | 0,71 | 0,03 | 1,82 | 0,30 | 0,43 | 0,80 | 1,21 | 2,11 | 1,21 |
| MeatLstk | 1,24 | 1,49 | 2,43 | 1,39 | 0,92 | 1,49 | 0,64 | 1,14 | 1,14 | 1,14 | 1,14 | 1,14 | 1,39 | 0,52 |
| oil | 0,77 | 0,57 | 1,56 | 0,08 | 0,69 | 0,59 | 2,69 | 0,17 | 0,33 | 0,75 | 0,64 | 1,05 | 1,73 | 0,54 |
| omn | 1,44 | 0,90 | 3,77 | 0,38 | 2,49 | 0,92 | 3,02 | 0,19 | 0,79 | 1,09 | 0,97 | 1,02 | 1,73 | 0,87 |
| OthServices | 0,66 | 0,51 | 1,09 | 0,44 | 0,63 | 0,53 | 2,63 | 0,68 | 0,75 | 0,73 | 0,58 | 1,41 | 0,07 | 0,48 |
| p_c | 1,24 | 0,80 | 0,80 | 1,35 | 0,92 | 0,82 | 2,92 | 0,05 | 1,03 | 0,99 | 0,87 | 1,05 | 2,95 | 0,77 |
| ppp | 1,46 | 0,91 | 7,04 | 0,55 | 0,67 | 0,93 | 0,07 | 1,48 | 1,28 | 0,33 | 0,98 | 1,39 | 1,12 | 0,62 |
| ProcFood | 1,04 | 0,70 | 3,37 | 0,59 | 0,82 | 0,72 | 0,06 | 0,57 | 0,68 | 0,06 | 0,77 | 0,06 | 2,94 | 0,67 |
| TextWapp | 1,46 | 0,91 | 3,45 | 1,10 | 1,03 | 3,68 | 0,31 | 1,55 | 0,68 | 0,20 | 0,98 | 1,39 | 1,96 | 0,19 |
| TransComm | 2,12 | 1,24 | 1,82 | 0,53 | 1,36 | 1,66 | 3,36 | 0,14 | 6,10 | 1,43 | 1,31 | 2,15 | 2,12 | 1,21 |
| Util_Cons | 0,63 | 0,50 | 1,08 | 0,05 | 0,62 | 0,52 | 2,61 | 1,20 | 0,63 | 0,68 | 0,56 | 0,97 | 1,32 | 0,46 |
| wtr | 2,39 | 1,38 | 1,96 | 2,46 | 1,50 | 1,40 | 3,50 | 1,55 | 1,61 | 1,56 | 1,45 | 2,32 | 2,20 | 1,34 |

Notes : Les moyennes régionales ont été obtenues à partir d'études du FTP régional. Les moyennes sectorielles ont été obtenues à partir des données disponibles de chaque région. Les données en gris ont été obtenues en faisant la moyenne du taux annuel régional et sectoriel. Les références bibliographiques utilisées pour établir les taux annuels sont listées dans les pages suivantes.

- Abdelhamid, T., & Everett, J. (1999). Time Series Analysis for Construction Productivity Experiments. *Journal of Construction Engineering and Management*, 125(2), 87-95.
- Afrooz, A. (2011). Total Factor Productivity in Food Industries of Iran. *International Journal of Economics and Finance* 3(1), 84-91.
- Ajetomobi, J. O. (2008). *Total Factor Productivity of Agricultural Commodities in Economic Community of West African States (ECOWAS): 1961 - 2005* Paper presented at the CSAE Conference 2008. from <http://www.csae.ox.ac.uk/conferences/2008-EDiA/papers/384-Ajetomobi.pdf>
- Akdede, S. H. (2002). *Economic Liberalization, Markups and Total Factor Productivity Growth in Turkey's Manufacturing Industries*: Vanderbilt University.
- Alston, J. M., Babcock, B. A., & Pardey, P. G. (2010). *The Shifting Patterns of Agricultural Production and Productivity Worldwide*: The Midwest Agribusiness Trade Research and Information Center.
- Alvarez, R., Bravo-Ortega, C., & Navarro, L. (2010). *Innovation, R&D Investment and Productivity in Chile*: Inter-American Development Bank.
- Aragón, A. H. (2007). Factor productivity in the Argentinean agriculture. *Revista de Economía y Estadística*, XLV(1), 7-29.
- Artus, P. (2010). *Total factor productivity: A reflection of innovation drive and improvement in human capital (education)* NATIXIS.
- Arvind, V. (2004). *Sources of India's economic growth: trends in total factor productivity*: Indian Council for Research on International Economic Relations, New Delhi, India.
- Asafu-Adjaye, J., & Mahadevan, R. (2003). How cost efficient are Australia's mining industries? *Energy Economics*, 25(4), 315-329.
- Asian Productivity Organization. (2004). *Total Factor Productivity Growth: Survey Report*. Tokyo: Asian Productivity Organization.

- Baier, S. L., Dwyer, G. P., & Tamura, R. (2006). How important are capital and total factor productivity for economic growth? *Economic Inquiry*, 44(1), 23-49.
- Bernstein, J., Hernandez, J., Rodriguez, J., & Ros, A. (2007). X-factor updating and total factor productivity growth: the case of peruvian telecommunications, 1996–2003. *Journal of Regulatory Economics*, 31(3), 355-355.
- Bonelli, R. (2005). *Productivity performance in developing countries - Country case studies - Brazil*: United Nations Industrial Development Organization.
- Bradley, C., & Sharpe, A. (2009a). *A Detailed Analysis of the Productivity Performance of Mining in Canada*: Centre for the Study of Living Standards.
- Bradley, C., & Sharpe, A. (2009b). *A Detailed Analysis of the Productivity Performance of Oil and Gas Extraction in Canada*: Centre for the Study of Living Standards.
- Çanga, C., Gür, A. İ., Oflaz, M., & Tekin, H. (2008). *Total Factor Productivity Growth in Turkey, CEE Countries And EU-15 Republic of Turkey*, Prime Ministry.
- Centre for the Study of Living Standards. (2003a). *An Analysis of Productivity Trends in the Forest Products Sector in Canada* Centre for the Study of Living Standards.
- Centre for the Study of Living Standards. (2003b). *Productivity in the Forest Products Sector: A Review of the Literature*: Centre for the Study of Living Standards.
- Centre for the Study of Living Standards. (2007). Labour, Capital and Total Factor Productivity by Industry for Canada and the 10 Provinces. *Income and Productivity Data*, 2011, from <http://www.csls.ca/data.asp>
- Chaffai, M. E. A., & Plane, P. (2009). *Total Factor Productivity within the Tunisia's Manufacturing Sectors: Measurement, Determinants and Convergence towards OECD Countries* Paper presented at the 29th Annual Meeting of the Middle East Economic Association.
- Chang, C.-L., & Robin, S. p. (2008). Public policy, innovation and total factor productivity: An application to Taiwan's manufacturing industry. *Mathematics and Computers in Simulation*, 79(3), 352-367.

- Chang, T.-P., & Hu, J.-L. (2010). Total-factor energy productivity growth, technical progress, and efficiency change: An empirical study of China. *Applied Energy*, 87(10), 3262-3270.
- Chen, P.-C., Yu, M.-M., Chang, C.-C., & Hsu, S.-H. (2008). Total factor productivity growth in China's agricultural sector. *China Economic Review*, 19(4), 580-593.
- Chete, L. N., & Adenikinju, A. F. (2002). *Productivity growth in Nigerian manufacturing and its correlation to trade policy regimes/indexes (1962-1985)*: African Economic Research Consortium.
- Contini, E., & Geraldo Martha, J. (2010). *Brazilian agriculture, its productivity and change*. Paper presented at the Bertebos Conference on "Food security and the futures of farms: 2020 and toward 2050". Falkenb. from http://www.abag.com.br/multimidia/ContiniGBMJ_Suecia_agosto2010-vfinal.pdf
- Cororaton, C. B., & Abdula, R. (1999). *Productivity of Philippine Manufacturing*: Philippine Institute for Development Studies.
- Darmstadter, J. (1997). *Productivity Change in U.S. Coal Mining*. Washington, U.S.A.: Resources for the Future.
- Das, D. K., Erumban, A. A., Aggarwal, S., & Wadhwa, D. (2010). *Total Factor Productivity Growth in India in the Reform Period: A Disaggregated Sectoral Analysis*.
- Daude, C. (2010). *Innovation, Productivity and Economic Development in Latin America and the Caribbean*: Organization of Economic Co-operation and Development.
- Delgado, C. L., Rosegrant, M. W., Steinfeld, H., Ehui, S. K., & Courbois, C. (1999). *Livestock to 2020 - The Next Food Revolution*: International Food Policy Research Institute
- Food and Agricultural Organization of the United Nations
International Livestock Research Institute
- Dias Avila, A. F., & Evenson, R. E. (2010). Total Factor Productivity Growth in Agriculture: The Role of Technological Capital. In (Vol. 4, pp. 3769-3822): Elsevier.

- El-hadj, M. B., & Josef, C. B. (2009). Total Factor Productivity Growth, Structural Change and Convergence in the New Members of the European Union. *Comparative Economic Studies*, 51(4), 421-446.
- Eng, P. v. d. (2009). *Total Factor Productivity and Economic Growth in Indonesia*: Australian National University, Arndt-Corden Department of Economics.
- Erwin, D. (2000). The Challenge of Total Factor Productivity. *International Productivity Monitor*, 1, 45-52.
- Fainzylber, P., & Lederman, D. (1999). *Economic Reforms and Total Factor Productivity Growth in Latin America and the Caribbean (1950-95)* World Bank.
- Felipe, J. (1997). *Total factor productivity growth in the East Asia: a critical survey* (No. No. 65): Economics and Development Resource Center.
- Ferreira, P. C., Pessôa, S. d. A., & Veloso, F. A. (2006). *TFP in Latin America*. Paper presented at the Latin America's Total Factor Productivity Puzzle. from <http://www.laef.ucsb.edu/pages/conferences/latinamer07/papers/CavalcantiFerreira.pdf>
- Filippetti, A., & Payrache, A. (2010). *Productivity growth and catch up in Europe: A new perspective on total factor productivity differences*: Munich Personal RePEc Archive.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2005). *The state of food and agriculture - 2005*. Rome (Italy).
- Fouré, J., Bénassy-Quéré, A., & Fontagné, L. (2010). *The world economy in 2050: a tentative picture*: Centre d'études prospectives et d'informations internationales.
- Fournier, J.-M., & Koske, I. (2010). *A Simple Model of the Relationship Between Productivity, Saving and the Current Account*: OECD Publishing.
- Gagales, A. (2002). *Growth in Switzerland: Can Better Performance be Sustained?* : International Monetary Fund.

- Gjerde, O., & Saetteim, F. (2001). *Real cost reductions in Norwegian manufacturing and service industries* (No. 32/01): Research Council of Norway.
- Golub, S. S., & Edwards, L. (2002). South African Productivity: An International Comparative Perspective. *Trade & Industry Monitor*(December), 1-11.
- Gopinath, M., & Carver, J. (2002). Total Factor Productivity And Processed Food Trade: A Cross-Country Analysis. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 27(02).
- Greasley, D., & Madsen, J. B. (2010). Curse and Boon: Natural Resources and Long-Run Growth in Currently Rich Economies*. *Economic Record*, 86(274), 311-328.
- György, S. (2010). Technical Progress and Its Factors in Russia's Economy. *Economic Annals*, 55(186), 7-41.
- Hang, R., Li, W., & Zhang, L. (2008, September 2008). *Thermal Power Enterprise's Total Factor Productivity Model and Its Application* Paper presented at the International Conference on Automation and Logistics Qingdao, China
- Heshmati, A., & Kumbhakar, S. C. (2010). *Technical Change and Total Factor Productivity Growth: The Case of Chinese Provinces*: Institute for the Study of Labor (IZA).
- Hofman, A. A. (2000). *Economic growth and performance in Latin America*. Santiago (Chile): ECLAC.
- Holz, C. A. (2006). *Measuring Chinese Productivity Growth, 1952-2005*: Hong Kong University of Science & Technology
- University of Southern California.
- Honma, S., & Hu, J.-L. (2009). Total-factor energy productivity growth of regions in Japan. *Energy Policy*, 37(10), 3941-3950.
- Hopenhayn, H. A., & Neumeyer, P. A. (2002). *Economic Growth in Latin America and the Caribbean. Country Study for Argentina - The Role of Capital and Labor Reallocation in the Argentine Great Depression of the 1980's*: Universidad T. di Tella.

- Ichihashi, M. (2007). TFP and Production Factors over the Post-War Period in Japan's Macro Economy. *Journal of international development and cooperation*, 13(1), 11-27.
- Idris, J., & Rahmah, I. (2006). *Technical efficiency, technological change and total factor productivity growth in Malaysian manufacturing sector*: University of Malaya.
- Ikhsan, M. (2007). Total Factor Productivity Growth in Indonesian Manufacturing: A Stochastic Frontier Approach. *Global Economic Review*, 36(4), 321-342.
- Jajri, I. (2007). Determinants of total factor productivity growth in Malaysia. *Journal of Economic Cooperation*, 23(8), 41-58.
- Johnson, R. W. M., & Forbes, R. N. (2000). *Recent Productivity Trends in New Zealand Primary Sectors - Agriculture Sector and Forestry & Logging Sector*: Ministry of Agriculture and Forestry.
- Jones, R. A. (1983). Mechanization, Learning Periods, and Productivity Change in the South African Coal Mining Industry: 1950-80. *South African Journal of Economics*, 51(4), 342-351.
- Jong-il, K. (2002). Total Factor Productivity Growth in East Asia: Implications for the Future. *Asian Economic Papers*, 1(2), 50-70.
- Karadağ, M. (2004). Total Factor Productivity Growth in the Turkish Regional Manufacturing Industries. *Manas Sosyal Bilimler Dergisi*, 6(12), 1-7.
- Kaufmann, L., Hovde, D., & Haemig, K. (2008a). *TFP Research for Victoria's Gas Distribution Industry* Pacific Economic Group.
- Kaufmann, L., Hovde, D., & Haemig, K. (2008b). *TFP Research for Victoria's Power Distribution Industry: 2007 Update* Pacific Economic Group.
- Kobayashi, C. (2005). Productivity growth in the electric power industry: a comparative study of Japan, the United States, and Korea. *Public Finance and Management*, 2005(June), 1-7.

- Kulshreshtha, M., & Parikh, J. K. (2001). A study of productivity in the Indian coal sector. *Energy Policy, 29*(9), 701-713.
- Kumar, M., & Basu, P. (2008). Perspectives of productivity growth in Indian food industry: a data envelopment analysis. *International Journal of Productivity and Performance Management, 57*(7), 503-522.
- Lewer, J. J. (2005). *Productivity Analysis in Latin America: Explaining the Lost Decade of the 1970's*: Southwestern Society of Economists.
- Limam, Y. R., & Miller, S. M. (2004). *Explaining Economic Growth: Factor Accumulation, Total Factor Productivity Growth, and Production Efficiency Improvement*: University of Connecticut, Department of Economics.
- Lissitsa, A., & Odening, M. (2005). Efficiency and total factor productivity in Ukrainian agriculture in transition. *Agricultural Economics, 32*(3), 311-325.
- Lissitsa, A., & Rungsuriyawiboon, S. (2006). *Agricultural Productivity Growth in the European Union and Transition Countries*: International Association of Agricultural Economists.
- Ludena, C. E., Hertel, T. W., Preckel, P. V., Foster, K., & Nin, A. (2007). Productivity growth and convergence in crop, ruminant, and nonruminant production: measurement and forecasts. *Agricultural Economics, 37*(1), 1-17.
- Mahmood, A., & Afza, T. (2008). Total Factor Productivity Growth in East Asia: A Two Pronged Approach *European Journal of Economics, Finance and Administrative Sciences*(14), 93-113.
- Maia, J. L., & Kweitel, M. (2003). *Argentina: Sustainable Output Growth After the Collapse*: Ministerio de Economía de Argentina.
- Managi, S., Opaluch, J. J., Jin, D., & Grigalunas, T. A. (2006). Stochastic frontier analysis of total factor productivity in the offshore oil and gas industry. *Ecological Economics, 60*(1), 204-215.

- Marcela, M., Katja, S., & Pablo, M. (2003). *Productivity Dynamics Of The Colombian Manufacturing Sector*: UNIVERSIDAD DE LOS ANDES-CEDE.
- Masood, A. Q., & Kalim, H. (2007). *Determinants of Total Factor Productivity in Pakistan*: Social Policy and Development Center, Karachi.
- Maudos, J., Pastor, J. M., & Serrano, L. (1999). Total factor productivity measurement and human capital in OECD countries. *Economics Letters*, 63(1), 39-44.
- McDonald, S., Rayner, A. J., & Bates, J. M. (1992). PRODUCTIVITY GROWTH AND THE UK FOOD SYSTEM 1954-84. *Journal of Agricultural Economics*, 43(2), 191-204.
- Meijl, H. v., & Tongeren, F. v. (1999). *Endogenous International Technology Spillovers And Biased Technical Change In The GTAP Model*.
- Mélanie, J., Curtotti, R., Saunders, M., Schneider, K., Fairhead, L., & Qian, Y. (2002). *Global Coal Markets Prospects to 2010*: Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics.
- Mendes, S. M., Teixeira, E. C., & Salvatoc, M. A. (2009). *Effect of infrastructure investments on total factor productivity (TFP) in Brazilian agriculture*. Paper presented at the International Association of Agricultural Economists Conference. from <http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/50777/2/IAAE%202009%2015.pdf>
- Morrison, C., & Diewert, W. E. (1990). New techniques in the measurement of multifactor productivity. *Journal of Productivity Analysis*, 1(4), 267-285.
- Nakajima, T., Nomura, K., & Matsuura, T. (2004). Part II – National Reports: JAPAN. In *Total Factor Productivity Growth: Survey Report* (pp. 168-185): Asian Productivity Organization.
- Nin, A., & Yu, B. (2008). *Developing Countries and Total Factor Productivity Growth in Agriculture: New Evidence Using a Malmquist Index with Constrained Implicit Shadow Prices*. Paper presented at the 11th Annual Conference on Global Economic Analysis. from https://www.gtap.agecon.purdue.edu/resources/res_display.asp?RecordID=2665

- Njikam, O., Binam, J. N., & Tachi, S. (2006). *Understanding total factor productivity growth in sub saharan africa countries*: Secretariat for institutional support for economic research in Africa.
- Olavarria, J. A., & Bravo-Ureta, B. E. (2000). *Total factor productivity growth in the Chilean crop sector: 1961-1996*: Latin American Studies Consortium of New England.
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2007). *Annex 4: Multi-factor productivity measures in OECD countries*: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2011). Multi-factor Productivity (Publication.: <http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=MFP>
- Park, J. (2010). *Projection of Long-Term Total Factor - Productivity Growth for 12 Asian Economies*: Asian Development Bank.
- Pun-Lee, L., & Alice, S. (2004). Efficiency and Productivity of China's Thermal Power Generation. *Review of Industrial Organization*, 24(1), 73-93.
- Pyo, H. K. H., & Ha, B. (2009). *Estimates of Labor and Total Factor Productivity by 72 Industries in Korea (1970-2003)*: OECD Publishing.
- Rae, A. N., & Hertel, T. W. (1998). *Livestock Productivity Convergence in the Asia-Pacific Region: Impacts on Trade in Livestock Products and Grains*. Paper presented at the Annual conference of the New Zealand Association of Economists. from <http://caps.massey.ac.nz/docs/nzae2.pdf>
- Raheman, A., Afza, T., Qayyum, A., & Bodla, M. A. (2008). Estimating Total Factor Productivity and Its Components: Evidence from Major Manufacturing Industries of Pakistan. *The Pakistan Development Review*, 47(4), 677-694.
- Rais, G., & Sollberger, P. (2006). *Multi-factor productivity measurement: from data pitfalls to problem solving – the Swiss way* Swiss Federal Statistical Office
- RodriGuez, X. A. (2010). A new productivity index to measure economic sustainability of the mining industry. *DYNA*, 77, 11-20.

- Rosegrant, M. W., & Evenson, R. E. (1995). *Total factor productivity and sources of long-term growth in Indian agriculture* International Food Policy Research Institute
- Ruan, J., & Gopinath, M. (2007). *Global Productivity Distribution and Trade in Processed Food Industries*: American Agricultural Economics Association (New Name 2008: Agricultural and Applied Economics Association).
- Rudolf, B., Zurlinden, M., & Schweizerische, N. (2009). *Productivity and Economic Growth in Switzerland 1991-2005*: Swiss National Bank.
- Rungsuriyawiboon, S., & Lissitsa, A. (2006). *Agricultural productivity growth in the European Union and transition countries*: Leibniz Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe (IAMO).
- Rushdi, A. A. (2000). Total factor productivity measures for Telstra. *Telecommunications Policy*, 24(2), 143-154.
- Said, F., & Said, S. M. (2004). Total Factor Productivity Growth in Malaysian Manufacturing Sector: Emphasis on Heavy Industries. *Journal of Economics and Management*, 12(2), 1-33.
- Scott, G. (2011). Growth Rates for Potatoes in Latin America in Comparative Perspective: 1961-07. *American Journal of Potato Research*, 88(2), 143-152.
- Selin, O. (2007). *Total Factor Productivity Growth in Chinese Industry: 1952-2005*: LAMETA, Universtiy of Montpellier.
- Smith, J., & Centre for the Study of Living, S. (2004). *Productivity trends in the coal mining industry in Canada*. Ottawa: Centre for the Study of Living Standards.
- Tang, J.-y., Zhou, D.-q., & Zhou, X. (2007). An Empirical Study on Total Factor Productivity Change of Coal Cities in China. *Journal of China University of Mining & Technology*, 2007(6).
- The Conference Board. (2010). Growth Accounting and Total Factor Productivity Country Details, 1990-2008 (Publication., from Groningen Growth and Development Centre.

University of Groningen, The Netherlands: <http://www.conference-board.org/data/economydatabase/>

Tiffin, A. (2006). *Ukraine: The Cost of Weak Institutions* International Monetary Fund.

Tim, J. C., Rao, D. S. P., & Wp. (2003). *Total Factor Productivity Growth in Agriculture: A Malmquist Index Analysis of 93 Countries, 1980-2000*: School of Economics, University of Queensland, Australia.

Trueblood, M. A., & Coggins, J. (2003). *Intercountry Agricultural Efficiency and Productivity: A Malmquist Index Approach*.

United States Department of Labor. (2011). Multifactor Productivity. 2011, from <http://www.bls.gov/mfp/mprdload.htm>

Vergara, R. (2005). *Productivity performance in developing countries - Country case studies - Chile*: United Nations Industrial Development Organization.

Vial, V. (2006). New estimates of total factor productivity growth in indonesian manufacturing. *Bulletin of Indonesian Economic Studies*, 42(3), 357-369.

Wanghui, L. (2009). *A Decomposition of Total Factor Productivity Growth in China's Steel Industry: A Stochastic Frontier Approach*.

Warr, P. (2006). *Productivity Growth in Thailand and Indonesia: How Agriculture Contributes to Economic Growth*: Padjadjaran University (Indonesia).

World Bank. (2007). Russia Economic Report November 2007. 2011, from <http://www.slideshare.net/dimitris87/russia-1004263>

Yang, H., & Pollitt, M. G. (2007). *Incorporating Undesirable Outputs into Malmquist TFP Index: Environmental Performance Growth of Chinese Coal-Fired Power PlantsHongliang*.

York, J. (1992). Productivity in wood containers. *Monthly Labor Review*, 1992(October), 16-19.

Yoruk, B., & College, B. (2007). *Human Capital, Innovation, and Productivity Growth: Tales from Latin America and Caribbean*: Munich Personal RePEc Archive.

Zhang, D., & Nagubadi, R. V. (2006). Total Factor Productivity Growth in the Sawmill and Wood Preservation Industry in the United States and Canada: A Comparative Study. *Forest Science*, 52(5), 511-521.

Zhiyi, Y., Yabin, Z., & Deyang, L. (2010, 23-25 July 2010). *Total Factor Productivity Growth of Chinese High-Tech Industry Based on a Industry-Level DEA Approach*. Paper presented at the Information Engineering and Electronic Commerce (IEEC), 2010 2nd International Symposium on.

ANNEXE 4 – Chocs des simulations du modèle GTAP

Évolution de l'économie

2005-2010

shock qgdp("Brazil") = 18.28;
 shock qgdp("China") = 57.47;
 shock qgdp("EastAsia") = 1.15;
 shock qgdp("EU_25") = 2.08;
 shock qgdp("LatinAmer") = 20.25;
 shock qgdp("MENA") = 19.42;
 shock qgdp("NorthAmer") = 5.43;
 shock qgdp("Oceania") = 9.41;
 shock qgdp("RestofEU") = 8.75;
 shock qgdp("RestofWorld") = 17.19;
 shock qgdp("SAsia") = 17.72;
 shock qgdp("SEAsia") = 39.8;
 shock qgdp("SSA") = 20.69;

2010-2015

shock qgdp("Brazil") = 23.43;
 shock qgdp("China") = 48.71;
 shock qgdp("EastAsia") = 13.45;
 shock qgdp("EU_25") = 10.35;
 shock qgdp("LatinAmer") = 21.86;
 shock qgdp("MENA") = 26.28;
 shock qgdp("NorthAmer") = 15.58;
 shock qgdp("Oceania") = 18.28;
 shock qgdp("RestofEU") = 12.74;
 shock qgdp("RestofWorld") = 26.61;
 shock qgdp("SAsia") = 27.96;
 shock qgdp("SEAsia") = 42.58;
 shock qgdp("SSA") = 28.46;

2015-2020

shock qgdp("Brazil") = 21.67;
 shock qgdp("China") = 43.56;
 shock qgdp("EastAsia") = 13.93;
 shock qgdp("EU_25") = 10.08;
 shock qgdp("LatinAmer") = 21.6;
 shock qgdp("MENA") = 25.06;
 shock qgdp("NorthAmer") = 14.59;
 shock qgdp("Oceania") = 15.98;
 shock qgdp("RestofEU") = 10.91;
 shock qgdp("RestofWorld") = 25.78;
 shock qgdp("SAsia") = 26.8;
 shock qgdp("SEAsia") = 39.03;
 shock qgdp("SSA") = 27.47;

2020-2025

shock qgdp("Brazil") = 21.67;
 shock qgdp("China") = 43.56;
 shock qgdp("EastAsia") = 14.15;
 shock qgdp("EU_25") = 9.36;
 shock qgdp("LatinAmer") = 21.15;
 shock qgdp("MENA") = 24.57;
 shock qgdp("NorthAmer") = 14.6;
 shock qgdp("Oceania") = 15.96;
 shock qgdp("RestofEU") = 9.93;
 shock qgdp("RestofWorld") = 25.3;
 shock qgdp("SAsia") = 25.54;
 shock qgdp("SEAsia") = 36.99;
 shock qgdp("SSA") = 25.81;

shock pop("Brazil") = 6.41;
 shock pop("China") = 3.16;
 shock pop("EastAsia") = 0.35;
 shock pop("EU_25") = 0.77;
 shock pop("LatinAmer") = 6.93;
 shock pop("MENA") = 9.27;
 shock pop("NorthAmer") = 5.14;
 shock pop("Oceania") = 7.3;

shock pop("Brazil") = 5.59;
 shock pop("China") = 3.4;
 shock pop("EastAsia") = -0.49;
 shock pop("EU_25") = 0.43;
 shock pop("LatinAmer") = 6.34;
 shock pop("MENA") = 7.7;
 shock pop("NorthAmer") = 5.01;
 shock pop("Oceania") = 6.38;

shock pop("Brazil") = 4.83;
 shock pop("China") = 2.66;
 shock pop("EastAsia") = -1.17;
 shock pop("EU_25") = 0.08;
 shock pop("LatinAmer") = 5.73;
 shock pop("MENA") = 7.15;
 shock pop("NorthAmer") = 4.82;
 shock pop("Oceania") = 5.79;

shock pop("Brazil") = 4.17;
 shock pop("China") = 1.58;
 shock pop("EastAsia") = -1.77;
 shock pop("EU_25") = -0.27;
 shock pop("LatinAmer") = 5.09;
 shock pop("MENA") = 6.19;
 shock pop("NorthAmer") = 4.53;
 shock pop("Oceania") = 5.18;

| | | | |
|--|--|---|--|
| shock pop("RestofEU") = -0.14; | shock pop("RestofEU") = -0.61; | shock pop("RestofEU") = -0.9; | shock pop("RestofEU") = -1.25; |
| shock pop("RestofWorld") = -0.74; | shock pop("RestofWorld") = -0.59; | shock pop("RestofWorld") = -0.78; | shock pop("RestofWorld") = -1.11; |
| shock pop("SAsia") = 6.62; | shock pop("SAsia") = 5.92; | shock pop("SAsia") = 5.28; | shock pop("SAsia") = 4.67; |
| shock pop("SEAsia") = 7.63; | shock pop("SEAsia") = 6.91; | shock pop("SEAsia") = 6.28; | shock pop("SEAsia") = 5.67; |
| shock pop("SSA") = 12.71; | shock pop("SSA") = 12.28; | shock pop("SSA") = 11.61; | shock pop("SSA") = 10.98; |
| | | | |
| shock qo("sklab", "Brazil") = 17.22; | shock qo("sklab", "Brazil") = 18.21; | shock qo("sklab", "Brazil") = 12.43; | shock qo("sklab", "Brazil") = 12.29; |
| shock qo("sklab", "China") = 20.81; | shock qo("sklab", "China") = 24.98; | shock qo("sklab", "China") = 17.57; | shock qo("sklab", "China") = 13.61; |
| shock qo("sklab", "EastAsia") = 2.65; | shock qo("sklab", "EastAsia") = 4.28; | shock qo("sklab", "EastAsia") = 6.09; | shock qo("sklab", "EastAsia") = 2.77; |
| shock qo("sklab", "EU_25") = 1.28; | shock qo("sklab", "EU_25") = -0.33; | shock qo("sklab", "EU_25") = -1.29; | shock qo("sklab", "EU_25") = 0.86; |
| shock qo("sklab", "LatinAmer") = 28.47; | shock qo("sklab", "LatinAmer") = 25.41; | shock qo("sklab", "LatinAmer") = 16.67; | shock qo("sklab", "LatinAmer") = 16.22; |
| shock qo("sklab", "MENA") = 20.52; | shock qo("sklab", "MENA") = 18.39; | shock qo("sklab", "MENA") = 13.68; | shock qo("sklab", "MENA") = 13.23; |
| shock qo("sklab", "NorthAmer") = 6.67; | shock qo("sklab", "NorthAmer") = 5.64; | shock qo("sklab", "NorthAmer") = 4.18; | shock qo("sklab", "NorthAmer") = 5.6; |
| shock qo("sklab", "Oceania") = 4.73; | shock qo("sklab", "Oceania") = 3.78; | shock qo("sklab", "Oceania") = 2.81; | shock qo("sklab", "Oceania") = 4.14; |
| shock qo("sklab", "RestofEU") = 4.37; | shock qo("sklab", "RestofEU") = 2.79; | shock qo("sklab", "RestofEU") = 0.6; | shock qo("sklab", "RestofEU") = 3.78; |
| shock qo("sklab", "RestofWorld") = 5.79; | shock qo("sklab", "RestofWorld") = 4.17; | shock qo("sklab", "RestofWorld") = 1.38; | shock qo("sklab", "RestofWorld") = 4.99; |
| shock qo("sklab", "SAsia") = 27.56; | shock qo("sklab", "SAsia") = 26.34; | shock qo("sklab", "SAsia") = 18.98; | shock qo("sklab", "SAsia") = 15.59; |
| shock qo("sklab", "SEAsia") = 24.41; | shock qo("sklab", "SEAsia") = 22.67; | shock qo("sklab", "SEAsia") = 16.61; | shock qo("sklab", "SEAsia") = 14.65; |
| shock qo("sklab", "SSA") = 18.46; | shock qo("sklab", "SSA") = 18.79; | shock qo("sklab", "SSA") = 15.81; | shock qo("sklab", "SSA") = 12.21; |
| | | | |
| shock qo("unsklab", "Brazil") = 2.77; | shock qo("unsklab", "Brazil") = 4.61; | shock qo("unsklab", "Brazil") = 5.18; | shock qo("unsklab", "Brazil") = 2.86; |
| shock qo("unsklab", "China") = 4.86; | shock qo("unsklab", "China") = 3.72; | shock qo("unsklab", "China") = 3.8; | shock qo("unsklab", "China") = 3.99; |
| shock qo("unsklab", "EastAsia") = 4.17; | shock qo("unsklab", "EastAsia") = 4.66; | shock qo("unsklab", "EastAsia") = 4.67; | shock qo("unsklab", "EastAsia") = 3.74; |
| shock qo("unsklab", "EU_25") = 1.54; | shock qo("unsklab", "EU_25") = 1.21; | shock qo("unsklab", "EU_25") = 1.15; | shock qo("unsklab", "EU_25") = 1.33; |
| shock qo("unsklab", "LatinAmer") = 8.75; | shock qo("unsklab", "LatinAmer") = 7.3; | shock qo("unsklab", "LatinAmer") = 7.75; | shock qo("unsklab", "LatinAmer") = 6.59; |
| shock qo("unsklab", "MENA") = 9.29; | shock qo("unsklab", "MENA") = 7.99; | shock qo("unsklab", "MENA") = 8.18; | shock qo("unsklab", "MENA") = 7.12; |
| shock qo("unsklab", "NorthAmer") = 9; | shock qo("unsklab", "NorthAmer") = 9.79; | shock qo("unsklab", "NorthAmer") = 10.83; | shock qo("unsklab", "NorthAmer") = 7.01; |

| | | | |
|---|---|---|---|
| shock qo("unsklab","Oceania") = 8.31; | shock qo("unsklab","Oceania") = 8.32; | shock qo("unsklab","Oceania") = 10.58; | shock qo("unsklab","Oceania") = 6.31; |
| shock qo("unsklab","RestofEU") = 2.17; | shock qo("unsklab","RestofEU") = 0.27; | shock qo("unsklab","RestofEU") = 0.45; | shock qo("unsklab","RestofEU") = 1.5; |
| shock qo("unsklab","RestofWorld") = 2.96; | shock qo("unsklab","RestofWorld") = 0.62; | shock qo("unsklab","RestofWorld") = 0.3; | shock qo("unsklab","RestofWorld") = 0.51; |
| shock qo("unsklab","SAsia") = 10.01; | shock qo("unsklab","SAsia") = 8.5; | shock qo("unsklab","SAsia") = 9.54; | shock qo("unsklab","SAsia") = 7.32; |
| shock qo("unsklab","SEAsia") = 9.35; | shock qo("unsklab","SEAsia") = 8.44; | shock qo("unsklab","SEAsia") = 8.79; | shock qo("unsklab","SEAsia") = 7.15; |
| shock qo("unsklab","SSA") = 13.61; | shock qo("unsklab","SSA") = 13.29; | shock qo("unsklab","SSA") = 13.67; | shock qo("unsklab","SSA") = 9.53; |
| | | | |
| shock qo("capital","Brazil") = 5.1; | shock qo("capital","Brazil") = 5.1; | shock qo("capital","Brazil") = 5.1; | shock qo("capital","Brazil") = 5.1; |
| shock qo("capital","China") = 30.08; | shock qo("capital","China") = 30.08; | shock qo("capital","China") = 30.08; | shock qo("capital","China") = 30.08; |
| shock qo("capital","EastAsia") = 10.52; | shock qo("capital","EastAsia") = 10.52; | shock qo("capital","EastAsia") = 10.52; | shock qo("capital","EastAsia") = 10.52; |
| shock qo("capital","EU_25") = 8.78; | shock qo("capital","EU_25") = 8.78; | shock qo("capital","EU_25") = 8.78; | shock qo("capital","EU_25") = 8.78; |
| shock qo("capital","LatinAmer") = 7.99; | shock qo("capital","LatinAmer") = 7.99; | shock qo("capital","LatinAmer") = 7.99; | shock qo("capital","LatinAmer") = 7.99; |
| shock qo("capital","MENA") = 4.93; | shock qo("capital","MENA") = 4.93; | shock qo("capital","MENA") = 4.93; | shock qo("capital","MENA") = 4.93; |
| shock qo("capital","NorthAmer") = 13.64; | shock qo("capital","NorthAmer") = 13.64; | shock qo("capital","NorthAmer") = 13.64; | shock qo("capital","NorthAmer") = 13.64; |
| shock qo("capital","Oceania") = 15.41; | shock qo("capital","Oceania") = 15.41; | shock qo("capital","Oceania") = 15.41; | shock qo("capital","Oceania") = 15.41; |
| shock qo("capital","RestofEU") = 9.75; | shock qo("capital","RestofEU") = 9.75; | shock qo("capital","RestofEU") = 9.75; | shock qo("capital","RestofEU") = 9.75; |
| shock qo("capital","RestofWorld") = 9.75; | shock qo("capital","RestofWorld") = 9.75; | shock qo("capital","RestofWorld") = 9.75; | shock qo("capital","RestofWorld") = 9.75; |
| shock qo("capital","SAsia") = 27.48; | shock qo("capital","SAsia") = 27.48; | shock qo("capital","SAsia") = 27.48; | shock qo("capital","SAsia") = 27.48; |
| shock qo("capital","SEAsia") = 23.04; | shock qo("capital","SEAsia") = 23.04; | shock qo("capital","SEAsia") = 23.04; | shock qo("capital","SEAsia") = 23.04; |
| shock qo("capital","SSA") = 8.05; | shock qo("capital","SSA") = 8.05; | shock qo("capital","SSA") = 8.05; | shock qo("capital","SSA") = 8.05; |

Évolution de la production et de la demande énergétique européenne

a) Scénario bioénergie

| | | | |
|--|---|---|---|
| shock dem("frs","ely","EU_25") = 569.42; | shock dem("frs","ely","EU_25") = 14.84; | shock dem("frs","ely","EU_25") = 20.71; | shock dem("frs","ely","EU_25") = 11.89; |
| shock dem("lum","ely","EU_25") = 569.42; | shock dem("lum","ely","EU_25") = 14.84; | shock dem("lum","ely","EU_25") = 20.71; | shock dem("lum","ely","EU_25") = 11.89; |

| | | | |
|---|---|---|---|
| shock dem("coa","ely","EU_25") =-12.56; | shock dem("coa","ely","EU_25") =-13.77; | shock dem("coa","ely","EU_25") =9.59; | shock dem("coa","ely","EU_25") =2.47; |
| shock dem("gas","ely","EU_25") =23.06; | shock dem("gas","ely","EU_25") =30.54; | shock dem("gas","ely","EU_25") =14.58; | shock dem("gas","ely","EU_25") =9.05; |
| shock dem("oil","ely","EU_25") =-54.52; | shock dem("oil","ely","EU_25") =12.73; | shock dem("oil","ely","EU_25") =-10.49; | shock dem("oil","ely","EU_25") =-19.79; |
| Shock pro("ely","EU_25") = 10.55; | Shock pro("ely","EU_25") = 8.87; | Shock pro("ely","EU_25") = 7.69; | Shock pro("ely","EU_25") = 6.29; |
| | | | |
| shock dem("frs","gdt","EU_25") =29.76; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =-3.36; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =-9.32; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =-4.78; |
| shock dem("lum","gdt","EU_25") =29.76; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =-3.36; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =-9.32; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =-4.78; |
| shock dem("coa","gdt","EU_25") =-9.52; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =3.57; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =0.38; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =1.57; |
| shock dem("gas","gdt","EU_25") =2.12; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =2.71; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =4.04; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =2.81; |
| shock dem("oil","gdt","EU_25") =-10.92; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-1.4; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-3.7; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-1.98; |
| Shock pro("gdt","EU_25") = 3.78; | Shock pro("gdt","EU_25") = 2.67; | Shock pro("gdt","EU_25") = 1.74; | Shock pro("gdt","EU_25") = 1.19; |

b) Scénario de base

| | | | |
|---|---|---|---|
| shock dem("frs","ely","EU_25") =14.18; | shock dem("frs","ely","EU_25") =7.05; | shock dem("frs","ely","EU_25") =1.08; | shock dem("frs","ely","EU_25") =6.30; |
| shock dem("lum","ely","EU_25") =14.18; | shock dem("lum","ely","EU_25") =7.05; | shock dem("lum","ely","EU_25") =1.08; | shock dem("lum","ely","EU_25") =6.30; |
| shock dem("coa","ely","EU_25") =-6.50; | shock dem("coa","ely","EU_25") =-5.73; | shock dem("coa","ely","EU_25") =28.55; | shock dem("coa","ely","EU_25") =16.09; |
| shock dem("gas","ely","EU_25") =37.41; | shock dem("gas","ely","EU_25") =29.17; | shock dem("gas","ely","EU_25") =12.56; | shock dem("gas","ely","EU_25") =7.73; |
| shock dem("oil","ely","EU_25") =-23.12; | shock dem("oil","ely","EU_25") =-14.60; | shock dem("oil","ely","EU_25") =-32.45; | shock dem("oil","ely","EU_25") =-23.50; |
| Shock pro("ely","EU_25") = 10.55; | Shock pro("ely","EU_25") = 8.87; | Shock pro("ely","EU_25") = 7.69; | Shock pro("ely","EU_25") = 6.29; |
| | | | |
| shock dem("frs","gdt","EU_25") =7.68; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =3.75; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =-1.72; | shock dem("frs","gdt","EU_25") =0.88; |
| shock dem("lum","gdt","EU_25") =7.68; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =3.75; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =-1.72; | shock dem("lum","gdt","EU_25") =0.88; |
| shock dem("coa","gdt","EU_25") =-0.45; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =4.85; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =1.27; | shock dem("coa","gdt","EU_25") =-0.66; |
| shock dem("gas","gdt","EU_25") =5.87; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =3.37; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =3.99; | shock dem("gas","gdt","EU_25") =2.75; |
| shock dem("oil","gdt","EU_25") =-0.02; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-0.02; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-0.04; | shock dem("oil","gdt","EU_25") =-0.02; |
| Shock pro("gdt","EU_25") = 3.78; | Shock pro("gdt","EU_25") = 2.67; | Shock pro("gdt","EU_25") = 1.74; | Shock pro("gdt","EU_25") = 1.19; |

Évolution de la demande et de la production énergétique nord américaine (analyse de sensibilité, 28^{ième} scénario)

| | | | |
|--|--|--|--|
| Shock pro("gdt", "NorthAmer") = 0.16; | Shock pro("gdt", "NorthAmer") = -0.06; | Shock pro("gdt", "NorthAmer") = -0.06; | Shock pro("gdt", "NorthAmer") = 0; |
| Shock pro("ely", "NorthAmer") = 6.64; | Shock pro("ely", "NorthAmer") = 1.73; | Shock pro("ely", "NorthAmer") = 1.73; | Shock pro("ely", "NorthAmer") = 3.85; |
| shock dem("coa", "ely", "NorthAmer") = 3.46; | shock dem("coa", "ely", "NorthAmer") = -8.27; | shock dem("coa", "ely", "NorthAmer") = -8.27; | shock dem("coa", "ely", "NorthAmer") = -19.15; |
| shock dem("oil", "ely", "NorthAmer") = -23.96; | shock dem("oil", "ely", "NorthAmer") = -38.54; | shock dem("oil", "ely", "NorthAmer") = -38.54; | shock dem("oil", "ely", "NorthAmer") = -12.1; |
| shock dem("gas", "ely", "NorthAmer") = 10.82; | shock dem("gas", "ely", "NorthAmer") = 6.24; | shock dem("gas", "ely", "NorthAmer") = 6.24; | shock dem("gas", "ely", "NorthAmer") = 7.99; |
| shock dem("frs", "ely", "NorthAmer") = 19.43; | shock dem("frs", "ely", "NorthAmer") = 42.37; | shock dem("frs", "ely", "NorthAmer") = 42.37; | shock dem("frs", "ely", "NorthAmer") = 36.09; |
| shock dem("lum", "ely", "NorthAmer") = 19.43; | shock dem("lum", "ely", "NorthAmer") = 42.37; | shock dem("lum", "ely", "NorthAmer") = 42.37; | shock dem("lum", "ely", "NorthAmer") = 36.09; |

Évolution des technologies

Les données de l'annexe 3 ont été utilisées pour calculer les chocs sur les variables technologiques pour chaque quinquénat et chaque région, par exemple pour la période 2005-2010 au Brésil on a :

```

shock afall(TRAD_COMM,"coa","Brazil") = uniform 3.83 ;
shock afall(TRAD_COMM,"ely","Brazil") = uniform 4.66 ;
shock afall(TRAD_COMM,"frs","Brazil") = uniform 9.06 ;
shock afall(TRAD_COMM,"gas","Brazil") = uniform 5.66 ;
shock afall(TRAD_COMM,"gdt","Brazil") = uniform 6.78 ;
shock afall(TRAD_COMM,"GrainsCrops","Brazil") = uniform 5.62 ;
shock afall(TRAD_COMM,"HeavyMnfc","Brazil") = uniform 4.56 ;
shock afall(TRAD_COMM,"LightMnfc","Brazil") = uniform 3.15 ;
shock afall(TRAD_COMM,"lum","Brazil") = uniform 3.7 ;
shock afall(TRAD_COMM,"MeatLstk","Brazil") = uniform 7.68 ;
shock afall(TRAD_COMM,"oil","Brazil") = uniform 2.88 ;

```

```
shock afall(TRAD_COMM,"omn","Brazil") = uniform 4.6 ;
shock afall(TRAD_COMM,"OthServices","Brazil") = uniform 2.6 ;
shock afall(TRAD_COMM,"p_c","Brazil") = uniform 4.08 ;
shock afall(TRAD_COMM,"ppp","Brazil") = uniform 4.66 ;
shock afall(TRAD_COMM,"ProcFood","Brazil") = uniform 3.57 ;
shock afall(TRAD_COMM,"TextWapp","Brazil") = uniform 4.65 ;
shock afall(TRAD_COMM,"TransComm","Brazil") = uniform 6.36 ;
shock afall(TRAD_COMM,"Util_Cons","Brazil") = uniform 2.51 ;
shock afall(TRAD_COMM,"wtr","Brazil") = uniform 7.08 ;
```

ANNEXE 5 – Liste des processus ecoinvent utilisés pour modéliser GTAP7

| Secteur GTAP | Description | Processus ecoinvent |
|---------------------|--------------------------|--|
| frs | Bois de Tritur,RetBF | Industrial residue wood, mix, hardwood, u=40%, at plant/RER U |
| frs | Bois de Tritur,RetBF | Industrial residue wood, mix, softwood, u=40%, at plant/RER U |
| frs | Grumes Sciege+Placage | Industrial wood, hardwood, under bark, u=80%, at forest road/RER U |
| frs | Grumes Sciege+Placage | Industrial wood, softwood, under bark, u=140%, at forest road/RER U |
| frs | Bois de Chauffage | Logs, mixed, at forest/RER U |
| frs | Autre Bois Rnd Indus | Round wood, hardwood, under bark, u=70%, at forest road/RER U |
| frs | Autre Bois Rnd Indus | Round wood, softwood, under bark, u=70% at forest road/RER U |
| lum | Caisses | EUR-flat pallet/RER U |
| lum | Durs | Fibreboard hard, at plant/RER U |
| lum | Isolantes | Fibreboard soft, at plant/RER U |
| lum | MDF | Medium density fibreboard, at plant/RER U |
| lum | Feuilles de Placage | Oriented strand board, at plant/RER U |
| lum | Panneau de Particules | Particle board, indoor use, at plant/RER U |
| lum | Panneau de Particules | Particle board, outdoor use, at plant/RER U |
| lum | Contreplaqués | Plywood, indoor use, at plant/RER U |
| lum | Contreplaqués | Plywood, outdoor use, at plant/RER U |
| lum | Sciages | Sawn timber, hardwood, raw, air / kiln dried, u=10%, at plant/RER U |
| lum | Sciages | Sawn timber, hardwood, raw, kiln dried, u=10%, at plant/RER U |
| lum | Sciages | Sawn timber, softwood, raw, kiln dried, u=10%, at plant/RER U |
| lum | Sciages | Sawn timber, softwood, raw, kiln dried, u=20%, at plant/RER U |
| lum | Copeaux et Particules | Wood chips, mixed, u=120% at forest/RER U |
| lum | Residus de Bois | Wood pellets, u=10%, at storehouse/RER U |
| ppp | Pâte de Bois, Mecanique | Chemi-thermomechanical pulp, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton,Emballage | Corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton,Emballage | Corrugated board, recycling fibre, double wall, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton,Emballage | Folding boxboard, FBB, at plant/RER U |
| ppp | Papier,Impressn+Écriture | Kraft paper, bleached, at plant/RER U |
| ppp | Papiers Domest et Hygién | Kraft paper, bleached, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton NDA | Kraft paper, bleached, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton,Emballage | Kraft paper, unbleached, at plant/RER U |
| ppp | Papier+Carton,Emballage | Packaging, corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant/RER U |
| ppp | Papier Journal | Paper, newsprint, at regional storage/RER U |
| ppp | Papiers couchés | Paper, wood-containing, LWC, at regional storage/RER U |
| ppp | P.non couchés fabr mécan | Paper, wood-containing, supercalendred (SC), at regional storage/RER U |

| | | |
|-------------|-------------------------|--|
| ppp | P.non couchés sans bois | Paper, woodfree, uncoated, at regional storage/RER U |
| ppp | Pâte de Bois, Mecanique | Stone groundwood pulp, SGW, at plant/RER U |
| ppp | Pâte Bois,Chimique | Sulphate pulp, average, at regional storage/RER U |
| ppp | Pâte de Bois, Mecanique | Thermo-mechanical pulp, at plant/RER U |
| Coa | Australia-coal | Hard coal, at mine/AU U |
| Coa | China-coal | Hard coal, at mine/CN U |
| Coa | Asia-coal | Hard coal, at mine/CPA U |
| Coa | Easter Europe-coal | Hard coal, at mine/EEU U |
| Coa | LatinAmer-coal | Hard coal, at mine/RLA U |
| Coa | Namerica-coal | Hard coal, at mine/RNA U |
| Coa | Russia-coal | Hard coal, at mine/RU U |
| Coa | Western Europe-coal | Hard coal, at mine/WEU U |
| Coa | SSA-coal | Hard coal, at mine/ZA U |
| Coa | Lignite | Lignite, at mine/RER U |
| gas | EU_25-gas | Natural gas, at production offshore/GB U |
| gas | Rest of Europe-gas | Natural gas, at production offshore/NO U |
| gas | MENA-gas | Natural gas, at production onshore/DZ U |
| gas | Rest of World-gas | Natural gas, at production onshore/RU U |
| gas | SSA-gas | Natural gas, at production/NG U |
| GrainsCrops | Barley (grain) | Barley grains IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Barley (straw) | Barley straw IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Maize (incl. green) | Corn, at farm/US U |
| GrainsCrops | Seed cotton | Cotton seed, at farm/CN U |
| GrainsCrops | Jute | Jute fibres, irrigated system, at farm/IN U |
| GrainsCrops | Oil palm fruit | Palm fruit bunches, at farm/MY U |
| GrainsCrops | Potatoes | Potatoes IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Peas, dry & green | Protein peas, IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Grapes | Raisin, viticulture EU |
| GrainsCrops | Rapeseed | Rape seed IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Rice, paddy | Rice, at farm/US U |
| GrainsCrops | Rye (grain) | Rye grains conventional, at farm/RER U |
| GrainsCrops | Rye (straw) | Rye straw conventional, at farm/RER U |
| GrainsCrops | Soybeans | Soybeans, at farm/US U |
| GrainsCrops | Sugar beet | Sugar beets IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Sugar cane | Sugar cane, at farm/BR U |
| GrainsCrops | Sunflower seed | Sunflower IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Sorghum (grain) | Sweet sorghum grains, at farm/CN U |
| GrainsCrops | Sorghum (stem) | Sweet sorghum stem, at farm/CN U |
| GrainsCrops | Wheat (grain) | Wheat grains IP, at farm/CH U |
| GrainsCrops | Wheat (straw) | Wheat straw IP, at farm/CH U |
| LightMnfc | Aluminium manufacturé | Aluminium product manufacturing, average metal working/RER U |

| | | |
|-----------|----------------------------|---|
| LightMnfc | Cuivre manufacturé | Copper product manufacturing, average metal working/RER U |
| LightMnfc | Autres métaux manufacturés | Metal product manufacturing, average metal working/RER U |
| LightMnfc | Acier manufacturé | Steel product manufacturing, average metal working/RER U |
| MeatLstk | Demersal Fish | average fish |
| MeatLstk | Freshwater Fish | average fish |
| MeatLstk | Marine Fish, Other | average fish |
| MeatLstk | Pelagic Fish | average fish |
| MeatLstk | Buffalo meat | Beef average |
| MeatLstk | Camel meat | Beef average |
| MeatLstk | Cattle meat | Beef average |
| MeatLstk | Horse meat | Beef average |
| MeatLstk | Bird meat, nes | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Chicken meat | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Duck meat | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Goose and guinea fowl meat | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Rabbit meat | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Turkey meat | Chicken, frozen, from slaughterhouse |
| MeatLstk | Hen eggs, in shell | Egg |
| MeatLstk | Other bird eggs,in shell | Egg |
| MeatLstk | Pig meat | Ham (skinke) |
| MeatLstk | Cattle Hides | Leather I UCTE |
| MeatLstk | Goatskins | Leather I UCTE |
| MeatLstk | Sheepskins | Leather I UCTE |
| MeatLstk | Skins With Wool Sheep | Leather I UCTE |
| MeatLstk | Buffalo Hide | Leather I UCTE buffalo |
| MeatLstk | Molluscs, Other | Mussels, ex harbour |
| MeatLstk | Crustaceans | Norway lobster, ex harbour |
| MeatLstk | Goat meat | Sheep for slaughtering, live weight, at farm/US U |
| MeatLstk | Sheep meat | Sheep for slaughtering, live weight, at farm/US U |
| MeatLstk | Wool, greasy | Wool, sheep, at farm/US U |
| Oil | EU_25-oil | Crude oil, at production offshore/GB U |
| Oil | Rest of Europe-oil | Crude oil, at production offshore/NO U |
| Oil | MENA-oil | Crude oil, at production onshore/RME U |
| Oil | Restofworld-oil | Crude oil, at production onshore/RU U |
| Oil | SSA-oil | Crude oil, at production onshore/SSA |
| omn | Aluminium | Aluminium, primary, at plant/RER U |
| omn | Asbestos | Asbestos, crysotile type, at plant/GLO U |
| omn | Chromium | Chromium, at regional storage/RER U |
| omn | Clay | Clay, at mine/CH U |
| omn | Copper | Copper, at regional storage/RER U |
| omn | Dolomite | Dolomite, at plant/RER U |

| | | |
|----------|--|--|
| omn | Fluorspar | Fluorspar, 97%, at plant/GLO U |
| omn | Gold | Gold, primary, at refinery/GLO U |
| omn | Gravel | Gravel, unspecified, at mine/CH U |
| omn | Gypsum | Gypsum, mineral, at mine/CH U |
| omn | Iron | Iron ore, 65% Fe, at beneficiation/GLO U |
| omn | Lead | Lead, primary, at plant/GLO U |
| omn | Manganese | Manganese, at regional storage/RER U |
| omn | Molybdenum | Molybdenum, at regional storage/RER U |
| omn | Nickel | Nickel, 99.5%, at plant/GLO U |
| omn | Peat | Peat, at mine/NORDEL U |
| omn | Sand | Sand, at mine/CH U |
| omn | Silver | Silver, Primary, at regional storage/RER U |
| omn | Tin | Tin, at regional storage/RER U |
| omn | Uranium | Uranium natural, at mine/GLO U |
| omn | Zinc | Zinc, primary, at regional storage/RER U |
| ProcFood | Cheese (All Kinds) + | Cheese |
| ProcFood | Coconut (copra) oil | Crude coco nut oil, at plant/PH U |
| ProcFood | Maize (corn) starch | Maize starch, at plant/DE U |
| ProcFood | Buffalo milk, whole, fresh | Milking/CH U |
| ProcFood | Cow milk, whole, fresh | Milking/CH U |
| ProcFood | Goat milk, whole, fresh | Milking/CH U |
| ProcFood | Sheep milk, whole, fresh | Milking/CH U |
| ProcFood | Palm nut or kernel oil cake and other solid residues | Palm kernel meal, at oil mill/MY U |
| ProcFood | Palm kernel oil | Palm kernel oil, at oil mill/MY U |
| ProcFood | Palm oil | Palm oil, at oil mill/MY U |
| ProcFood | Potato starch | Potato starch, at plant/DE U |
| ProcFood | Rape or colza seed oil-cake and other solid residues | Rape meal, at oil mill/RER U |
| ProcFood | Rapeseed oil | Rape oil, at oil mill/RER U |
| ProcFood | Soya bean flour or meal | Soybean meal, at oil mill/US U |
| ProcFood | Soya-bean oil-cake and other solid residues | Soybean meal, at oil mill/US U |
| ProcFood | Soybean oil | Soybean oil, at oil mill/US U |
| ProcFood | wine | wine |
| ProcFood | Wheat or meslin flour | Flour, wheat, conventional |
| ProcFood | Cereal flour except wheat, meslin, rye, maize, rice | Flour, wheat, conventional |
| ProcFood | Maize (corn) flour | Flour, wheat, conventional |
| ProcFood | Rice flour | Flour, wheat, conventional |
| ProcFood | Rye flour | Flour, rye, conventional |
| TextWapp | Leather | Leather UCTE |
| TextWapp | Jute | Textile, jute, at plant/IN U |
| TextWapp | True Hemp yarn | Textile, kenaf, at plant/IN U |
| TextWapp | Cotton | Textile, woven cotton, at plant/GLO U |

| | | |
|-----------|--|--|
| TextWapp | Viscose | Viscose fibres, at plant/GLO U |
| p_c | Butanes, liquefied | Propane/ butane, at refinery/RER U |
| p_c | GAS DIESEL OIL | Kerosene, at refinery/RER U |
| p_c | Liquefied petroleum gas (LPG) - production from refineries | Refinery gas, at refinery/RER U |
| p_c | Petroleum bitumen | Bitumen, at refinery/RER U |
| p_c | Petroleum coke - production from refineries | Petroleum coke, at refinery/RER U |
| p_c | Petroleum gases and gaseous hydrocarbons nes, as gas | Refinery gas, at refinery/RER U |
| p_c | Petroleum jelly | Naphtha, at refinery/RER U |
| p_c | Petroleum waxes - production from refineries | Paraffin, at plant/RER U |
| p_c | Propane, liquefied | Propane/ butane, at refinery/RER U |
| p_c | Residues of petroleum oils etc. nes | Bitumen, at refinery/RER U |
| p_c | TAR | Tar, at coke plant/GLO U |
| HeavyMnfc | 1,2-dichloroethane(ethylene dichloride) | Ethylene dichloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | 1-chloro-2,3-epoxypropane(epichlorohydrin) | Epichlorohydrin, from hypochlorination of allyl chloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | 2,2'-oxydiethanol(diethylene glycol) | Diethylene glycol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acetic acid | Acetic acid, 98% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acetic anhydride | Acetic anhydride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acetone | Acetone, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylic acid esters | Acrylic acid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylic acid, salts | Acrylic acid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylonitrile | Acrylonitrile, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylonitrile-butadiene rubber (NBR) except as latex | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylonitrile-butadiene rubber (NBR), latex | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Acrylonitrile-butadiene-styrene (ABS) copolymers | Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer, ABS, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Alkyd resins, in primary forms | Alkyd resin, long oil, 70% in white spirit, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Aluminium fluoride | Aluminium fluoride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Aluminium hydroxide | Aluminium hydroxide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Aluminium sulphate | Aluminium sulphate, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Amino-resins nes, in primary forms | Melamine formaldehyde resin, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonia in aqueous solution | Ammonia, liquid, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonium carbonate (including commercial) | Ammonium carbonate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonium chloride | Ammonium chloride, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Ammonium nitrate limestone etc mixes, pack >10 kg | Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonium nitrate, including solution, in pack >10 kg | Ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonium sulphate, in packs >10 kg | Ammonium sulphate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Ammonium sulphate-nitrate mix, double salts, pack>10k | Ammonium sulphate/nitrate mixtures |
| HeavyMnfc | Aniline derivatives, salts thereof | Aniline, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Anionic surface-active agents | Anionic resin, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Anthraquinone | Anthraquinone, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|---|---|
| HeavyMnfc | Argon | Argon, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Aromatic ethers, derivatives | Diphenylether-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Articles of cellular rubber | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Baths, shower-baths and wash basins, of plastics | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Benzaldehyde | Benzaldehyde, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Benzene | Benzene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Benzoic acid, its salts & esters | Benzoic-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Benzoyl peroxide and benzoyl chloride | Benzoic-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Benzyl alcohol | Benzyl alcohol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Bisphenol A, diphenylpropane, salts | Bisphenol A, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Boron, tellurium | Tellurium, semiconductor-grade, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Boxes, cases, crates etc. of plastic | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Buta-1, 3-diene and isoprene | Butadiene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Butadiene rubber (BR) | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Butanols nes | Butanol, 1-, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Butanone (methyl ethyl ketone) | Methyl ethyl ketone, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Butene (butylene) and isomers thereof | Butene, mixed, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cadmium sulphide | Cadmium sulphide, semiconductor-grade, at plant/US U |
| HeavyMnfc | Calcium carbide | Calcium carbide, technical grade, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Calcium chloride | Calcium chloride, CaCl ₂ , at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Calcium-ammonium nitrate mix, double salts pack >10kg | Calcium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Camel-back strips for retreading rubber tyres | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Carbon (carbon blacks and other forms of carbon, nes) | Carbon black, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Carbon dioxide | Carbon dioxide liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Carbon tetrachloride | Carbon tetrachloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Carboxymethylcellulose, salts, in primary forms | Carboxymethyl cellulose, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cationic surface-active agents | Cationic resin, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Cerium compounds | Cerium concentrate, 60% cerium oxide, at plant/CN U |
| HeavyMnfc | Chlorine | Chlorine, liquid, production mix, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Chlorobenzene, o-dichlorobenzene and p-dichlorobenzen | Monochlorobenzene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Chloroform (trichloromethane) | Trichloromethane, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Chloromethane and chloroethane | Methylchloride, at plant/WEU U |
| HeavyMnfc | Chloroprene (chlorobutadiene) rubber (CR) except late | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Chloroprene (chlorobutadiene) rubber (CR) latex | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Chromium oxides, hydroxides except chromium trioxide | Chromium oxide, flakes, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Colour film in rolls, width >610mm, length > 200m | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Colour photo film, rolls, width <105mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Compounds, mixes of rare-earths, yttrium, scandium ne | Rare earth concentrate, 70% REO, from bastnasite, at beneficiation/CN U |
| HeavyMnfc | Copper oxides and hydroxides | Copper oxide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Creosote oils | Wood preservative, creosote, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|--|--|
| HeavyMnfc | Cumene | Cumene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cyanides and cyanide oxides of sodium | Sodium cyanide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cyclohexane | Cyclohexane, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cyclohexanol,methylcyclohexanol, dimethylcyclohexanol | Cyclohexanol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cyclohexanone and methylcyclohexanones | Cyclohexanone, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Diammonium phosphate, in packs >10 kg | Diammonium phosphate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Dichloromethane (methylene chloride) | Dichloromethane, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Diethanolamine, salts | Diethanolamine, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Diethyl ether | Diethyl ether, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Diphosphorus pentaoxide | Organophosphorus-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Disinfectants, packaged for retail sale | Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Disodium tetraborate (refined borax) anhydrous | Borax, anhydrous, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Dithionites and sulphoxylates of sodium | Sodium dithionite, anhydrous, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Epoxide resins, in primary forms | Epoxy resin, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Epoxides, epoxy-alcohols,-phenols,-ethers nes, derivs | Epoxy resin, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethanal (acetaldehyde) | Acetaldehyde, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethyl acetate | Ethyl acetate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylbenzene | Ethyl benzene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylene | Ethylene, average, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylene glycol (ethanediol) | Ethylene glycol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylene, propylene, butylene, butadiene, liquefied | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylenediamine, its salts | Ethylenediamine, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ethylene-vinyl acetate copolymers in primary forms | Ethylene vinyl acetate copolymer, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Film for colour photo, rolls width 16-35mm, >30m long | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film in rolls, width >610mm, length <200 m, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film in rolls, width 105-610 mm nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film, colour photo nes, rolls width 16-35mm,<30m long | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film, colour photo, rolls, width <16mm, <14 m long,ne | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film, colour photo, rolls, width <16mm, >14 m long,ne | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film, colour slide, rolls width 16-35mm, <30m long | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Film, rolls, except colour, width >610mm, length >200 | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Fittings for plastic tube, pipe or hose | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Flexible plastic tube/hose not reinforced, no fitting | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Flexible plastic tube/hose with fitting not reinforce | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Floor coverings, mats of rubber except cellular, hard | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Floor, wall, ceiling cover, roll, tile, vinyl chlorid | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Floor/wall/ceiling cover, roll/tile not vinyl chlorid | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Fluorine, bromine | Fluorine, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Formic acid | Formic acid, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|--|---|
| HeavyMnfc | Fungicides, packaged for retail sale | Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Gloves other than surgical, of rubber | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Glycerol (glycerine), crude and glycerol waters & lye | Glycerol (glycerine) |
| HeavyMnfc | Glycerol (glycerine), nes including synthetic glycerol | Glycerol (glycerine) |
| HeavyMnfc | Halo-isobutene-isoprene rubber (CIIR/BIIR) | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Hard rubber (eg ebonite) in all forms, articles, scrap | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Headgear nes, of rubber or plastic | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Herbicides, sprouting and growth regulators | Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Heterocyclic compds with an unfused triazine ring nes | Triazine-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Hydrogen | Hydrogen, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Hydrogen chloride (hydrochloric acid) | Hydrochloric acid, 30% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Hydrogen fluoride (hydrofluoric acid) | Hydrogen fluoride, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Hydrogen peroxide | Hydrogen peroxide, 50% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Industrial fatty alcohols | Industrial fatty alcohols |
| HeavyMnfc | Inner tubes of rubber except bicycle or motor vehicle | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Inner tubes of rubber for bicycles | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Inner tubes of rubber for motor vehicles | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Inorganic acids nes | Inorganic acids nes |
| HeavyMnfc | Insecticides, packaged for retail sale | Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Instant print film, rolls | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Iron chlorides | Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Isobutene-isoprene (butyl) rubber (IIR) | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Isobutyl acetate | Isobutyl acetate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Isocyanates | Isocyanates |
| HeavyMnfc | Isoprene rubber (IR) | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Lactones, other than coumarins | Butyrolactone/GLO U |
| HeavyMnfc | Lamp and lighting fitting parts of plastics | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Lavatory seats and covers of plastics | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Lithium carbonates | Lithium carbonate, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Lithium oxide and hydroxide | Lithium hydroxide, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Lubricant <70% petroleum oil, textile or leather use | Lubricating oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Lubricants etc, no petroleum oil, textile, leather us | Lubricating oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Lubricating oil additives with petroleum, bitumen oil | Lubricating oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Lubricating preparations, zero petroleum content, nes | Lubricating oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Magnesium hydroxide and peroxide | Magnesium oxide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Magnesium sulphate | Magnesium sulphate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Maleic anhydride | Maleic anhydride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Mannitol | Polyols, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Melamine | Melamine, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|---|--|
| HeavyMnfc | Melamine resins, in primary forms | Melamine formaldehyde resin, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Mercury | Mercury, liquid, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Metal manufacturing | Heavy manufacturing steel product, average metal working/RER U |
| HeavyMnfc | Methacrylic acid, salts | Acrylic acid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Methanal (formaldehyde) | Formaldehyde, production mix, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Methyl alcohol | Methanol, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | Methylamine, di- or trimethylamine, salts | Trimethylamine, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Methyloxirane (propylene oxide) | Propylene oxide, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Mixed xylene isomers | Xylene, at plant/RER U |
| | Monoammonium phosphate & mix with diammonium, <=10 kg | Monoammonium phosphate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Monobutyl ethers of ethylene and diethylene glycol | Ethylene glycol monoethyl ether, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Monoethanolmine, salts | Monoethanolamine, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Monomethyl ethers of ethylene and diethylene glycol | Ethylene glycol monoethyl ether, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Monophenols nes | Phenol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | M-xylene | Xylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Natural rubber in other forms | Natural rubber based sealing, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Natural rubber in smoked sheets | Natural rubber based sealing, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Natural rubber latex, including prevulcanised | Natural rubber based sealing, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | N-butyl acetate | Butyl acetate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | N-butyl alcohol | Butanol, 1-, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Nitric acid, sulphonitic acids | Nitric acid, 50% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Nitrile-function compounds, nes | Nitrile-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Nitrogen | Nitrogen, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Oleic acid | Fatty acids, from vegetarian oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Oxides of boron, boric acids | Boric acid, anhydrous, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Oxirane (ethylene oxide) | Ethylene oxide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Oxygen | Oxygen, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | O-xylene | Xylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Paints and varnishes nes, water pigments for leather | Acrylic varnish, 87.5% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Pentaerythritol | Penta-erythritol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Pentanol, isomers | 1-pentanol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Pesticides, rodenticides, nes, for retail sale | Pesticide unspecified, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Phenol (hydroxybenzene), salts | Phenol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Phenolic resins, in primary forms | Phenolic resin, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Phenols | Phenol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Phosphoric acid and polyphosphoric acids | Phosphoric acid, industrial grade, 85% in H ₂ O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Phosphorus | Phosphorus, white, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Photo film in rolls, width <16 mm, <14m long, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photo film in rolls, width <16 mm, >14m long, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photo film in rolls, width 16-35mm, <30m long, nes | Extrusion, plastic film/RER U |

| | | |
|-----------|--|--|
| HeavyMnfc | Photo film in rolls, width 16-35mm, >30m long, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photo film nes, rolls, width < 105mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photo plates & film in the flat, nes, any side >255mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic film in rolls, colour, width >35 mm, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic film, rolls, for x-ray | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic film, rolls, of a width <= 35 mm, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic instant print film in the flat | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic plates and film in the flat, colour | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Photographic plates, film in the flat, nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Phthalic anhydride | Phthalic anhydride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Pitch | Pitch desperfents, in paper production, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic articles for goods conveyance or packing nes | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic articles nes | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic builders' ware nes | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic carboys, bottles and flasks, etc | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic doors and windows and frames thereof | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic fittings for furniture, coachwork, etc | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic household, toilet articles not table, kitchen | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic office and school articles and supplies | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic reservoirs, tanks, vats, etc, capacity <300l | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic sacks, bags, cone except of ethylene polymers | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic shutters and blinds (including Venetian) | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic spools, cops, bobbins and similar supports | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic statuettes and other ornamental articles | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic stoppers, lids, caps and other closures | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic table and kitchen ware | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic tube, pipe or hose, flexible, mbp > 27.6 MPa | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic tube, pipe or hose, flexible, nes | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Plastic tube, pipe or hose, rigid, nes | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber for aircraft | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber for bicycles | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber for buses or lorries | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber for motor cars | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber for motorcycles | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber nes | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Pneumatic tyres new of rubber nes, herring-bone tread | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Polycarbonates, in primary forms | Polycarbonate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polyethylene - specific gravity <0.94 in primary form | Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polyethylene - specific gravity >0.94 in primary form | Polyethylene, HDPE, granulate, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|---|---|
| HeavyMnfc | Polyethylene terephthalate, in primary forms | Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polymers of ethylene nes, in primary forms | Ethylene vinyl acetate copolymer, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polymers of propylene, olefins nes in primary forms | Propylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polymers of styrene except SAN or ABS in primary form | Styrene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polymers of vinyl chloride & halogenated olefins nes | Vinyl chloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polymethyl methacrylate, in primary forms | Polymethyl methacrylate |
| HeavyMnfc | Polypropylene in primary forms | Polypropylene, granulate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polystyrene, except expandable in primary forms | Polystyrene nes |
| HeavyMnfc | Polystyrene, expandable in primary forms | Polystyrene, expandable, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polysulphides, polysulphones etc, nes in primary form | Polysulphide, sealing compound, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polytetrafluoroethylene in primary forms | Tetrafluoroethylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Polyurethanes in primary forms | Polyurethanes in primary forms |
| HeavyMnfc | Polyvinyl chloride in primary forms | Polyvinylchloride, at regional storage/RER U |
| HeavyMnfc | Polyvinyl chloride nes, not plasticised, primary form | Polyvinylchloride, at regional storage/RER U |
| HeavyMnfc | Polyvinyl chloride nes, plasticised in primary forms | Vinyl acetate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Potassium chloride, in packs >10 kg | Potassium chloride, as K2O, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Potassium hydroxide (caustic potash) | Potassium hydroxide, at regional storage/RER U |
| HeavyMnfc | Potassium nitrate | Potassium nitrate |
| HeavyMnfc | Potassium sulphate, in packs >10 kg | Potassium sulphate, as K2O, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Prepared explosives, except propellant powders | Explosives, tovex, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Propellant powders | Explosives, tovex, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Propene (propylene) | Propylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Propyl alcohol and isopropyl alcohol | 1-propanol, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Propylene copolymers in primary forms | Propylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Propylene glycol (propane-1,2-diol) | Propylene glycol, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | P-xylene | Xylene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Quinones other than anthraquinone | Anthraquinone, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Rare gases other than argon | Rare gases nes |
| HeavyMnfc | Rare-earth metals, scandium and yttrium | Rare earth concentrate, 70% REO, from bastnasite, at beneficiation/CN U |
| HeavyMnfc | Rosin and resin acids | Rosin size, in paper production, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Rubber hygienic, pharmacy items except contraceptives | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Rubber surgical gloves | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Rubber tube, pipe, hose textile-reinforced no fitting | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Rubber tube, pipe, hose, metal reinforced, no fitting | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Sacks & bags (including cones) of polymers of ethylen | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Selenium | Selenium, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Self-adhesive plastic, rolls <20cm wide | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Self-adhesive plates, sheets, film, plastic, w >20 cm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet etc, cellular of plastics nes | Extrusion, plastic film/RER U |

| | | |
|-----------|---|---|
| HeavyMnfc | Sheet etc, cellular of polymers of styrene | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet etc, cellular of polymers of vinyl chloride | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet etc, cellular of polyurethane | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet etc, cellular of regenerated cellulose | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf acrylic polymers nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf amino-resins | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf cellulose acetate | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf cellulose derivs nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf phenolic resins | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf plastics nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polyamides | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polycarbonates | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polyesters nes | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polyethylene terephthal | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polymers of ethylene | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polymers of propylene | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polymers of styrene | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polymethyl methacrylate | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf polyvinyl butyral | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf regenerated cellulose | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf rigid vinyl polymer | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf unsaturated polyesters | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Sheet/film not cellular/reinf vulcanised rubber | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Silicates of sodium other than metasilicates | Silicates of sodium nes |
| HeavyMnfc | Silicon carbide | Silicon carbide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Silicon, >99.99% pure | Silicone product, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Silicones in primary forms | Silicone product, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Silver halide photo film, rolls, width <105mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Soaps nes | Soap, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Soaps, for toilet use, solid | Soap, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium chlorate | Sodium chlorate, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium dichromate | Sodium dichromate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium hydroxide (caustic soda) in aqueous solution | Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium metasilicates | Sodium metasilicate pentahydrate, 58%, powder, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium sulphates other than disodium sulphate | Sodium sulphate, powder, production mix, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sodium triphosphate | Sodium tripolyphosphate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Solid or cushioned tyres, interchangeable treads | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Stearic acid | Fatty acids, from vegetarian oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Styrene | Styrene, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Styrene-acrylonitrile (SAN) copolymers, primary forms | Styrene-acrylonitrile copolymer, SAN, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|---|--|
| HeavyMnfc | Styrene-butadiene rubber (SBR/XSBR) except latex | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Styrene-butadiene rubber (SBR/XSBR) latex | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sulphates of metals nes | Sulphates of metal nes |
| HeavyMnfc | Sulphur dioxide | Sulphur dioxide, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Sulphuric acid, oleum | Sulphuric acid, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Superphosphates, in packs >10 kg | Single superphosphate, as P2O5, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Synthetic rubber or factice latex from oils, nes | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Synthetic rubber, factice except latex from oils, nes | Synthetic rubber, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Tall oil fatty acids | Fatty acids, from vegetarian oil, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Tar from coal, lignite or peat, other mineral tars | Wood preservative, creosote, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Technically specified natural rubber (TSNR) | Natural rubber based sealing, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Terephthalic acid, its salts | Purified terephthalic acid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Tetrachloroethylene (perchloroethylene) | Tetrachloroethylene, at plant/WEU U |
| HeavyMnfc | Tetrahydrofuran | Tetrahydrofuran, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Thiocarbamates and dithiocarbamates | Dithiocarbamate-compounds, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Titanium oxides | Titanium dioxide, production mix, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Toluene | Toluene, liquid, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Trichloroethylene | Trichloroethylene, at plant/WEU U |
| HeavyMnfc | Triethanolamine, salts | Triethanolamine, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Tube, pipe or hose, rigid, of polyethylene | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Tube, pipe or hose, rigid, of polypropylene | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Tube, pipe or hose, rigid, of polyvinyl chloride | Extrusion, plastic pipes/RER U |
| HeavyMnfc | Unrecorded magnetic discs | Blow moulding/RER U |
| HeavyMnfc | Unrecorded magnetic tapes, width < 4 mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Unrecorded magnetic tapes, width > 6.5 mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Unrecorded magnetic tapes, width 4-6.5 mm | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Urea resins, thiourea resins, in primary forms | Urea formaldehyde resin, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Urea, including aqueous solution in packs >10 kg | Urea, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Urea-ammonium nitrate mixes in solution, pack >10 kg | Urea ammonium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U |
| HeavyMnfc | Vinyl acetate | Vinyl acetate, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Vinyl chloride (chloroethylene) | Vinyl chloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Vinyl chloride copolymers nes in primary forms | Vinyl chloride, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Vinyl chloride-vinyl acetate copolymers, primary form | Vinyl chloride-vinyl acetate copolymers |
| HeavyMnfc | Wood tar, tar oils, creosote, naphtha, veg. pitches | Charcoal, at plant/GLO U |
| HeavyMnfc | X-ray plates and films | Extrusion, plastic film/RER U |
| HeavyMnfc | Zinc oxide and peroxide | Zinc oxide, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Zinc sulphate | Zinc monosulphate, ZnSO4.H2O, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Zinc sulphide | Zinc sulphide, ZnS, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Ampoules of glass for conveyance or packing | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Articles of cement, concrete or artificial stone nes | Cement, unspecified, at plant/CH U |

| | | |
|-----------|---|--|
| HeavyMnfc | Articles of ceramics, except porcelain or china, nes | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Articles of glass except jewellery nes, toy glass eye | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Articles of glass, nes | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Artificial graphite | Graphite, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass balls except microspheres < 1mm diameter | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Building bricks | Brick, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cast glass profiles | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cast glass sheet, coloured absorbent reflect or opaqu | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cast glass sheet, non-wired, clear | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cast glass sheet, wired | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Cement clinkers | Clinker, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Ceramic flooring blocks, tiles and the like | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Ceramic pipes, conduits, guttering and fittings | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Ceramic troughs, etc (agriculture), ceramic pots etc | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Clock or watch glasses etc not optically worked | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Colloidal or semi-colloidal graphite | Graphite, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass cullet, waste or scrap, glass in the mass | Glass, cullets, sorted, at sorting plant/RER U |
| HeavyMnfc | Drawn glass in sheets, clear | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Drawn glass sheet coloured, absorbing, reflect, opaqu | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Drinking glasses of lead crystal | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Drinking glasses, except lead crystal or glass cerami | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Electrical insulators of ceramics | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Electrical insulators of glass | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Exfoliated vermiculite, foamed slag, expanded mineral | Expanded vermiculite, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Float glass etc sheets, coloured throughout | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Float glass etc in sheets, non-wired, clear | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Float glass etc in sheets, wired | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Float glass etc sheets, absorbent or reflecting layer | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass cubes, mosaic tiles | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass envelopes for cathode-ray tubes | Glass tube, borosilicate, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Glass envelopes (bulbs & tubes) for electric lighting | Glass tube, borosilicate, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Glass envelopes except lighting or cathode-ray tubes | Glass tube, borosilicate, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Glass fibres, glass wool and articles thereof nes | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass inners for vacuum flasks, other vacuum vessels | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass microspheres < 1 mm in diameter | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass mirrors, framed | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass mirrors, unframed | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glasses for corrective spectacles, unworked Table, kitchenware of low expansion glass (Pyrex etc) | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | | Glass fibre, at plant/RER U |

| | | |
|-----------|---|---|
| HeavyMnfc | Laboratory, hygienic or pharmaceutical glassware nes | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Fused quartz laboratory, hygienic or pharmaceutical war | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Mats of glass fibres | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Multiple-walled insulating units of glass | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Non-electrical articles of graphite or other carbon | Graphite, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Plaster board etc not ornamental, paper reinforced | Gypsum plaster board, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Plaster boards etc not ornamental, reinforced nes Plasters (calcined gypsum or calcium sulphate) etc | Gypsum plaster board, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Portland cement, other than white cement | Portland cement, strength class Z 52.5, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Portland cement, white or white artificially coloured | Portland cement, strength class Z 52.5, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Quicklime | Cement, unspecified, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Rear-view mirrors for vehicles | Quicklime, milled, packed, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Refractory bricks etc >50% alumina or silica | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Refractory bricks, etc with >50% Mg, Ca or Cr as oxid | Refractory, high aluminium oxide, packed, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Refractory bricks etc nes | Refractory, basic, packed, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Refractory cements, mortars, concretes except graphit | Refractory, basic, packed, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Refractory ceramic articles, >50% alumina or silica | Cement, unspecified, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Refractory ceramic articles nes | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Refractory ceramic articles, >50% carbon | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Roofing tiles, ceramic | Sanitary ceramics, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Safety glass (laminated) for vehicles, aircraft, etc | Ceramic tiles, at regional storage/CH U |
| HeavyMnfc | Safety glass, laminated, non vehicle use | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Safety glass (tempered) for vehicles, aircraft, etc | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Safety glass, toughened (tempered), non-vehicle use | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Signalling glassware, unworked optical elements | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Slag wool, rock wool, similar wools, bulk, sheet, rol Slivers, rovings, yarn and chopped strands of glass | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Glass table or kitchenware, except low expansion glas | Rock wool, packed, at plant/CH U |
| HeavyMnfc | Glass-ceramic ware for table kitchen, etc | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Lead crystal table, kitchen glass (not drink glasses) | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Thin sheets (voiles) of glass fibres | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Tubes of fused quartz or other fused silica | Glass fibre, at plant/RER U |
| HeavyMnfc | Webs, mattresses, other nonwoven fibreglass products | Glass tube, borosilicate, at plant/DE U |
| HeavyMnfc | Woven fabric of glass fibres | Glass fibre, at plant/RER U |
| Water | Drinking Water | Tap water, at user/RER U |
| ely | electricity-Brazil | electricity-Brazil |
| ely | electricity-China | electricity-China |
| ely | electricity-EastAsia | electricity-EastAsia |
| ely | electricity-EU_25 | electricity-EU_25 |

| | | |
|-----|----------------------------|----------------------------|
| ely | electricity-LatinAmer | electricity-LatinAmer |
| ely | electricity-MENA | electricity-MENA |
| ely | electricity-NAmerica | electricity-NAmerica |
| ely | electricity-Oceania | electricity-Oceania |
| ely | electricity-Rest of Europe | electricity-Rest of Europe |
| ely | electricity-RestofWorld | electricity-RestofWorld |
| ely | electricity-SEAsia | electricity-SEAsia |
| ely | electricity-SouthAsia | electricity-SouthAsia |
| ely | electricity-SSA | electricity-SSA |

ANNEXE 6 – Description des scénarios d’incertitude

| Paramètre incertain | | | scénario |
|---------------------|----------|-------------|----------|
| Armington | Économie | Technologie | |
| - | - | - | A |
| - | - | 0 | B |
| - | - | + | C |
| 0 | - | - | D |
| 0 | - | 0 | E |
| 0 | - | + | F |
| + | - | - | G |
| + | - | 0 | H |
| + | - | + | I |
| - | 0 | - | J |
| - | 0 | 0 | K |
| - | 0 | + | L |
| 0 | 0 | - | M |
| 0 | 0 | 0 | N |
| 0 | 0 | + | O |
| + | 0 | - | P |
| + | 0 | 0 | Q |
| + | 0 | + | R |
| - | + | - | S |
| - | + | 0 | T |
| - | + | + | U |
| 0 | + | - | V |
| 0 | + | 0 | W |
| 0 | + | + | X |
| + | + | - | Y |
| + | + | 0 | Z |
| + | + | + | @ |

Légende:

- correspond à une diminution de 50 % de la valeur du paramètre incertain par rapport à sa valeur normale,

0 correspond à l’utilisation de la valeur normale du paramètre incertain par rapport à sa valeur normale,

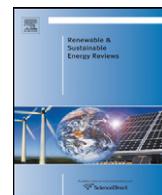
+ correspond à une augmentation de 50% de la valeur du paramètre incertain par rapport à sa valeur normale.

**ANNEXE 7 – Assessing non-marginal variations with consequential
LCA: Application to European energy sector. (Dandres et al. 2011)**



Contents lists available at ScienceDirect

Renewable and Sustainable Energy Reviews

journal homepage: www.elsevier.com/locate/rsr

Review

Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector

Thomas Dandres ^{a,*}, Caroline Gaudreault ^b, Pablo Tirado-Seco ^a, Réjean Samson ^a^a CIRAIG, École Polytechnique de Montréal, C.P. 6079, succ. Centre-ville, Montréal (Qc), H3C 3A7 Canada^b National Council for Air & Stream Improvement, P.O. Box 1036, Station B, Montreal (Qc), H3B 3K5 Canada

ARTICLE INFO

Article history:

Received 15 March 2011

Accepted 7 April 2011

Keywords:

Consequential life cycle assessment

Economic modeling

GTAP model

Policy analysis

Environmental impact

ABSTRACT

Many policies are being designed to mitigate impacts of human activities on the environment. An environmental evaluation of these policies should include assessments of their impacts according to all known environmental impacts. Moreover, because policies may indirectly affect regions or economic sectors not initially targeted by these policies, indirect environmental consequences should be included in environmental balances. Life cycle analysis (LCA) is a holistic method made to assess environmental impacts caused by products or services according to various environmental damage categories. However, the ability of LCA to model environmental consequences due to a change is restricted to marginal changes occurring in small life cycles. New methodological developments are needed to study major changes and their environmental consequences as they may happen when a policy is applied at large scale. For that purpose, the economic general equilibrium model GTAP has been used to predict global economic perturbation that would be caused by two different European energy policies (bioenergy policy and business as usual policy). LCA was then used to assess environmental impacts due to European energy generation and perturbation of world economy. Despite the bioenergy policy involves more energy from renewable technologies which are expected to be less polluting, results show that due to rebound effects, bioenergy policy results in more environmental impacts. Combining both GTAP and LCA improves environmental assessment made with GTAP because it allows computing environmental impacts according to products life cycles instead of using economic sector emission factors and because emissions and extractions from environment are related to impacts on environment. Regarding LCA method, this new approach allows studying significant changes affecting large systems with a global modeling of economy in a time dependent environment. However, more work is needed to evaluate this new approach, especially uncertainty should be studied.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Contents

| | |
|--|------|
| 1. Introduction | 3122 |
| 2. Method | 3122 |
| 2.1. Description of the energy policy studied | 3123 |
| 2.2. Indirect environmental impacts | 3123 |
| 2.2.1. Indirect economic consequences of energy policies | 3123 |
| 2.2.2. Computing variations of masses and energy from GTAP results | 3124 |
| 2.2.3. Mapping GTAP7 to LCA database | 3124 |
| 2.2.4. Ecoinvent modifications | 3125 |
| 2.2.5. Evaluating indirect environmental impacts | 3125 |
| 2.3. Direct environmental impacts | 3125 |
| 3. Results | 3125 |
| 3.1. Effect of the Economy Evolution versus of the EU policies | 3125 |
| 3.2. Comparison of the two scenarios | 3127 |

* Corresponding author. Tel.: +1 514 340 4711 4794; fax: +1 514 340 5913.

E-mail address: thomas.dandres@polymtl.ca (T. Dandres).

| | |
|-----------------------|------|
| 4. Discussion | 3129 |
| 5. Conclusion..... | 3131 |
| Acknowledgements..... | 3131 |
| References | 3131 |

1. Introduction

Many countries are currently aiming to reduce their consumption of fossil fuels¹ in order to decrease their energetic dependence and mitigate global warming. According to a large number of studies [1–11], substitution of fossil fuels by renewable energy production appears favorable regarding energetic dependence and global warming. For these reasons, the European Union² (EU) chose to expand its renewable energy generation system [12]. However, whereas the direct consequences of replacing fossil fuels with renewable energy sources are usually quite well documented at local scale (reduction of fossil fuels consumption that leads to a decrease in greenhouse gases (GHG) emissions), it is more difficult to assess the indirect consequences of that substitution at a global scale (e.g., indirect land use changes caused by increase in biofuel production). Moreover, it has been demonstrated that, in some cases, the GHG emissions caused by the indirect consequences of biofuel production can be higher than the decrease of the emissions attributed to oil substitution [13,14]. This indicates the need to evaluate renewable energy policies at a larger scale to include indirect consequences.

Among available holistic environmental assessment methods, life cycle assessment (LCA) as defined in ISO standards (ISO 14040:2006 and ISO 14044:2006), is probably the most comprehensive. The objective of LCA is to compile all flows of matter and energy related to the life cycle of a studied system and to evaluate the related potential environmental impacts. It does not only focus on a specific environmental aspect such as climate changes, but draws a global portrait of potential environmental impacts caused by a life cycle and thus, is able to model environmental impact displacements between life cycle stages or impact categories. LCA was developed to assess the environmental impacts that can be attributed to a specific product system (attributional LCA or A-LCA) and not to describe the potential consequences on other product systems of changes in the studied system. At the end of the nineties, some developments in LCA methodology [15–18] allowed adaptation of the method into a tool that supports the environmental evaluation of such changes (consequential LCA or C-LCA). However, C-LCA is still under development and no consensus has been reached on the method [19]. The main idea of C-LCA is to include in the assessment the consequences of a change affecting the initial product system studied, and which may affect other life cycles not connected by mass or energy flows to the studied system.

An example of a C-LCA context would be to consider increasing wood production in a particular region that could be achieved by using more land in that region. However, this land may already be used for farming corn. In that case, at local scale, increasing wood production would cause a decrease in corn production. However, at global scale, corn production must address overall corn demand and therefore some corn (or a corn substitute) would need to be produced in another region. For this type of situation, basic economic models and time series are often used to identify and model economic links between life cycles [20–27]. Moreover, up until now, most C-LCAs have been conducted on small systems affected by marginal variations [23,24,28–32] or by restricting studied

consequences [33–35] and it is unclear how C-LCA should be undertaken on large systems affected by non-marginal variations. Bureau et al. [36] note also that due to non-linear environmental impacts related to the biofuel life cycle, the LCA method is currently not adapted to study non-marginal variations of biofuel production.

Therefore, to assess a large perturbation affecting a large system such as a significant European substitution of fossil fuels by renewable energies, a new C-LCA method is required. While the principle of the C-LCA remains the same for studying both small and large systems, the methodology needs to be adapted for large systems because non-marginal perturbations involve significant volumes of goods that may affect in a non-linear way the price, the production and the consumption of commodities for a long period leading to non-linear environmental impacts. For that reason, basing the identification of indirect consequences caused by large changes only on basic economic models and past tendencies that are widely used to study marginal changes may be misleading since they are not able to model non-linear effects.

According to Berck and Hoffmann [37], non-marginal variations should be studied with a computable general equilibrium model (CGEM) in order to take into account price variations and non-linear effects on each economic sector including those which are indirectly affected by the perturbation. More specifically, Kretschmer and Peterson [38] agree that bioenergy policies cannot be studied without taking into account all economic sectors because of direct and indirect relationships between bioenergy and the economy.

The objective of this paper is to illustrate a new approach based on the use of sequential application of CGEM and C-LCA to assess the environmental impacts of different energy policies. More specifically, the substitution of fossil fuels by renewable energies in Europe is addressed with a focus on EU electricity and heat generation between 2005 and 2010.

2. Method

Environmental impacts were assessed according to the LCA methodology described in relevant ISO standards (ISO 14040:2006 and ISO 14044:2006). However, rather than conduct a regular attributional LCA, a consequential approach was followed in order to include indirect impacts caused by two different European energy policies. A distinction has been made between direct and indirect environmental impacts. Direct impacts are caused by increase of electricity and heat generation during the studied period. It was assumed that extraction of raw materials and plant construction are also accounted for direct impacts. Indirect impacts stem from perturbations of the world goods production caused by the variations in extraction of raw materials used to produce EU electricity. The proposed method, summarized in Fig. 1, is based on the application of several tools:

1. changes in European electricity system and evolution of world economy are used to run economic model GTAP which simulates changes in production of all economic sectors;
2. GTAP database is mapped to public databases in order to compute the mass of commodities produced by each economic sector and energy generated in 2005;
3. GTAP database is mapped to ecoinvent LCA database as to establish the emissions and extractions from ecosystems caused by each economic sector;

¹ Coal, natural gas and oil.

² 25 members.

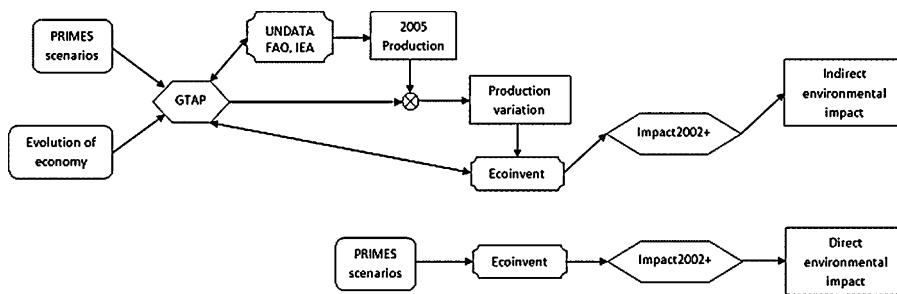


Fig. 1. Method overview.

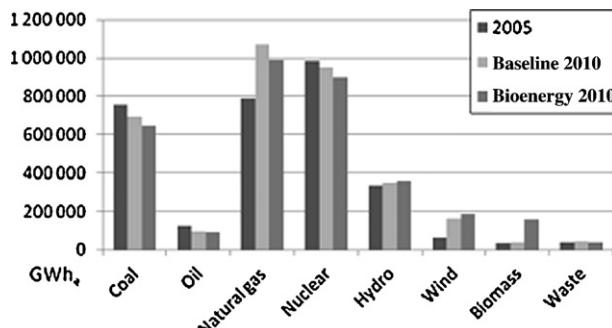


Fig. 2. Generation of electricity by source of power between 2005 and 2010 (adapted from Mantzos et al. [19])

4. Impact2002 + method is applied to compute potential indirect environmental impacts;
5. Direct environmental impacts are assessed directly from European electricity generation according to LCA method with ecoinvent database and Impact2002 + method.

The next paragraphs details each step of the method.

2.1. Description of the energy policy studied

Two scenarios have been used to model the implementation of two different EU energy policies. These scenarios are adapted from Mantzos et al. [39] and were initially undertaken to predict variations among sources of energy according to various EU energy policies up to 2030. Mantzos et al. [39] used the PRIMES model, a partial equilibrium model for the European energy system, to generate these scenarios³.

The first scenario, called *Baseline scenario*, is a business as usual scenario where 2000s EU energy policy is maintained in the future. The second scenario, called *Bioenergy scenario*, involves a higher rise of renewable technologies, especially electricity from biomass (cf. Fig. 2). This scenario was chosen because it presents a significant variation in the amount of wood used to produce electricity. Thus, it was expected that the wood demand variation would result in a perturbation of construction, manufacture of furniture, and paper markets because all of these markets involve wood products. In this paper, modeling innovation of technologies and emergence of new technologies was avoided by restricting the studied period to 2005–2010 instead of 2005–2030 as it is in the Mantzos et al. [39] scenarios, assuming that technologies remain the same during the 2005–2010 period. However, the intent is to extend the current work to include the post-2010 period in future work. These scenarios were written before 2005, therefore the 2005–2010 period

is described by 2 scenarios instead of using real data (such data were not known when scenarios were written). This should not be seen as a problem because the main goal of this study was to develop a new method to assess environmental impacts caused by policy rather than to compute accurate environmental impacts of EU energy policies.

2.2. Indirect environmental impacts

Indirect environmental impacts are a result of a ripple effect caused by European energy scenario on the world economy. Thus, a modeling of global markets for each economic sector was undertaken and results of economic model were subsequently used to compute estimated potential environmental impacts.

2.2.1. Indirect economic consequences of energy policies

The GTAP computable general equilibrium model [40] was chosen because of its very detailed database (GTAP7), its open source code, and the large community of users using it. GTAP was used to describe the increases and decreases in production of 57 economic sectors in 113 world regions in response of European energy policies and economic growth.

Running the GTAP model with its completely disaggregated database was not practical due to a lack of computer resources. Thus, the GTAP database was aggregated into 20 commodities and 13 regions allowing individual modeling of electricity sources (except uranium extraction, which cannot be easily disaggregated from the mining sector) and wood-related activities (c.f. Table 1 and Table 2).

Because most of the changes of EU energy system described in Mantzos et al. [39] affect the electricity sector and because transport modeling in GTAP database is too aggregated, changes in fuels for transport sector described in Mantzos et al. [39] were not included in this study.

To model changes in mass of fuels used to produce energy, GTAP source code was slightly modified to express demand variations in terms of mass instead of monetary value. For that purpose new mass variables were created from percent value variations of demand minus percent price variations for each commodity in each region.

Macroeconomic variables (population, gross domestic product (GDP), capital, skilled and unskilled labor) changed between 2005 and 2010; therefore, their variations were included in simulations to reflect economic growth. Data were obtained from various sources: population and gross domestic product from the US government [41], capital from a previous study undertaken using GTAP [42], and unskilled and skilled labor from an international association [43].

GTAP simulations were then conducted by shocking exogenous demand variables according to the future needs of forestry and wood products, coal, natural gas and oil used to produce electricity and heat as described in [39].

³ Some results of POLES (another partial economic model for energy system) have also been used by Mantzos et al. [39].

Table 1

Definition of GTAP regions.

| GTAP region (description) | Member countries |
|-------------------------------------|---|
| Oceania | Australia, New-Zealand, American Samoa, Cook Islands, Fiji, French Polynesia, Guam, Kiribati, Marshall, Micronesia, Nauru, New Caledonia, Norfolk Island, Northern Mariana Islands, Niue, Palau, Papua New Guinea, Samoa, Solomon Islands, Tokelau, Tonga, Tuvalu, Vanuatu, Wallis and Futuna |
| China | China |
| EastAsia | Hong-Kong, Japan, Korea (north and south), Taiwan, Macau, Mongolia |
| SEAsia (South East Asia) | Cambodia, Indonesia, Lao, Myanmar, Malaysia, Philippines, Singapore, Thailand, Viet Nam, Brunei Darussalam, Timor Leste |
| SAAsia (South Asia) | India, Pakistan, Bangladesh, Sri Lanka, Afghanistan, Bhutan, Maldives, Nepal |
| NorthAmer (North America) | Greenland, Canada, United States, Mexico, Bermuda, Saint Pierre and Miquelon |
| LatinAmer (Latin America) | Argentina, Bolivia, Chile, Colombia, Ecuador, Paraguay, Peru, Uruguay, Venezuela, Falkland Islands, French Guiana, Guyana, Suriname, Belize, Costa Rica, Guatemala, Nicaragua, Panama, El Salvador, Honduras, Antigua and Barbuda, Bahamas, Barbados, Dominica, Dominican Republic, Grenada, Haiti, Jamaica, Puerto Rico, Saint Kitts and Nevis, Saint Lucia, Saint Vincent and Grenadines, Trinidad and Tobago, Virgin Islands (US and British), Anguilla, Aruba, Cayman Islands, Cuba, Guadeloupe, Martinique, Montserrat, Netherlands Antilles, Turks and Caicos |
| Brazil | Brazil |
| EU.25 (European Union) | Austria, Belgium, Cyprus, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom |
| RestofEU (Rest of Europe) | Norway, Switzerland, Albania, Bulgaria, Croatia, Romania, Iceland, Liechtenstein, Andorra, Bosnia and Herzegovina, Faroe Island, Gibraltar, Macedonia, Monaco, San Marino, Serbia and Montenegro, Moldova |
| MENA (Middle East and North Africa) | Egypt, Morocco, Tunisia, Algeria, Libya, Bahrain, Iraq, Israel, Jordan, Kuwait, Lebanon, Palestinian occupied territory, Oman, Qatar, Saudi Arabia, Syria, United Arab Emirates, Yemen, Iran, Turkey |
| SSA (Sub-Saharan Africa) | Nigeria, Senegal, Ethiopia, Madagascar, Malawi, Mauritius, Mozambique, Tanzania, Uganda, Zambia, Zimbabwe, Botswana, South Africa, Benin, Burkina Faso, Cote d'Ivoire, Cape Verde, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Gambia, Liberia, Mali, Mauritania, Niger, Saint Helena, Sierra Leone, Togo, Central African Republic, Cameroon, Congo, Gabon, Equatorial Guinea, Sao Tome and Principe, Chad, Angola, Congo, Burundi, Comoros, Djibouti, Eritrea, Kenya, Mayotte, Reunion, Rwanda, Somalia, Sudan, Seychelles, Lesotho, Namibia, Swaziland |
| RestofWorld (ex-USSR) | Russian Federation, Ukraine, Kazakhstan, Kyrgyzstan, Armenia, Azerbaijan, Georgia, Tajikistan, Turkmenistan, Uzbekistan, Belarus |

2.2.2. Computing variations of masses and energy from GTAP results

Because variations in masses are required by ecoinvent to compute environmental impacts, a second modification was made to the GTAP source code to express production variations in terms of mass instead of monetary value. For that purpose new mass variables were created from percent value variations minus percent price variations for each commodity in each region. Additionally, it was necessary to define the mass of each commodity produced in each region for the year 2005. Various sources of data were used for that purpose: FAOSTAT (crop and livestock sectors), ForesSTAT (forestry, wood and paper sectors), AQUASTAT (water purification sector) and UNDATA (all other sectors). In the case of electricity sector, electricity quantities produced in 2005 where obtained from

International Energy Agency database. GTAP percent variations of production were subsequently applied to calculate variations of masses and electricity generation occurring during 2005–2010 for the production of each commodity in each region.

2.2.3. Mapping GTAP7 to LCA database

Estimated potential environmental impacts can be calculated from the expenses of each economic sector (using an Input/Output (I/O) database) or from the mass of products produced (using a process database). I/O databases express environmental impacts according to expenses made in economic sectors while process databases compute emissions and extractions of substances according to process life cycles and then environmental impact can be evaluated by using impact assessment methods.

Table 2

Definition of GTAP economic sectors.

| GTAP sector | Description | Detail |
|-------------|-----------------------------|--|
| GrainsCrops | Grains and crops | Paddy rice, wheat, cereal grains, vegetables, fruit, nuts, oil seeds, sugar cane, sugar beet, plant-based fibers, crops, processed rice |
| MeatLstk | Livestock and meat products | Cattle, sheep, goats, horses, other animal products, raw milk, wool, silk-worm cocoons, fishing |
| ProcFood | Processed food | Vegetable oils and fats, dairy products, sugar, food products, beverages and tobacco products |
| Water | Water | Collection, purification and distribution of water |
| TextWapp | Textiles and clothing | Textiles, wearing apparel |
| LightMnfc | Light manufacturing | Leather products, metal products, motor vehicles and parts, transport equipment, manufactures. |
| HeavyMnfc | Heavy manufacturing | Chemical, rubber, plastic prods, mineral products, ferrous metals, metals, electronic equipment, machinery and equipment |
| Util.Cons | Utilities and construction | Construction |
| TransComm | Transport and communication | Land transport, transport via pipelines, water transport, air transport, post and telecommunications |
| OthServices | Other services | Financial services, insurance, business services, recreation and other services, public administration, defense, health, education, dwellings. |
| coa | Coal and lignite extraction | Mining and agglomeration of hard coal and lignite |
| gas | Gas extraction | Extraction of natural gas, service activities incidental to natural gas extraction excluding surveying |
| oil | Oil and peat extraction | Extraction of crude petroleum, service activities incidental to oil extraction excluding surveying |
| omn | Minerals | Mining and quarrying (including uranium) |
| p_c | Fuels | Manufacture of coke oven products and refined petroleum products, processing of nuclear fuel |
| gdt | Gas, steam and hot water | Manufacture of gas, distribution of gaseous fuels through mains, steam and hot water supply |
| ely | Electricity | Production, collection and distribution of electricity |
| frs | Forestry | Forestry, logging and related service activities |
| ppp | Pulp, paper, publishing | Manufacture of paper and paper products, publishing, printing and service activities related to printing |
| lum | Wood products | Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture, Manufacture of articles of straw and plaiting materials |

Table 3
Modeling of GTAP economic sectors in ecoinvent.

| Partially modeled | Not modeled |
|--|--|
| Food transformation (ofd) and textiles (txt) | Wearing apparel (wap), motor vehicles (mvh), transport equipment (otn), manufactured products (omf), electronic equipment (ele), machinery and equipment (ome), construction (Util.Cons), transport related sectors (otp, wtp, atp) and tertiary sectors (trd, cmn, ofi, isr, obs, ros, osg and dwe) |

A challenge when using an I/O database is that there is no consensus on how to build such databases. Thus, different countries may have inconsistent I/O databases and none of them have been designed at a global scale. I/O databases are not available for all countries, but proxies can be made by using the same I/O database for several countries. However, doing this increases uncertainty because:

1. The economy differs between countries. Thus, expenses within a specific economic sector may not lead to the same production of the same goods in two different countries; and
2. Technology differs between countries, and therefore environmental impacts to produce a product may differ among countries.

Process databases also suffer limitations: they are made to model processes occurring in a specific geographical context and because there is no consensus on how to build that kind of database, using different process databases leads to inconsistent results [44]. To avoid that problem, a single process database can be used to model all regions. Among LCA databases, ecoinvent is often chosen because it has many more processes than all other currently available databases and the quality of data is reputedly high. However, using a single process database for all world regions contributes to an increased uncertainty because technologies differ between regions. To avoid uncertainty related to the economy from the use of I/O databases and problems in consistency of data between regions, ecoinvent was chosen to model processes in this study.

To convert variations of masses into environmental impacts, a mapping of GTAP7 with ecoinvent was undertaken. Because ecoinvent has only a few processes to model the food sector, some additional processes were created based on the Danish LCA food database. However, due to an overall lack of process details, some economic sectors⁴ were partially or not modeled:

In the case of the “transport and communication” sector, a lack of regional transport and communication data prevented mapping this sector with ecoinvent. Nevertheless, transport processes are included in ecoinvent for each process as background processes, and thus transport environmental impacts are modeled through each economic sector instead of as one overall transport sector. Tertiary sectors (trd, cmn, ofi, isr, obs, ros, osg and dwe) were not modeled as it would have been too time-consuming, given that many LCAs would have been required for modeling each of these sectors.

2.2.4. Ecoinvent modifications

Electricity is involved in all life cycles and can have significant environmental impacts. Thus, electricity generation systems for each region have been modeled specifically to take into account regional diversity. In that regard, regional ecoinvent processes for electricity generation were used where available and proxies

were developed for countries not covered by ecoinvent data (e.g.: Japanese processes were used for South Korea). For countries not included in ecoinvent, the proportion of each electricity generation technology was modeled according to 2005 data from the International Energy Agency database [45].

More than one economic sector is often involved in one ecoinvent process. Therefore, it was necessary to segment the ecoinvent database according to the GTAP economic sectors in order to avoid double counting of indirect environmental impacts. For this reason, all inputs and outputs for each process involved in GTAP7-ecoinvent correspondence were removed. Thus, if a process used in the database involves a process that is also used in the database in its life cycle, then environmental impacts are not counted twice.

2.2.5. Evaluating indirect environmental impacts

Environmental impacts were calculated with a widely used method in LCA: Impact2002+ [46]. This method converts the emission of pollutants and the extraction of natural resources⁵ into 14 environmental impacts categories according to cause and effects chains for each material. By using a unique unit for each category, these impacts can then be aggregated into four damage categories (human health, ecosystem quality, climate change and resource consumption). Indirect environmental impacts of EU energy scenarios were assessed according to the inventory of matters and energy modeled with ecoinvent processes from variations in the electricity generation⁶ and the mass of each commodity produced in each region between 2005 and 2010. As it is a common procedure in LCA studies, environmental impacts were also computed with another impact assessment method as to evaluate the results obtained. In this study, Recipe was chosen as an alternative impact assessment method. Recipe, described in [47], differs from Impacts2002+ in hypothesis, effects chains and impacts categories.

2.3. Direct environmental impacts

Direct environmental impacts were modeled according to the variation of the amount of electricity produced by each technology between 2005 and 2010 for a given scenario. A correspondence between technologies described in Mantzos et al. [39] and processes available in ecoinvent 2.0 was conducted. By doing this, some technologies such as hydrogen power were excluded from the study due to their small contribution to European electricity production.

3. Results

In this section, potential environmental impacts of both policies are assessed and discussed. A comparison of these impacts is subsequently made to assess which scenario would be less damaging from an environmental perspective.

3.1. Effect of the Economy Evolution versus of the EU policies

Environmental impact assessment shows that most estimated impacts are caused by the anticipated evolution of the economy between 2005 and 2010 rather than the two EU scenarios studied. For the period studied, the average estimated impacts on global warming for each EU scenario are two magnitudes of order lower than those from the anticipated evolution of the economy (Fig. 3). This result can be explained by GTAP's highest sensitivity to macroeconomic variables that reflect the evolution of the economy (particularly gross domestic product, which has a significant effect

⁴ See Table 3 for more details.

⁵ Including those used to produce energy.

⁶ Excluding EU which is modeled in direct environmental impacts.

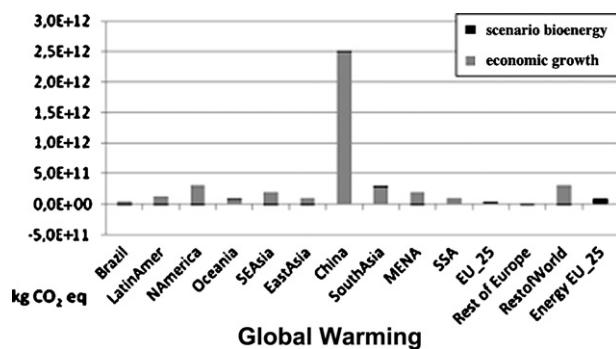


Fig. 3. Comparison of 2005–2010 GHG emissions caused by evolution of economy and EU scenario by region.

on the production of each economic sector), rather than to changes in demand for the commodities required to produce electricity.

Because GTAP models the economy by region, estimated environmental impacts can be expressed according to the place where they would occur (assuming the entire life cycle of selected processes does not cross into multiple regions). In both scenarios, China, South Asia and ex-USSR (RestofWorld) are globally the most affected regions, followed by North America, Middle East and North Africa (MENA) which also show some significant potential impacts for global warming and resources (cf. Fig. 4). The rest of Europe (non-EU countries) has the lowest potential impacts in most of the categories.

These results can be interpreted largely through macroeconomic variables.

- Important potential impacts in China and South Asia are related to high increases in GDP (+60% and +43%) between 2005 and 2010 due to emerging markets.
- Low potential impacts in the rest of Europe are related to a low increase in GDP (+11%) due to existing mature economies and low economic growth on that period.
- Moderate potential impacts in the ex-USSR are a result of moderate GDP increases (+22%) and a low increase in the skilled labor force (+5% in comparison to other regions average +17%). In North America, most of the green house gases emissions during

the studied period are caused by electricity generation. Despite a slow increasing GDP (+6%) in North America, the amount of electricity produced in 2005 is already so significant that even a small percent increase in electricity production causes significant potential environmental damages. Natural Resources consumption in Middle East and North Africa are related to oil extraction which increases by 10% according to GTAP model.

Beyond presentation of results at a regional level, GTAP results can also be expressed by economic sector (cf. Fig. 5). At a global scale, it appears that the electricity, grain and crop, livestock and meat products, mining, oil and coal extraction, and water purification sectors represent an average of 90% of the estimated proposed environmental impacts for all IMPACTS 2002 + damage categories. Interestingly, most of the processes responsible for these potential effects can be identified for each damage category:

- Human health: electricity generation (especially in China, South Asia and North America), Chinese extraction of coal, beef, pig and sheep livestock, primary aluminum copper, iron and nickel production (especially South East Asia for nickel), sugar cane wheat and rice plantations, folding boxboard and kraft paper production, drinking water treatment and crude oil extraction;
- Ecosystems: beef, pig and sheep livestock, rice, wheat, corn potatoes, rape seed, barley, cotton, grape, sugar cane and sunflower plantations, rape seed oil and wine production, logs, plywood, folding boxboard and kraft paper production, zinc, copper, aluminum and nickel primary production and crude oil extraction;
- Global warming: electricity generation (especially in China and North America), Chinese extraction of coal, aluminum primary production, beef and pig livestock, rice, corn and wheat plantations, corrugated board production; and
- Resources consumption: coal, oil and uranium extraction.

It should be noted that most of these processes are related to energy (which is linked to GDP variation since energy is used in most industrial and agricultural processes) and food production (linked to population growth).

These types of results may be helpful for policy makers to focus their effort on the activities with the greatest potential for environmental effect.

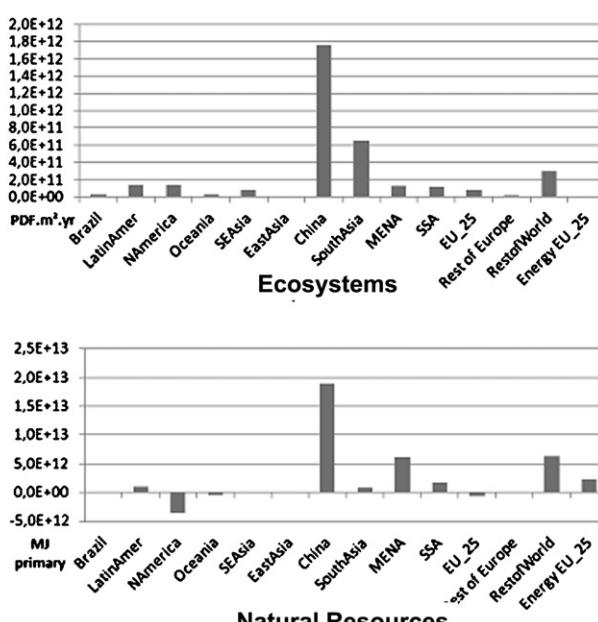
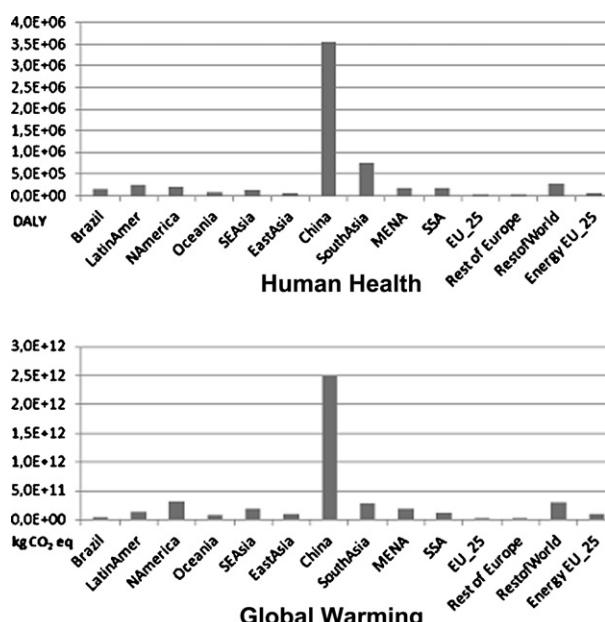


Fig. 4. Potential life cycle impacts of 2005–2010 EU bioenergy scenario by impact category and by region based on Impact 2002+.

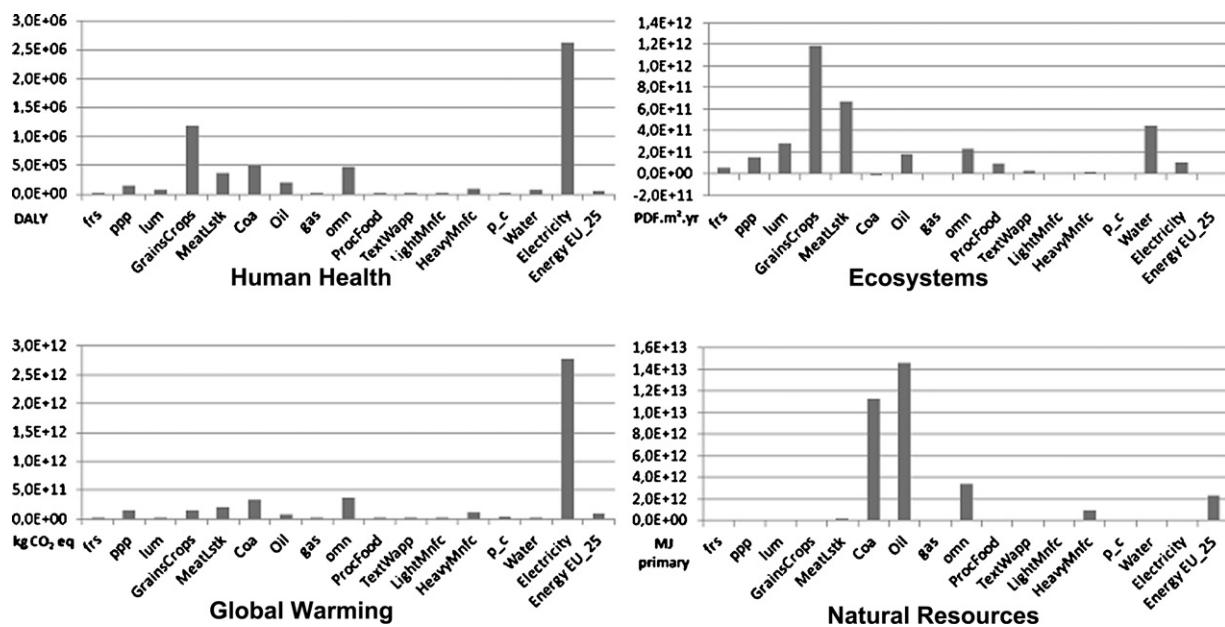


Fig. 5. Potential impacts of 2005–2010 EU bioenergy scenario by impact category and by economic sector based on Impact 2002+.

It was anticipated that the forestry, wood and paper sectors would be more affected in the bioenergy scenario than in the baseline scenario. GTAP results show that increases in production for these three sectors are globally higher in bioenergy scenario. At a regional scale, the EU and ex-USSR are the most affected regions. That said, the 2 most affected sectors are coal and natural gas extraction and then, at third place, the wood sector, despite the fact that variations in demand were higher for wood and forestry sectors.

The necessity for including the evolution of the economy in GTAP simulations despite economic evolution is the same for both EU energy policies is justified because GTAP is a non-linear model. Thus the calculation of a new economic equilibrium caused by a perturbation (EU scenario) will result in a different equilibrium if the evolution of economy is or is not taken into account. Simulations without incorporating economic evolution have been run and results differ substantially from results shown above. For instance,

global environmental impacts in simulations without evolution of economy are underestimated by about two orders of magnitude and highly differ for all regions and economic sectors (cf. Figs. 6 and 7). It could also be shown that comparing potential environmental impacts for each EU energy scenario without taking account of economic evolution would lead to erroneous conclusions.

3.2. Comparison of the two scenarios

To evaluate which scenario is preferred from an environmental perspective, direct and indirect estimated potential environmental impacts of the baseline scenario have been subtracted from those of the bioenergy scenario for each damage category, each region and each economic sector (cf. Figs. 8 and 9). Several observations can be made by comparing both energy scenarios. First, at the Euro-

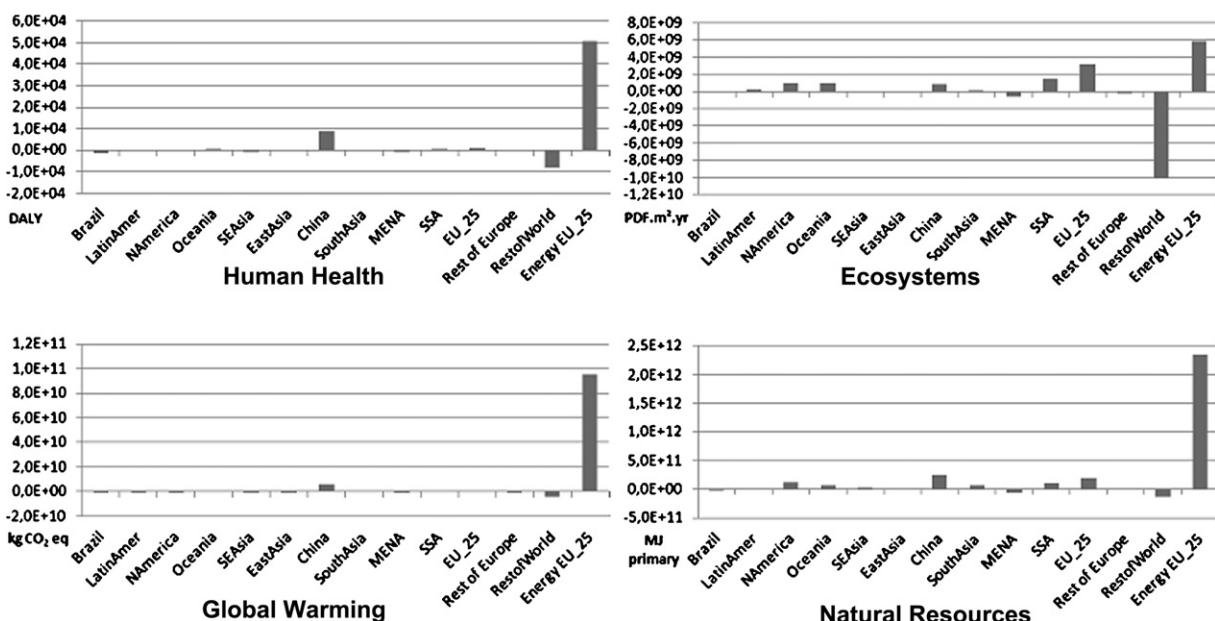


Fig. 6. Potential life cycle impacts of 2005–2010 EU bioenergy scenario by impact category and by region based on Impact 2002+ and without taking into account the evolution of economy.

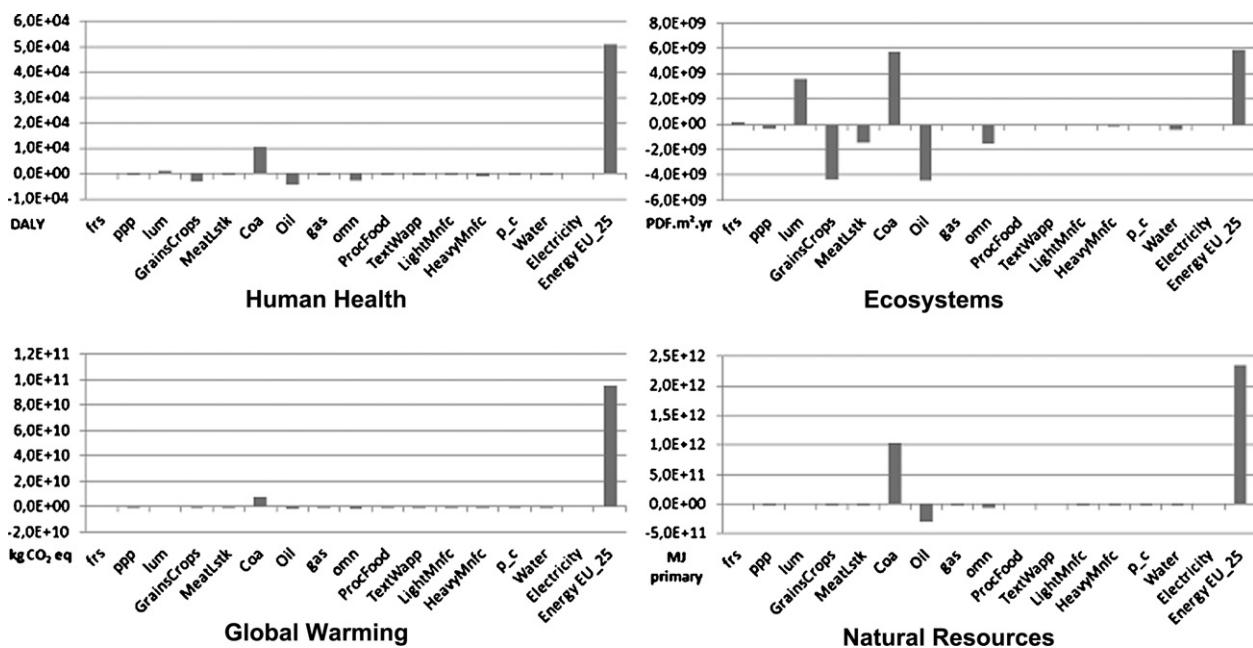


Fig. 7. Potential life cycle impacts of 2005–2010 EU bioenergy scenario by impact category and by economic sector based on Impact 2002+ and without taking into account the evolution of economy.

pean scale, indirect potential impacts of both scenarios are quite similar while direct potential impacts are higher for the baseline scenario in the case of the global warming and human health indicators. In the case of the ecosystems and resources consumption indicators, the bioenergy scenario causes more potential impacts than the baseline scenario. Thus, at the European scale, it cannot be determined which scenario causes the less impact to the environment without setting priorities among impact categories. Second, at the global scale, the potential indirect impacts of the bioenergy scenario are considerably higher than those of the baseline scenario. Moreover, global potential indirect impacts are higher than direct impacts. Consequently, at the global scale and for all damage categories, the bioenergy scenario causes more potential impacts

to the environment than the baseline scenario. It can also be seen that for all regions and impact categories (except South Asia for ecosystems and the Middle East and North Africa for ecosystems and resources consumption), the bioenergy scenario causes more potential impacts than the baseline scenario.

These observations illustrates that it would be misleading to consider only the impacts occurring inside EU borders due to each scenario, because this would take into account only a small part of overall environmental impact (5.5% of total global potential impacts according to an average made on all impact categories).

Another observation that can be made is that most of the differences between the environmental impacts across the two scenarios occur in sectors related to coal extraction (including lignite) and

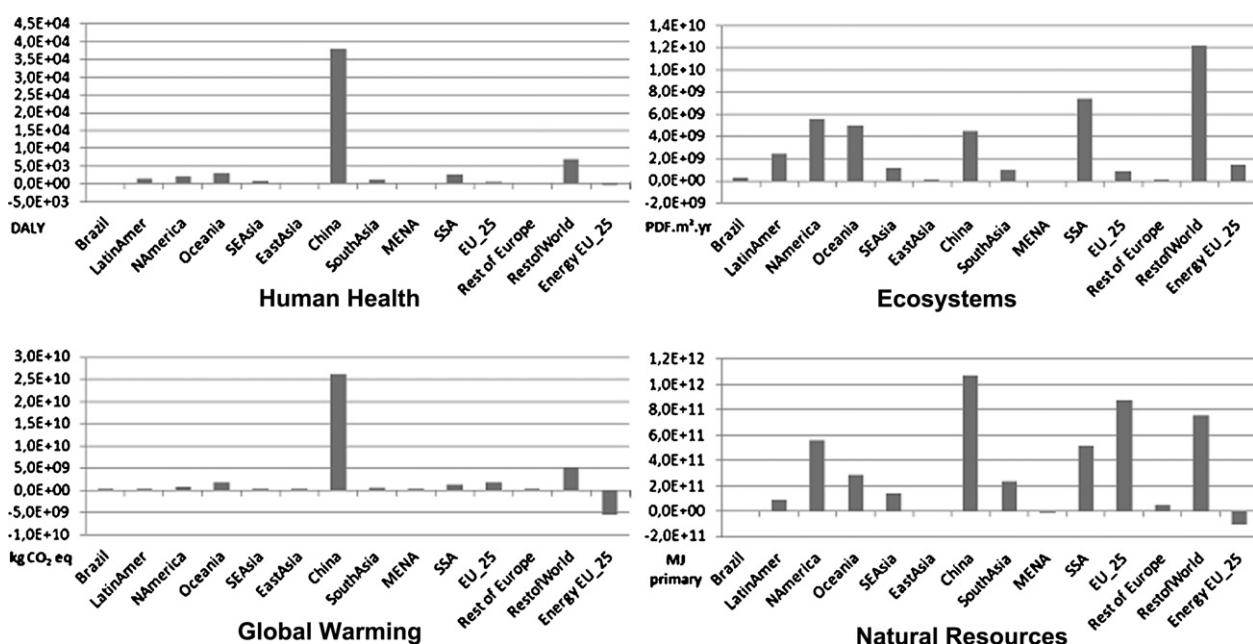


Fig. 8. Comparison of estimated potential environmental impacts of both 2005–2010 EU energy scenarios by region based on Impact 2002+.

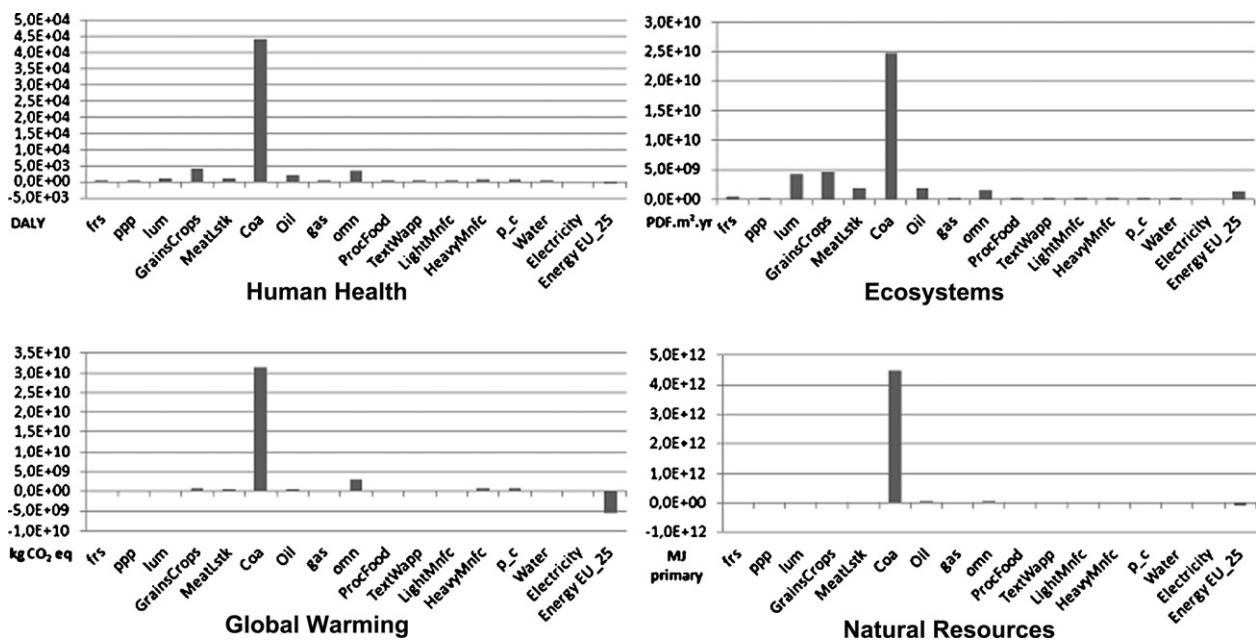


Fig. 9. Comparison of estimated potential 2005–2010 environmental impacts of both EU energy scenarios by economic sector based on Impact 2002+.

electricity generation (average of 95.5% of indirect impacts and total impact). This means that the results presented here could probably be improved by enhancing the modeling for a few economic sectors rather than for all economic sectors. As an improvement, partial equilibrium models for these sectors could be linked to GTAP in recursive simulations and more accurate data could be sought for improving modeling of involved processes.

Regarding, coal/lignite extraction, it is higher in the bioenergy scenario than in the baseline scenario. This unexpected result can be characterized as a rebound effect. In the bioenergy scenario, European consumption of coal and lignite is estimated to be reduced by 17% in the electricity sector. This leads to an estimated 23% reduction in imports of coal and lignite from regions outside the European Union and an increase of 24% in the export of coal and lignite from the European Union to other regions. Coal and lignite prices are also affected this way:

- World market prices of coal and lignite supplied from the European Union to all other regions decreases (mean variation -7%), while these prices are increasing in all other cases (mean variation +7%);
- Supply prices and export prices of coal and lignite in the European Union decrease (mean variation -7%), while these prices are increasing in all other regions (mean variation +8%); and
- Domestic prices of coal and lignite decrease in the European Union (-6%), while they are increasing in all other regions (+7%).

Due to the reduction of supply prices, coal and lignite production in the European Union increases (+7%). Thus, more coal and lignite are available for export and for local consumption. The reduction of domestic prices of coal and lignite would encourage all economic sectors (excepted electricity and heat, which are regulated by European energy scenario) to increase their demand in coal and lignite (mean variation +12%). Finally, primarily China, but also Oceania, North America, Sub-Saharan Africa and ex-USSR, are more strongly affected than other regions in the bioenergy scenario than in the baseline scenario. According to the GTAP7 database, the European Union is the primary trading partner of ex-USSR, Oceania and North America and the secondary trading partner of China. EU exports represent 45% of ex-USSR imports, 23% for Oceania, 17% for North

America and 14% for China. Therefore, it is expected that a change in the EU economy would affect these regions.

More in-depth interpretation of this rebound effect is difficult because of the large number of parameters used by GTAP simulations. This could be seen as a weakness of using complex macroeconomic models like GTAP; however, it could also be reasonable to think that all results generated by a model that count hundreds of variables, parameters and equations cannot be easily predicted and should be accepted according to the model limits.

4. Discussion

Combining both GTAP and LCA have shown to improve environmental assessment over using GTAP or C-LCA separately.

1. The combined modeling approach provides an economic framework to model large systems affected by significant changes in consequential LCA studies. Thus, economic consequences of large perturbations can be determined by GTAP instead of being investigated with inadequate basic models or uncertain economic hypotheses [20–27,48,49]. Moreover, this approach allows answering the question “what economic sectors will be affected by the studied perturbation and which one(s) should be modeled?” given that all sectors are modeled by GTAP. Thus it allows including more economic sectors (but not all due to ecoinvent limitations) and their potential consequences on modeling results.
2. A combined modeling approach provides information about where the consequences of changes are anticipated. Thus, it becomes possible to use regionalized data for most regions of concern to model the most affected processes and assess environmental impacts (as has been done for electricity generation). This possibility is of great interest since industrial processes and environmental mechanisms that lead to potential environmental damage may differ between regions [50,51]. Moreover, by using environmental impacts expressed by economic sector (cf. Fig. 8), the LCA processes that cause most of the environmental impacts can be identified (c.f. Table 4 in Annexes). Consequently, efforts to collect better data on industrial processes can be optimized by reducing the number of processes

Table 4

Processes that contribute the most to each impact category during 2005–2010 (bioenergy scenario).

| Impact category | Process name | Impact | Impact category | Process name | Impact |
|-----------------|--|------------------------|-------------------|--|--------------------------|
| Human Heath | | DALY | Ecosystems | | PDF.m ² .year |
| | Aluminum, primary, at plant/RER U | 1,68E+05 | | Aluminum, primary, at plant/RER U | 3,76E+10 |
| | Beef average | 1,63E+05 | | Barley grains IP, at farm/CH U | 2,57E+10 |
| | Copper, at regional storage/RER U | 4,36E+04 | | Beef average | 3,75E+11 |
| | Crude oil, at production onshore/RU U | 1,64E+05 | | Copper, at regional storage/RER U | 5,40E+10 |
| | Egg | 3,18E+04 | | Corn, at farm/US U | 1,26E+11 |
| | electricity-China | 1,89E+06 | | Cotton seed, at farm/CN U | 2,32E+10 |
| | electricity-EastAsia | 5,16E+04 | | Crude oil, at production onshore/RU U | 1,68E+11 |
| | electricity-MENA | 5,24E+04 | | electricity-China | 2,26E+10 |
| | electricity-NAmerica | 1,05E+05 | | Folding boxboard, FBB, at plant/RER U | 2,51E+10 |
| | electricity-RestofWorld | 5,87E+04 | | Ham | 1,73E+11 |
| | electricity-SEAsia | 4,91E+04 | | Kraft paper, unbleached, at plant/RER U | 4,93E+10 |
| | electricity-SouthAsia | 1,17E+05 | | Logs, mixed, at forest/RER U | 3,40E+10 |
| | Folding boxboard, FBB, at plant/RER U | 3,20E+04 | | Nickel, 99.5%, at plant/GLO U | 2,68E+10 |
| | Ham | 9,78E+04 | | Plywood, indoor use, at plant/RER U | 1,35E+11 |
| | Hard coal, at mine/CN U | 4,77E+05 | | Plywood, outdoor use, at plant/RER U | 1,35E+11 |
| | Iron ore, 65% Fe, at beneficiation/GLO U | 5,57E+04 | | Potatoes IP, at farm/CH U | 1,07E+11 |
| | Kraft paper, unbleached, at plant/RER U | 3,11E+04 | | Potatoes IP, at farm/CH U | 3,89E+10 |
| | Nickel, 99.5%, at plant/GLO U | 9,04E+04 | | Raisin, viticulture EU | 5,02E+10 |
| | Rice, at farm/US U | 5,47E+04 | | Rape oil, at oil mill/RER U | 3,49E+10 |
| | Tap water, at user/RER U | 3,79E+04 | | Rape oil, at oil mill/RER U | 2,83E+10 |
| | Wheat grains IP, at farm/CH U | 4,32E+04 | | Rape seed IP, at farm/CH U | 7,52E+10 |
| | Wool, sheep, at farm/US U | 3,16E+04 | | Rape seed IP, at farm/CH U | 4,80E+10 |
| | | kg CO ₂ eq. | | Rice, at farm/US U | 3,51E+11 |
| Global Warming | electricity-China | 1,68E+12 | | Rice, at farm/US U | 2,39E+10 |
| | Hard coal, at mine/CN U | 3,43E+11 | | Sugar cane, at farm/BR U | 4,10E+10 |
| | Aluminum, primary, at plant/RER U | 3,29E+11 | | Sugar cane, at farm/BR U | 3,70E+10 |
| | electricity-NAmerica | 2,52E+11 | | Sunflower IP, at farm/CH U | 2,40E+10 |
| | electricity-RestofWorld | 1,87E+11 | | Wheat grains IP, at farm/CH U | 2,06E+11 |
| | electricity-SEAsia | 1,62E+11 | | Wine | 2,00E+10 |
| | electricity-MENA | 1,40E+11 | | Wool, sheep, at farm/US U | 5,85E+10 |
| | electricity-SouthAsia | 1,25E+11 | | Zinc, primary, at regional storage/RER U | 5,98E+10 |
| | Beef average | 1,14E+11 | Natural Resources | | Primary MJ |
| | electricity-EastAsia | 9,44E+10 | | Crude oil, at production onshore/RME U | 5,95E+12 |
| | Ham | 5,58E+10 | | Crude oil, at production onshore/RU U | 8,20E+12 |
| | Crude oil, at production onshore/RU U | 5,05E+10 | | Hard coal, at mine/CN U | 1,44E+13 |
| | electricity-LatinAmer | 4,85E+10 | | | |
| | Rice, at farm/US U | 4,73E+10 | | | |
| | electricity-SSA | 4,62E+10 | | | |
| | Wheat grains IP, at farm/CH U | 3,96E+10 | | | |
| | Corn, at farm/US U | 3,50E+10 | | | |
| | Corrugated board, recycling fiber, double wall, at plant/RER U | 3,40E+10 | | | |

that need to be investigated. In this study, instead of modeling 352 processes belonging to the most highly affected economic sectors, identification of processes with the greatest modeled potential environmental impact was reduced to 54 processes. The acquisition of data necessary to improve process modeling has not been made because it was not the purpose of this study. The identification of processes with the greatest modeled potential environmental impact has been made only to illustrate how some results can be used to optimize the final results of the method presented in this paper.

3. A combined modeling approach allows GTAP users to compute detailed potential environmental impacts attributed to economic activities. Some authors have previously included environmental parameters in GTAP but their work focused only on a few pollutants and only emissions to the environment have been modeled rather than potential impacts of emissions on the environment [52–54]. Moreover, these authors used economic sector emissions factor instead of computing emissions from mass of commodity produced or transformed as it has been done here with life cycle assessment methodology. It is expected that GTAP-LCA results are closer to the reality because environmental impacts of each economic sector are modeled according to the life cycle of the processes included in each economic sector. Therefore the variation of contribution of each process in each economic sector in all regions is taken into account which is not

necessarily the case when the same economic sector emissions factors are used for all regions.

Many tools have been used in this study: policy scenarios, macroeconomic data, the GTAP model, databases that describe the amount of produced goods (UNDATA, FAO, ForesSTAT, AQUASTAT and IEA), an industrial process database (ecoinvent), and an impact assessment model (Impact2002+). Therefore, it is expected that some uncertainty has been generated by each of these tools. Moreover, mapping of databases with GTAP is an additional source of uncertainty because some processes/commodities were not available in each database and have thus not been included in the study or required other processes to be used as proxy.

Additionally, the ecoinvent database has been primarily developed for modeling European processes. Most of the processes modeled in this study have not been adapted to each region and may not properly model regional realities. However, since ecoinvent is a well recognized and widely used LCA database it was selected for this study. The same limitation is encountered with impact assessment method IMPACT2002+. However, in that case the strength of the results was tested with another impact assessment method (Recipe) and it was found that results obtained with Recipe were concordant with those computed with IMPACT2002+.

Another limitation in this study is the lack of accuracy of land use modeling. In its current version, GTAP considers only land occu-

pation for agriculture and livestock, excluding other activities like forestry. Moreover, land surface is fixed and does not increase during simulation to face rising demand of food products. Nonetheless, it is known that significant GHG emissions could occur if natural ecosystems are converted into agricultural land, especially in the case of biofuel production [13,14]. However, the results of this analysis estimate that the EU bioenergy scenario is less effective environmentally than is the business as usual scenario, and therefore taking into account indirect land use changes would be unlikely to change the main conclusions of the study. Incorporation of this aspect would be anticipated only to improve the quality of results, especially GHG emissions.

5. Conclusion

The GTAP model and LCA method have been used together to describe the potential environmental impacts of two European Union energy policies. It was estimated that, at a global scale, the EU bioenergy scenario is environmentally less effective than the EU business as usual scenario. This unexpected result is due to the fact that the EU bioenergy scenario is estimated to have greater enhancing effect on the global economy (especially in China) than would the EU business as usual scenario. In this vein, the EU bioenergy scenario is estimated to have the potential to cause more indirect environmental impacts than would the EU business as usual scenario. In applying the GTAP model, the evolution of the economy is a significantly higher factor than the energy policies themselves in its simulations. Thus, further investigation could be undertaken in identifying how environmental policies could take key drivers of economy into consideration so as to optimize policies environmental outcomes.

The consequential approach presented in this paper benefits both to GTAP model and LCA method. Using this approach allows GTAP model to assess emissions and extractions according to life cycle of products produced by each economic sector instead of using economic sector emissions factor. Moreover chains effects involved in the impact assessment method allow to compute potential impacts to the environment rather than only list the emissions of substances. Thus, the method provides a more accurate description of environmental impacts than using economic sector emission factors. Regarding LCA method, this new consequential approach allows studying significant changes affecting large systems with a global modeling of economy in a time dependent environment (economic growth is taken into account). Results can easily be used to identify which economic sector is responsible of most of the environmental impacts and which regions are mostly affected. Thus results can be improved by collecting certain specific regional and sectoral data.

That said, additional work should be undertaken to quantify and if possible manage all sources of uncertainty. Also, the time horizon of this study should be extended in order to make this approach more prospective. Specifically, economic evolution and technological changes anticipated through 2025 should be considered, including their related uncertainty.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAI): Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec and Recyc-Québec, Groupe EDF and GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total and Veolia environnement. It should be mentioned that the industrial partners did not play any role in study design; in the collection, analysis and

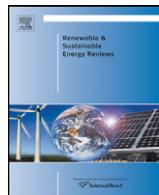
interpretation of data; in the writing of the paper; and in the decision to submit the paper for publication. Additionally, the authors would like to thank Dr Kakali Mukhopadhyay for her knowledge support regarding use of GTAP model.

References

- [1] Kim S, Dale BE. Ethanol fuels: E10 or E85 – Life cycle perspectives. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;11:5.
- [2] Spirinckx C, Ceuterick D. Biodiesel and fossil diesel fuel: comparative life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1996;1:6.
- [3] Mizsey P, Racz L. Cleaner production alternatives: biomass utilisation options. *Journal of Cleaner Production* 2010;18:767–70.
- [4] Halleux H, Lassaux S, Renzoni R, Germain A. Comparative life cycle assessment of two biofuels: ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:7.
- [5] Cherubini F, Ulgiati S. Crop residues as raw materials for biorefinery systems—a LCA case study. *Applied Energy* 2010;87:47–57.
- [6] Yu S, Tao J. Economic, energy and environmental evaluations of biomass-based fuel ethanol projects based on life cycle assessment and simulation. *Applied Energy* 2009;86:S178–88.
- [7] Cherubini F, Bird ND, Cowie A, Jungmeier G, Schlamadinger B, Woess-Gallasch S. Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: key issues, ranges and recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 2009;53:434–47.
- [8] Jury C, Benetto E, Koster D, Schmitt B, Welfring J. Life cycle assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and Bioenergy* 2010;34:54–66.
- [9] Zah R, Boni H, Gauch M, hischier R, Lehmann M, Wager P. Life cycle assessment of energy products: environmental assessment of biofuels 2007.
- [10] Spatari S, Bagley DM, MacLean HL. Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies. *Bioresource Technology* 2010;101:654–67.
- [11] Adler PR, Grossi SJD, Parton WJ. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications* 2007;17:17.
- [12] European Union. Directive 2001/77/EC of the European Parliament and the Council of 27 September 2001 on the promotion of electricity produced from renewable energy sources in the internal electricity market. *Official Journal of the European Communities* 2001. 8.
- [13] Searchinger T, Heimlich R, Houghton RA, Dong F, Elshoff A, Fabiosa J, et al. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 2008;319:3.
- [14] Fargione J, Hill J, Tilman D, Polasky S, Hawthorne P. Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 2008;319:1235–8.
- [15] Azapagic A, Clift R. Allocation of environmental burdens in multiple-function systems. *Journal of Cleaner Production* 1999;7:19.
- [16] Ekvall T. System expansion and allocation in life cycle assessment: with implications for wastepaper management. Chalmers University of Technology; 1999.
- [17] Weidema BP, Frees N, Nielsen A-M. Marginal production technologies for life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999;4:9.
- [18] Tillman A-M. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 2000;20:11.
- [19] Weidema BP. Market information in life cycle assessment. in: Agency DEP, editor; 2003:p. 129.
- [20] Dalgaard R, Schmidt J, Halberg N, Christensen P, Thrane M, Pengue WA. LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:15.
- [21] Ekvall T, Andrae ASG. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;11:10.
- [22] Geyer R. Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution. *Environmental Science and Technology* 2008;42:6973–9.
- [23] Lesage P, Ekvall T, Deschenes L, Samson R. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models Part 1: methodological approach. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;12:8.
- [24] Schmidt JH. System delimitation in agricultural consequential LCA Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:15.
- [25] Schmidt JH, Weidema BP. Shift in the marginal supply of vegetal oil. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:5.
- [26] Thiesen J, Christensen TS, Kristensen TG, Andersen RD, Brunoe B, Gregersen TK, et al. Rebound effects of price differences. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:104–14.
- [27] Frees N. Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:212–8.
- [28] Reinhard J, Zah R. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2009;17:S46–56.
- [29] Andrae ASG, Itsubo N, Inaba A. Global environmental impact assessment of the Pb-free shift. *Soldering and Surface Mount Technology* 2007;19:11.
- [30] Gaudreault C, Samson R, Stuart P. Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2010;15:198–211.

- [31] Pehnt M, Oeser M, Swider DJ. Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. *Energy* 2008;33:13.
- [32] Thomassen MA, Dalgaard R, Heijungs R, Boer Id. Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:11.
- [33] Bernard F, Prieur A. Biofuel market and carbon modeling to analyse French biofuel policy. *Energy Policy* 2007;35:5991–6002.
- [34] Bram S, De Ruyck J, Lavric D. Using biomass: a system perturbation analysis. *Applied Energy* 2009;86:194–201.
- [35] Eriksson O, Finnveden G, Ekwall T, Bjorklund A. Life cycle assessment of fuels for district heating: a comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy* 2007;35:17.
- [36] Bureau J-C, Disdier A-C, Gauroy C, Tréguer D. A quantitative assessment of the determinants of the net energy value of biofuels. *Energy Policy* 2010;38:2282–90.
- [37] Berck P, Hoffmann S. Assessing the employment impacts of environmental and natural resource policy environmental and resource economics, 22; 2002, 27.
- [38] Kretschmer B, Peterson S. Integrating bioenergy into computable general equilibrium models—a survey. *Energy Economics* 2009;32:14.
- [39] Mantzos L, Capros P, Zeka-Paschou M. in: Directorate-General for Energy and Transport, editor, European Energy and Transports Scenarios on Key Drivers 2004;p. 262.
- [40] Hertel TW. Global trade analysis – modeling and applications. Cambridge University Press; 1997.
- [41] United States Department of Agriculture. International Macroeconomic Data. November 4 2009 ed2009.
- [42] Walmsley TL. A baseline scenario for the dynamic GTAP model 2006;p. 14.
- [43] International Labour Organization. LABORSTA.2008.
- [44] Idris N, Rece G. Are results more reliable when life cycle inventory databases are mixed to bridge data gaps? LCA9. Boston 2009.
- [45] IEA. 2005.
- [46] Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, et al. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003;8:7.
- [47] Goedkoop MJ, Heijungs R, Huijbregts M, Schryver AD, Struijs J, Zel'm RV. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition Report I: characterisation 2008.
- [48] Menichetti E, Otto M. Energy balance & greenhouse gas emissions of biofuels from a life cycle perspective. *Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use* 2009;81–109.
- [49] Schmidt JH. Development of LCIA characterisation factors for land use impacts on biodiversity. *Journal of Cleaner Production* 2008;16:1929–42.
- [50] Widjianto A, Kato S, Maruyama N, Nishimura A, Sampattagul S. Environmental impacts evaluation of electricity grid mix systems in four selected countries using a life cycle assessment point of view. *EcoDesign*. Tokyo, Japan 2003;p. 8.
- [51] Mannell R, Margni M, Deschênes L. Spatial variability of intake fractions for Canadian emission scenarios: a comparison between three resolution scales. *Environmental Science & Technology* 2010;44:4217–24.
- [52] Golub A, Hertel T, Lee H-L, Rose S, Sohngen B. The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry. *Resource and Energy Economics* 2009;31:299–319.
- [53] Britz W, Hertel TW. Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: an integrated PE, global CGE analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.003>.
- [54] Hertel TW, Golub AA, Jones AD, O'Hare M, Plevin RJ, Kammen DM. Effects of US maize ethanol on global land use and greenhouse gas emissions: estimating market-mediated responses. *BioScience* 2010;60:223–31.

ANNEXE 8 – *Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. (Dandres et al. 2012)*



Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005–2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment

Thomas Dandres ^{a,*}, Caroline Gaudreault ^b, Pablo Tirado-Seco ^a, Réjean Samson ^a

^a CIRAI, École Polytechnique de Montréal, C.P. 6079, succ. Centre-ville, Montréal (Qc), H3C 3A7 Canada

^b National Council for Air and Stream Improvement, P.O. Box 1036, Station B, Montréal (Qc), H3B 3K5 Canada

ARTICLE INFO

Article history:

Received 25 October 2011

Accepted 6 November 2011

Keywords:

Policy analysis

Prospective study

Life cycle assessment

Environmental impact

Economic modeling

GTAP model

ABSTRACT

This paper describes a new tool to assess the medium- and long-term economic and environmental impacts of large-scale policies. The approach – macro life cycle assessment (M-LCA) – is based on life cycle assessment methodology and includes additional elements to model economic externalities and the temporal evolution of background parameters. The general equilibrium model GTAP was therefore used to simulate the economic consequences of policies in a dynamic framework representing the temporal evolution of macroeconomic and technological parameters. Environmental impacts, expressed via four indicators (human health, ecosystems, global warming and natural resources), are computed according to policy life cycle and its indirect economic consequences. In order to illustrate the approach, two 2005–2025 European Union (EU) energy policies were compared using M-LCA. The first policy, the bioenergy policy, aims to significantly increase energy generation from biomass and reduce EU energy demand for coal. The second policy, the baseline policy, is a business as usual policy where year 2000 energy policies are extended to 2025. Results show that, compared to the baseline policy, the bioenergy policy generates fewer impacts on three of the four environmental indicators (human health, global warming and natural resources) at the world and EU scales, though the results may differ significantly at a regional level. The results also highlight the key contribution of economic growth to the total environmental impacts computed for the 2005–2025 period. A comparison of the results with a more conventional consequential LCA approach illustrates the benefits of M-LCA when modeling the indirect environmental impacts of large-scale policies. The sensitivity and uncertainty analysis indicates that the method is quite robust. However, its robustness must still be evaluated based on the sensitivity and uncertainty of additional parameters, including the evolution of economic growth.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

Contents

| | |
|---|------|
| 1. Introduction | 1181 |
| 2. Methods | 1181 |
| 2.1. European energy scenarios | 1181 |
| 2.2. European energy sector | 1182 |
| 2.3. Consequential approach at the macro level | 1182 |
| 2.4. Prospective approach | 1183 |
| 2.4.1. Economic growth | 1183 |
| 2.4.2. Technological innovation | 1183 |
| 2.4.3. Recursive simulations | 1184 |
| 2.5. Comparison with another consequential-prospective approach | 1184 |
| 2.6. Sensitivity and uncertainty analysis | 1184 |
| 3. Results and discussion | 1185 |
| 3.1. Comparison of European energy policies | 1185 |
| 3.1.1. By time period | 1185 |

* Corresponding author. Tel.: +1 514 340 4711x4794; fax: +1 514 340 5913.

E-mail address: thomas.dandres@polymtl.ca (T. Dandres).

| | |
|--|------|
| 3.1.2. By region and economic sector | 1186 |
| 3.2. Environmental impacts of EU energy policies and economic growth | 1187 |
| 3.3. Comparison of M-LCA and C-LCA | 1188 |
| 3.4. Sensitivity and uncertainty analysis | 1189 |
| 4. Conclusion | 1189 |
| Acknowledgements | 1190 |
| Appendix A | 1190 |
| References | 1191 |

1. Introduction

With the continuous increase in human activities, natural resource depletion (e.g. oil depletion) and pollutant emissions have become major challenges to future development. An awareness of the impacts of human activities on ecosystems (e.g. eutrophication of lakes and rivers) and more recently on the climate (global warming) has led to the development and application of various environmental policies (e.g. Kyoto Protocol). In fact, many climate change mitigation policies are focused on replacing fossil fuels with renewable energy sources: 149 renewable energy policies were applied in the past around the world and 778 are currently in force [1]. Because fossil fuels are currently used extensively in energy generation, accounting for 81% of the world's primary energy in 2007 [2], the implementation of the energy transition will take decades. In the climate change mitigation context, energy policies are therefore often based on long-term objectives.

It has been shown that an environmental policy can lead to unexpected and unwanted environmental impacts. For instance, Searchinger et al. [3] demonstrated that large amounts of biomass used to produce biofuels and replace fossil fuels could lead to the release of a significant amount of greenhouse gas (GHG) emissions into the atmosphere as natural lands are converted to crop lands. Also, Greening et al. [4] and Hofstetter and Norris [5] documented various rebound effects with negative environmental impacts. These examples illustrate the need to assess environmental policies with tools that take the full range of environmental consequences into account. Of all the environmental evaluation methods, life cycle assessment (LCA) seems especially adapted, since it makes it possible to compute the potential environmental impacts generated by natural resource extraction and the release of pollutant emissions at each stage of the life cycle of a given product or service¹. The methodological consensus on LCA is defined in the ISO standards (ISO 14040 and 14044) and often referred to in the literature as attributional LCA [6].

However, certain environmental impacts caused by product changes may occur outside the life cycle, and would thus be ignored in an attributional LCA [6–20]. For this reason, a new form of LCA, referred to as consequential LCA (C-LCA), was developed [21–26]. C-LCA focuses on the environmental consequences of a change occurring in a given life cycle, regardless of whether these consequences occur within or outside the life cycle. It should be noted that the C-LCA approach presented in the literature is designed to assess the environmental consequences of minor disturbances affecting one or a few life cycles and may not be well-suited to studying significant perturbations affecting several life cycles, such as in the case of the implementation of an energy policy. Moreover, in C-LCA, it is often assumed that the world remains unchanged during the perturbation period. This assumption may be valid for small changes occurring in the short term but could come into question for significant disturbances occurring over a long period of time. In this case, ignoring the evolution of the economy could

significantly impact the results, since it is likely that the consequences of a disturbance are affected by economic [27,28] and technological [26,29] evolution.

Solutions have been advanced to take the technological innovations in LCA into account, notably by introducing the concept of prospective LCA (P-LCA) [30–35]. In P-LCA, data are supposed to be representative of future technologies but, because the future is uncertain, authors often use prospective scenarios to manage uncertainty [33,36–39]. However, because P-LCA focuses on a given life cycle affected by technological evolution, it does not model the evolution of the entire economy. Therefore, while it could be useful to merge P-LCA and C-LCA to study significant changes occurring in life cycles over a long period of time, the method would not be sufficient because the evolution of the economy would be still ignored. This paper therefore proposes a new LCA approach, macro LCA (M-LCA), which includes elements of P-LCA and economic modeling that are suitable for the evaluation of the environmental consequences of large-scale disturbances affecting life cycles and occurring over a long period of time. This new approach is an extension of the work presented in Dandres et al. [28] that models the evolution of the economy and includes technological innovation. The M-LCA approach is illustrated using a case study of the environmental impacts of two energy policies. Finally, the results obtained using the M-LCA approach are compared with those obtained using the C-LCA approach.

2. Methods

The objective of the case study is to assess the global environmental impacts brought about by heat and electricity generation in the European Union (EU) between 2005 and 2025 based on two prospective EU energy development scenarios detailed in the following section. The EU energy sector was modeled based on its life cycle following the P-LCA approach, as described in the next section. Though EU energy generation is the main focus of the case study, the scope was extended to the entire world and all economic sectors in order to include the indirect environmental consequences of each EU energy scenario that may occur in other regions and economic sectors. The macroeconomic GTAP was therefore used, as described in Section 2.3. Also, in light of the long temporal horizon, technological and economic evolutions are taken into account, as described in Section 2.4. Fig. 1 summarizes the M-LCA approach within the context of the aforementioned case study. Finally, the case study was also carried out based on a C-LCA approach in order to compare the C-LCA and M-LCA approaches. The application of the C-LCA approach to the case study is described in Section 2.5.

2.1. European energy scenarios

Mantzos et al. [40] designed several scenarios to describe possible developments in the EU energy sectors (electricity, heat, steam and transport) up to 2030. These scenarios were generated using the PRIMES model for the European Commission [41]. PRIMES is a partial equilibrium economic model designed to predict the evolution of European energy markets based on the changes in

¹ To be brief, later in the text, the term *product* will mean both product and service.

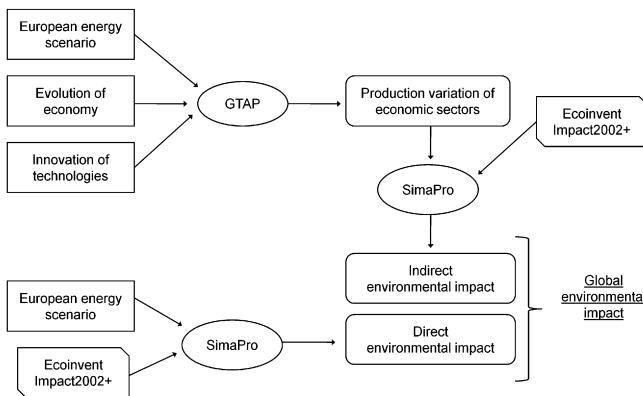


Fig. 1. Overview of the macro life cycle assessment (M-LCA) method.

prices, demand and supply of each energy source in each European country. The main objective of the model is to study the economic impacts of various European energy policies on the energy sectors. For the purposes of this study, Mantzos *high levels of renewables* scenario (referred to in this paper as the *bioenergy* scenario) was chosen because it involves significant changes in the European energy sector over several decades. More specifically, large amounts of biomass are used in the electricity sector to replace coal (see Fig. 2).

A second scenario, the Mantzos *baseline* scenario, which corresponds to the business as usual development of the European energy sector, was also studied to express the environmental impacts of the bioenergy scenario relative to the business as usual situation. Thus, it is possible to determine whether the environmental impacts of the bioenergy scenario are more or less significant than those of the baseline scenario. Moreover, comparing the scenarios makes it possible to distinguish the environmental impacts generated by a bioenergy policy from those generated by economic growth (which is similar in both scenarios). The study period was set at two decades, 2005–2025, in order to observe the effects of global technological and economic evolutions.

2.2. European energy sector

Direct environmental impacts, defined as the extraction of natural resources and the emission of pollutants by the European energy sector in 2005–2025, were studied using P-LCA to include technological evolution during the period. Concretely, the EU energy

sector was modeled according to an A-LCA methodology using the ecoinvent database version 2 [42]. However, the efficiency of each technology presented in Mantzos et al. [40] was increased based on a yearly average growth rate found in literature [43–46]. Then, the direct environmental impacts of the European energy sector were computed based on EU electricity and heat demands in 2005–2025 using the SimaPro LCA software version 7 [47] and IMPACT2002+ version 2.05 [48] impact assessment method. The authors chose not to assess the environmental impacts of the EU biofuel policy designed in Mantzos et al. [40] because biofuel policy modeling would have called for major changes to the GTAP model and GTAP7 database: the introduction of agro-ecological zones [49] and land supply curves [50] to overcome the land use modeling limitations of the GTAP model and a disaggregation of the GTAP7 database to model oil biofuel and sugar crop biofuel separately. However, this is not a significant issue in this paper, since the goal is to propose and illustrate a new method rather than compute precise results. Additionally, the environmental impacts of the EU transport sector are not ignored but modeled in the indirect environmental impacts, as described in Dandres et al. [28].

2.3. Consequential approach at the macro level

The Mantzos scenarios were expected to affect several economic sectors and, as a result, the environment as well. It was therefore decided to model the consequences of this type of policy using a general equilibrium macroeconomic model, as recommended in economic studies [39,51,52]. The consequences of both Mantzos scenarios on the global economy were modeled using the GTAP economic model, a general equilibrium model that simulates the world economy through 57 economic sectors and 113 regions according to changes in economic parameters [53]. Regions and economic sectors were aggregated into 14 regions and 20 sectors, as detailed in Tables 1 and 2 so as to reduce computing resource requirement. Simulations were conducted separately for each energy scenario based on the variations in fuels demand for electricity and heat as inputs in the GTAP model. The economic and technological changes described in the next section were also included as input in the GTAP simulations. Production variations for each economic sector in each region of the world were used according to the LCA method to calculate the indirect environmental impacts of each scenario. The life cycle of each economic sector was modeled using the technological processes found in the ecoinvent database. Finally, like the direct environmental impacts of the EU energy sector, the environmental impacts were computed using SimaPro

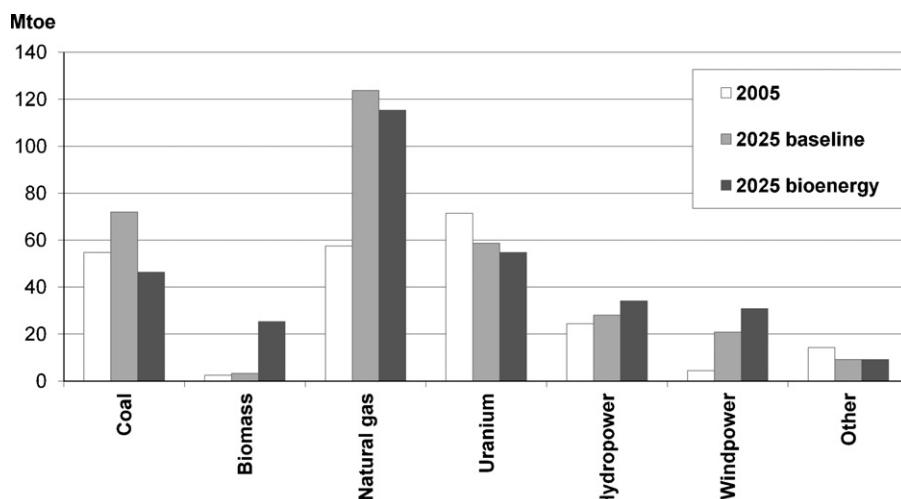


Fig. 2. Sources of electricity in the European Union in 2005 and 2025.

Table 1

Biomass supply in the conventional consequential approach.

| Natural resource | Product type | Function (before 2005) | Consequences | |
|---|-----------------------------------|---|--|--|
| | | | Low constraints case | High constraints case |
| Residues from forestry and sawn wood industries | Dependent co-product ^a | Maintain soil quality | Collecting wood residues in forests leads to soil quality losses. | Wood residues are not collected in forests, and the soil quality remains the same. |
| Wood used by other industries | Determining product ^b | Produce paper pulp (only the paper industry is expected to be affected) | Not collected, and the paper industry is not affected. | Collecting wood affects paper industries. European pulp and paper productions must be compensated. |
| Residues from agriculture | Dependent co-product | Maintain soil quality | Collecting agricultural residues leads to soil quality losses that are compensated through the use of mineral fertilizers. | Collecting agricultural residues causes soil quality losses. |
| Residues from the food industry | Dependent co-product | Feed livestock | Not collected, and livestock is therefore not affected. | Collecting residues from the agri-food industry reduces the amount of food available for livestock. The lack of food for livestock must therefore be compensated |
| Crops | Determining product | Feed humans and livestock | The Schmidt methodology [44] is used to model affected systems. | |

^a A co-product is said to be dependent when demand for the co-product has no influence on its production.^b A determining product is defined as a product for which demand is directly linked to its production.**Table 2**

Technical requirements.

| | Comment |
|---|--|
| Minimum requirement | |
| GTAP-LCA model ^a | - A modified version of the GTAP standard model; |
| GTAP7 database | - Older versions will work but with lesser geographic/sectoral resolution; |
| ecoinvent-GTAP database ^a | - A modified version of the ecoinvent 2 database; |
| SimaPro | - Any LCA software compatible with ecoinvent will work. |
| Optional but recommended | |
| MDB 2004 ^a | - Database built with data collected from UNDATA, FAOSTAT and IEA; |
| Microsoft Excel 2007 | - Other spreadsheet software may require some modifications in the M-LCA template in order to work properly. |
| M-LCA template of the method ^a | - Step-by-step description of how to compute the environmental impacts (Microsoft Excel file); |
| GEMPACK | - To adapt the GTAP-LCA model to a specific M-LCA study; |
| Crystal Ball | - To conduct uncertainty analysis. |

^a These resources will be provided in the near future on the website of the CIRAI at www.ciraig.org.

and IMPACT2002+. Methodological details (excluding technological innovation modeling) can be found in Dandres et al. [28].

In C-LCA, it is recommended to identify the technologies affected by the studied marginal change for specific modeling, since the environmental impacts may vary significantly between technologies producing a same product [21]. However, because the results of GTAP simulations showed significant production changes in almost all regional economic sectors, it was assumed that all technologies in all regional sectors were affected. Therefore, the affected technologies were not identified and average data were used to model each technology instead of specific data.

2.4. Prospective approach

Two temporal aspects were taken into account in the analysis: economic growth and technological innovation. These aspects are discussed in the following sections.

2.4.1. Economic growth

Expected economic changes in 2005–2025 were implemented in the economic simulations, as recommended by Toth [54] and Berck and Hoffmann [51]. Economic growth was modeled in GTAP simulations by varying the regional macroeconomic variables (population, capital, gross domestic product (GDP), and skilled and unskilled labor forces) according to future projections. Forecasted data were obtained from the United States Department of Agriculture [55] for population and GDP, from Poncet [56] for capital

and from the International Labor Organization [57] for skilled and unskilled labor forces.

2.4.2. Technological innovation

Technological innovation was taken into account for each region and each economic sector as GTAP simulation input, and the model computed how the demand and production of each economic sector would be affected by technological changes. More specifically, GTAP modeled the commodities reduction required to produce a given commodity. In order to avoid counting commodity consumption reductions twice, the efficiency of the ecoinvent processes was not increased to reflect future technological advances because it would have resulted in another reduction of the commodities used to produce a given commodity. This constitutes one of the limitations of the study, since technological innovation leading to emissions reductions cannot be modeled this way. Ideally, specific data for each region and technology should have been collected from expert panels to model future regional and sectoral technological developments [36,58–62]. Should these situations occur, the emissions reductions would have been applied in the ecoinvent processes. However, considering the high number of regions and economic sectors (113 regions × 57 sectors) and the fact that each economic sector includes hundreds of technologies, average data for each economic sector rather than for each technology was collected to lessen the amount of time needed for data collection. Despite this simplification, data were difficult to find because technological changes are not widely documented, especially with regards to future technological changes. An indirect measurement

of technological change is the total factor productivity (TFP), which is commonly used by economists to monitor productivity changes [63–66]. However, TFP also includes other parameters that influence productivity: capital, labor, intermediate goods, land use and other externalities [67–69]. Therefore, TFP growth is generally not fully representative of technological innovation. Nevertheless, when TFP is computed using the Malmquist method [70], the contribution of technological change to TFP is explicitly known. Thus, in this study, technological changes computed based on the Malmquist method were used whenever possible. In other cases, TFP was used as a proxy to model technological innovation. Finally, in the cases in which no TFP data were available, the averages of the data available for the corresponding economic sector were used as a proxy. Projections of future TFP up to 2025 were used whenever available but, in most cases, TFP growth rate averages were computed from historic values (ideally from 1985 to 2005), assuming that past technological development trends will continue in the future up to 2025. This constitutes the second limitation to technological innovation modeling in this study, since the approach does not take the maturity of a technology into account (the more mature the technology, the less it is expected to improve). Also, TFP data for an economic sector in a specific region were used for every technology in the sector and region. This constitutes the third limitation to technological innovation modeling in this study, since technologies in a given economic sector may evolve differently.

2.4.3. Recursive simulations

Bergman et al. [52] recommend dynamic models to study long-term environmental policies to assess the internal fluctuations that may occur during a long period of time and this approach is indeed followed by many authors [50,71–85]. Therefore, the 2005–2025 period was divided into four sub-periods of five years to model the internal changes and environmental impacts taking place during each. The first GTAP simulation was conducted by implementing the technological, economic and EU energy sector changes for the 2005–2010 period. Then, the results of the 2005–2010 simulation were used to update the GTAP database. The 2010–2015 simulation was conducted with the updated GTAP database and based on the technological, economic and EU energy sector changes in the 2010–2015 period. This procedure was also followed to run 2015–2020 and 2020–2025 simulations.

2.5. Comparison with another consequential-prospective approach

The results obtained using the approach described above were compared with those obtained using a more conventional consequential LCA approach [21–26] in which technological innovation is modeled exactly in the same way as described above. The difference between the more conventional approach and the M-LCA approach lies in consequence modeling. While the M-LCA approach proposed in this paper models the economic and environmental consequences of the studied EU policies based on the GTAP model, the conventional C-LCA approach uses broad assumptions regarding biomass availability to define two extreme cases (Table 1).

In the first case, there are little constraints on biomass supply and most of the biomass required can be obtained from local forest, wood and agro-food industries without affecting the rest of the EU economy. Agricultural and livestock production remain unchanged. It is assumed that there is no competition for the additional residues required to generate energy since they would otherwise be left on the ground.

In the second case, constraints on biomass supply are more important, and some biomass must be imported from foreign

countries or deviated from other industries to compensate. The following assumptions were made in the high constraints case:

- Due to availability constraints for certain residues, wood biomass must be imported from Eastern Europe [86].
- Pulp production in Europe has fallen because the wood is now consumed by the energy sector. It is assumed that the decrease in European pulp production is compensated through imports from Canada, the world's largest pulp exporter [87].
- Biomass residues usually left on the ground for soil fertilization are collected to generate energy. It is assumed that mineral fertilizers are used to maintain soil fertility. Fertilizers are identified by type based on the process presented by Weidema [23].
- Residues from the food industry are used to produce energy. This leads to a lack of nutrients for EU livestock. According to Weidema [23], missing nutrients are assumed to be compensated with barley produced in Canada using the method presented by Schmidt [16].

2.6. Sensitivity and uncertainty analysis

In order to assess the robustness of the M-LCA approach, a sensitivity and uncertainty analysis was conducted to compare EU energy policies. The analysis is based on the variation of a sensitive parameter of the GTAP model and the use of a statistical method applied to calculate the environmental impacts.

Among the parameters of the GTAP model, the elasticities of Armington, which handle the competition between domestic and foreign products, are often mentioned as an uncertain and very sensitive parameters that can significantly affect the results of the model [88–91]. Thus, several values for the Armington elasticities were used to test the sensitivity of the M-LCA approach to this parameter. One set of Armington elasticities was obtained by increasing the original values by 50% and another was obtained by decreasing them by 50%.

Monte-Carlo (MC) [92] statistical analysis are commonly conducted to manage uncertainty in LCA [93–98] and was used to manage the uncertainty generated by the data and models in LCA methodology. Monte-Carlo analysis aims to compute the results of a model a high number of times by varying all the parameters according to the values they could take inside a probability distribution specified for each parameter. The MC simulations were conducted in two sequences in order to reduce computing time:

1. MC simulations were run for each ecoinvent process used to model each GTAP economic sector in order to obtain probability distributions for each of the four environmental impact categories. These simulations were conducted with SimaPro software according to the uncertainty data available in ecoinvent database and IMPACT2002+ method.
2. The probability distributions of each ecoinvent process obtained earlier were used to compute the probability distribution of the environmental impacts of each EU energy scenario, and the MC simulations were computed with Microsoft Excel using the Crystal Ball plug-in [99].

In both cases, 1000 iterations were set out. Test MC simulations were conducted with 10 000 iterations, which took much more time and did not yield any significant differences in the results. In the second sequence of MC simulations, the standard deviation of each probability distribution was increased to take the uncertainty of the ecoinvent processes used as proxy into account. Indeed, there is always an uncertainty between the LCA database processes and reality, which can be defined according to several indicators gathered in a pedigree matrix, including temporal and geographical correlations [100]. In this study, ecoinvent processes (which are

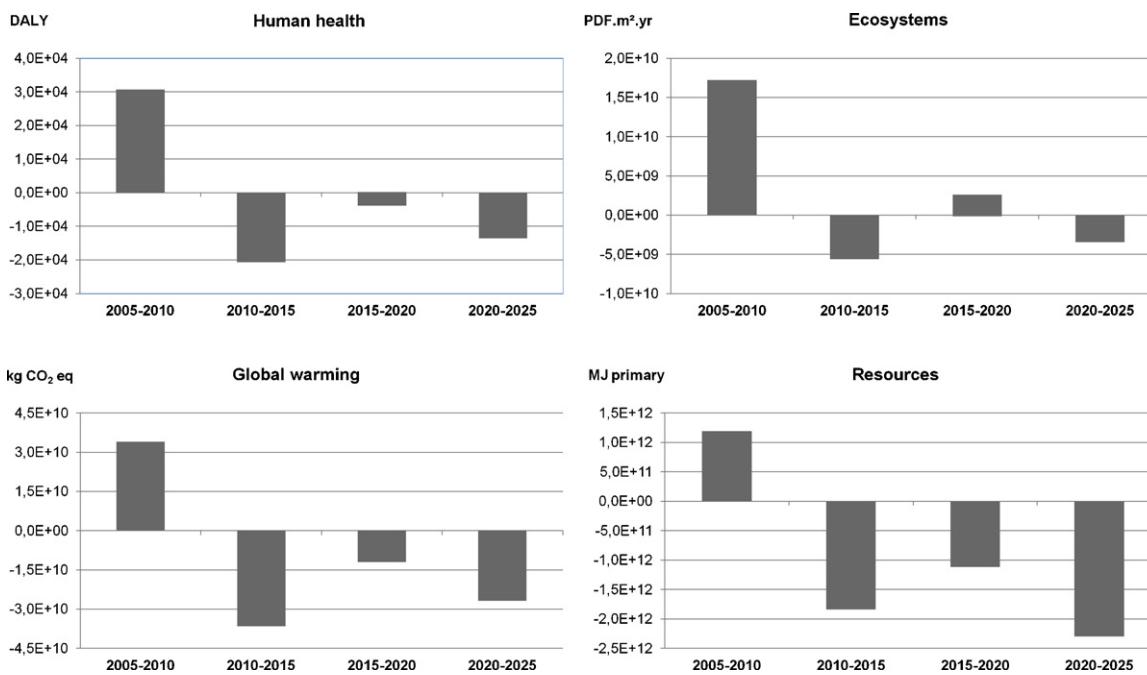


Fig. 3. Comparison of estimated potential environmental impacts of both scenarios by period based on IMPACT2002+.

almost entirely based on European data for year 2000) were used to model processes in all world regions and up to 2025. To assess the uncertainty resulting from the use of proxy processes, the pedigree matrix of some ecoinvent processes was edited in SimaPro. Results show that the standard deviation of the distribution of an ecoinvent process was multiplied by 2.5 when the best situation (regarding uncertainty) was compared to the worst. Therefore, in the second sequence of MC simulations, all standard deviations were multiplied by 2.5. This process probably exaggerates the uncertainty, but it would be too time consuming to manually specify the standard deviation of each process (Table 2).

3. Results and discussion

The first section presents the results of the comparison of the two energy scenarios. This comparison is made by time period at the world scale and then at the regional scale and by economic sector to provide a more extensive interpretation of the differences between the two scenarios. In the second section, the environmental impacts are expressed relative to 2005 to evaluate the performance of both policies in the context of technological evolution and economic growth in 2005–2025. The third section is a comparison of the results obtained with M-LCA and conventional C-LCA, followed by a discussion on their methodological differences and scopes of application. The fourth section details the sensitivity and uncertainty analysis of the results.

3.1. Comparison of European energy policies

3.1.1. By time period

A comparison of the direct and indirect environmental impacts of the baseline and bioenergy scenarios is presented as a function of the time period in Fig. 3. In this figure, the environmental impacts of the baseline scenario were subtracted from those of the bioenergy scenario to allow for a direct scenario comparison. This approach has the advantage of eliminating the impacts of the economic growth and focusing on the differences between the two scenarios. The results presented in Fig. 3 should therefore be interpreted as follows: a positive number indicates that the

environmental performance of the bioenergy scenario is worse than the environmental performance of the baseline scenario, and a negative number indicates the better performance of the bioenergy scenario.

Simulation results show that, for the entire period at the global scale, the impacts of the bioenergy scenario relative to the baseline scenario are less significant for human health, GHG emissions and natural resource consumption (negative numbers in Fig. 3) but more significant for ecosystems (positive numbers in Fig. 3). The evolution of the impacts during each period shows that, for most regions and economic sectors, the environmental impacts are more important in the bioenergy scenario in 2005–2010 than in the baseline scenario. This tendency, which was already observed in Dandres et al. [28], was attributed to a rebound effect impacting the coal market (increasing coal consumption) and caused by the significant reduction in EU coal consumption due to the rise of bioenergy in Europe. In the current study, the rebound effect and its related environmental impacts are considerably less significant than in Dandres et al. [28], especially because resource consumption and pollutant emissions are reduced when considering technological innovation. Nevertheless, human health, global warming and natural resources are still significantly affected by the 2005–2010 rebound effect. The overall benefits of the bioenergy scenario relative to the baseline scenario are considerably reduced (by 33% on average) by the indirect environmental impacts occurring in 2005–2010 (negative numbers in Table 3). Therefore, if the 2005–2010 coal rebound effect could be avoided, the human health, global warming and natural resources benefits obtained from the bioenergy scenario relative to the baseline scenario could be enhanced by an average of 33%. This information would be useful

Table 3
Contribution of the rebound effect to the total environmental impacts.

| Damage category | Contribution |
|-------------------|--------------|
| Human health | -45% |
| Ecosystems | 69% |
| Global warming | -34% |
| Natural resources | -20% |

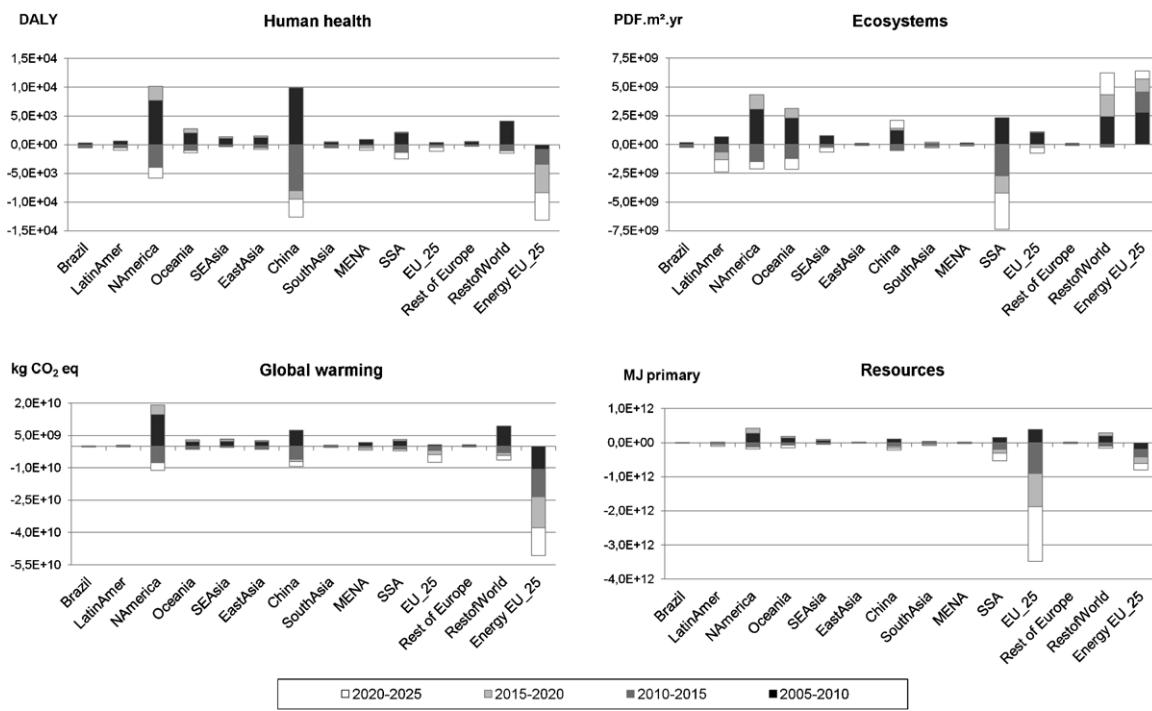


Fig. 4. Comparison of the estimated potential environmental impacts of both scenarios by region based on IMPACT2002+.

when setting out policies, making it possible to reedit a bioenergy policy (with lesser changes in coal consumption) and reassess it using the M-LCA approach in order to curb the coal rebound effect and enhance the benefits of the policy relative to the baseline policy.

3.1.2. By region and economic sector

The comparison of the direct and indirect environmental impacts of the baseline and the bioenergy scenarios at the regional level shows the heterogeneous distribution of environmental impacts between regions (Fig. 4). As illustrated in Fig. 4, the main differences between both scenarios lie in the EU, North America, China, Sub-Saharan Africa and the former USSR. A possible interpretation of the result for the EU is that coal consumption is less significant in the bioenergy scenario than in the baseline scenario. Therefore, human health impacts, greenhouse gases emissions and natural resource consumption are lower than in the baseline scenario. At the same time, the bioenergy policy enhances biomass production, increasing the impacts on ecosystems relative to the baseline scenario. In North America and the former USSR, the indirect environmental impacts are expected to be more significant in the bioenergy scenario owing to the higher economic activity generated by the coal extraction, wood and electricity generation sectors relative to the baseline scenario. In China, the expected increase in wood production in the bioenergy scenario causes more impacts on ecosystems than in the baseline scenario, while decreased coal extraction in the bioenergy scenario generates fewer impacts on human health and global warming than in the baseline scenario. The results also show that coal extraction is considerably less significant in the bioenergy scenario for Sub-Saharan Africa, and the impacts on regional ecosystems are therefore substantially reduced. Also, for the four indicators considered in this study, the indirect environmental impacts are higher in the bioenergy scenario than in the baseline scenario in North America, East Asia, South East Asia, Oceania and the former USSR. However, these four indicators lead to fewer impacts in Brazil, South Asia, the Middle East and North Africa. For the other regions, the comparison of the

two scenarios depends on the indicator: the bioenergy scenario presents better results for some indicators and worse results for others.

At the global scale, the bioenergy scenario strongly affects the coal, wood and electricity sectors, resulting in a significant difference in the environmental impacts of the two scenarios (Fig. 5). The environmental impact analyses by economic sector in the three following sections describe the processes that led to the disturbances observed for these three sectors and show several levels of bioenergy policy consequences. The impacts on coal and wood markets highlight the trade relations between the EU and other regions, while electricity sector disturbances are interpreted to be indirect consequences of the increase in industrial activity in certain regions.

3.1.2.1. Economic impacts on the coal market. According to the GTAP7 database, prior to 2005, the EU mostly imported its coal from Sub-Saharan Africa (SSA) and the former USSR (the EU produced only 17% of its coal requirements), satisfying respectively 26% and 18% of EU coal demand (which represents respectively 75% and 45% of SSA and former USSR coal exports). After 2005, reduced coal consumption in the EU due to the application of both energy policies significantly affected the coal markets of SSA and the former USSR. GTAP results show that 2005–2025 coal exports from SSA and the former USSR are lower in the bioenergy scenario than in the baseline scenario (by 20% and 29%, respectively). This may be seen as the main consequence of the bioenergy policy. Due to the more significant reductions in EU coal imports in the bioenergy scenario, the GTAP model anticipates that SSA and the former USSR will export more coal across Asia in the bioenergy scenario. Simulations results show that coal extraction in SSA is less significant in the bioenergy scenario than in the baseline scenario (by 6.4%) and slightly higher in the former USSR (by 1.4%). Two reasons explain why the reductions in coal imports to the EU are expected to have greater impacts on SSA than the former USSR. First, EU coal imports represent a more significant portion of SSA coal exports (75%) than

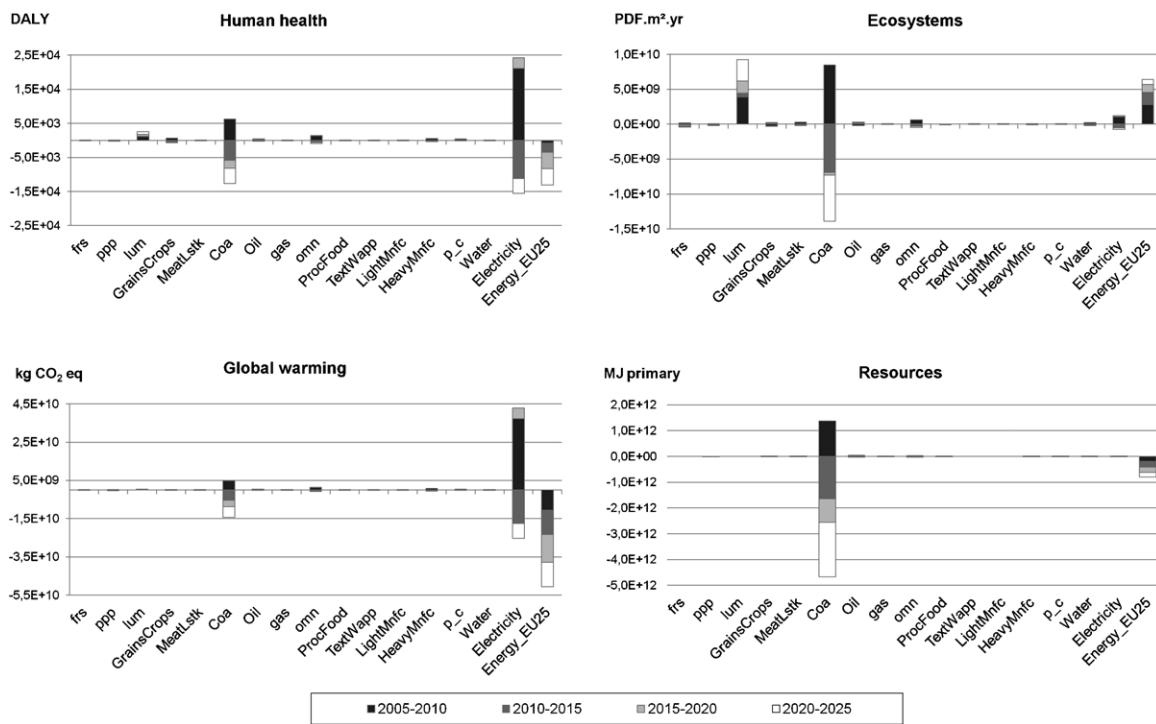


Fig. 5. Comparison of the estimated potential environmental impacts of both scenarios by economic sector based on IMPACT2002+.

exports from the former USSR (45%). Second, the increase in coal exports to Asian regions relative to the baseline scenario is significantly greater from the former USSR than from SSA (by 78%), since coal from the former USSR has penetrated the Asian markets better than coal from SSA.

The increase of coal exports from SSA and the former USSR to Asian regions in the bioenergy scenario relative to the baseline scenario is expected to affect the Asian coal market – a secondary consequence of the bioenergy policy. Based on the results observed in this study, Chinese coal exports to other Asian regions should be the most affected, since, prior to 2005, China was one of Asia's main coal suppliers (Chinese coal exports represent 22% of the coal imported by EAsia, SEAsia and SAsia). Due to the increasing presence of SSA and the former USSR on the Asian market, coal exports from China to other Asian regions are expected to be less important (by an average of 3.8%) in the bioenergy scenario after 2005. In addition, coal extraction in China is expected to be slightly less important in the bioenergy scenario (by 0.3%). A reason that could explain this loss in coal market shares by China is the reduction in coal transport costs from SSA and the former USSR to Asian regions (respectively -1.8% and -1.2%), while the cost from China remains almost unchanged (-0.03%).

3.1.2.2. Economic impacts on the wood market. As expected, wood production is more important in the bioenergy scenario than in the baseline scenario, especially in the EU (by 3.4%) and former USSR (14.1%). The results show an important increase in wood exports from the former USSR, especially to the EU in the bioenergy scenario (+24% compared to baseline scenario). This result is not surprising, since the former USSR is known to have extensive biomass resources [101,102]. In both the baseline and bioenergy scenarios, wood transport prices are expected to decrease in all regions, especially when shipped from the former USSR to other regions (~20% lower than the average shipping world price). In fact, this may explain why the former USSR increased its wood sales around the world and especially in the EU, significantly intensifying its wood demand in the bioenergy scenario. Also, China reduced

its wood imports more than its wood exports in the bioenergy scenario, leading to a slight increase in Chinese wood production (by 0.7%) relative to the baseline scenario. This can be explained by a slightly lower wood transportation price for Chinese exports than for the average world price (by 3.1%).

3.1.2.3. Economic impacts on the electricity market. While it was expected that the wood and coal sectors would be affected by the bioenergy policy, this was not the case for the electricity sector, which posted more significant activity in the bioenergy scenario than in the baseline scenario. Unlike wood and coal, electricity is not traded between all regions of the world (although some local trades may exist between regions). Because the GTAP model is based on trade exchanges, it is difficult to explain the changes occurring in the electricity sector. According to the GTAP results, the main variation in electricity generation between the two scenarios occurs in North America and the former USSR, perhaps due to the fact that the major variations in the production of some of the most electricity-intensive sectors² in the two scenarios occur in North America and the former USSR. Indeed, among the sectoral production variation differences observed between the two scenarios, 24% of the difference for the paper and paper pulp sector and 58% of the difference for the mining sector occur in North America, while 52% of the difference for the heavy manufacturing sector occurs in the former USSR. No significant activity variations were observed between the two EU energy scenarios for the other main sectors that consume electricity (transport, communications and services).

3.2. Environmental impacts of EU energy policies and economic growth

Up to this point, the discussion has been conducted by comparing the environmental impacts of the bioenergy scenario relative to those of the baseline scenario in order to focus on the impacts

² According to the GTAP7 database.

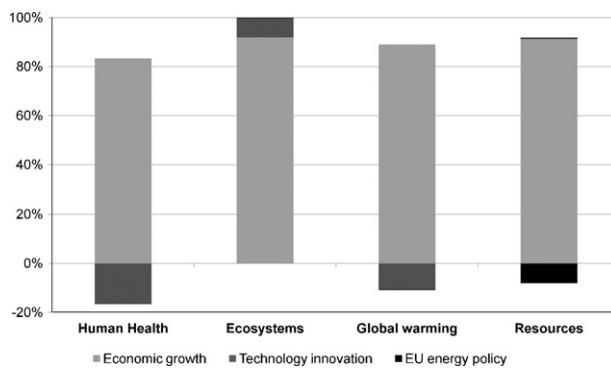


Fig. 6. Contribution of economic growth, technological innovation and EU energy policy to the potential environmental impacts of bioenergy scenario (2005–2025) at the global scale, based on IMPACT2002+.

generated by the implementation of the EU bioenergy policy. In this context, the bioenergy scenario showed a better environmental performance than the baseline scenario for three of the four environmental indicators. Another way to evaluate the EU bioenergy policy is to compare the environmental impacts generated by each policy between 2005 and 2025 without subtracting the impacts of one from the other. This comparison was carried out and led to new observations. When including economic growth in the comparison, natural resource consumption, which is slightly lower in the bioenergy scenario, constitutes the main difference between the scenarios, while the other environmental indicators do not show any significant differences. Additionally, the environmental impacts increase significantly in all impact categories.

Economic growth was expected to contribute to the environmental impacts of each scenario by increasing goods production in every economic sector. Because the economic growth is the same in the two scenarios, the difference between the scenarios can be attributed to the implementation of the EU bioenergy policy, while the common part is related to the economic growth. Therefore, the contribution of the bioenergy policy to the total environmental impacts relative to the baseline policy versus economic growth can be computed. Also, by running the GTAP simulations with and without technological innovation, it is possible to assess its environmental impacts (Fig. 6).

It therefore appears that economic growth is responsible for the significant increase in environmental impacts in 2005–2025, that technological innovation is a secondary factor and that EU energy policy has a negligible effect (except on natural resources). The benefits of the bioenergy scenario are therefore completely offset by economic growth. Even at the European scale, in the bioenergy scenario, GHG emissions increase in 2005–2025 even though the scenario was designed to mitigate GHG emissions. Only the natural resource consumption required by economic growth is slowed by 7.4% in the bioenergy scenario. One of the limitations of the analysis is that carbon taxes and other global warming mitigation measures were not modeled in the current study and could potentially affect the outcome. Therefore, it can only be concluded that the studied

bioenergy policy alone will not reduce the environmental impacts in Europe and the rest of the world.

It should also be noted that technological innovation decreases the impacts on human health and global warming but unexpectedly increases the impacts on ecosystems. When modeling technological innovation, the GTAP simulations indicate that the increased impacts on ecosystems are due to the greater demand for water in South Asia. When technological innovation is taken into account, this increase in water demand is related to the significant development of three water-intensive sectors: utilities/construction, transport/communication and other services. For these sectors, the increase in activity is around four times higher when technological innovation is modeled.

3.3. Comparison of M-LCA and C-LCA

In theory, both M-LCA and C-LCA can be used to study the changes occurring in a life cycle. Even though C-LCA was designed to study small changes affecting a small number life cycles, Schmidt et al. [103] used it to study European biofuel policies. Because the biofuel policy studied by Schmidt et al. is different from the one studied in this paper, the two approaches could not be compared. Therefore, the C-LCA approach was applied to the Mantzos scenarios in order to compare the results with the M-LCA approach.

The results of the C-LCA approach show the same trend as the M-LCA approach: the bioenergy scenario leads to fewer impacts on human health, global warming and natural resources but more damages to the ecosystems than the baseline scenario. However, there is a significant difference in indirect environmental impacts between the results of the C-LCA and the M-LCA. While the contribution of the indirect impacts to the total environmental impacts is negligible in the C-LCA approach, they constitute the main part of the total environmental impacts in the M-LCA approach (Table 4). This can be explained by the methodological differences between the two approaches in economy modeling. All the economic sectors and economic growth are modeled in the M-LCA, while only a few economic activities and no economic growth are taken into account in the C-LCA. As previously stated, economic growth is responsible for most of the environmental impacts in the M-LCA approach. Therefore, a substantial variation between the two approaches in terms of the environmental indirect impacts was expected.

The contribution of the indirect environmental impacts to the difference in the total environmental impacts between the two EU energy scenarios is still significant in the M-LCA approach (from 16% to 81% of total impacts), while it remains quasi-negligible ($\approx 1\%$) in the C-LCA approach (Table 5). The difference is therefore chiefly explained by the number of modeled economic sectors, which differs significantly between the two approaches. With regards to the affected regions, in the two cases set out in the C-LCA approach, the Europe Union is the most affected region and only Eastern Europe and Canada are assumed to be slightly affected by the implementation of the EU bioenergy policy. On the other hand, in the M-LCA approach, the European Union, North America, China, Sub-Saharan Africa and the former USSR are all considerably

Table 4
Contribution of the indirect environmental impacts to the total environmental impacts in the baseline and bioenergy scenarios for the C-LCA and M-LCA approaches.

| Environmental impact | Baseline scenario | | | Bioenergy scenario | | |
|----------------------|-------------------|------------------|----------------|--------------------|------------------|----------------|
| | C-LCA approach | | M-LCA approach | C-LCA approach | | M-LCA approach |
| | Low constraints | High constraints | | Low constraints | High constraints | |
| Human health | 0.5% | 0.5% | 99.90 | 1.5% | 1.4% | 99.90 |
| Ecosystems | 0.0% | 0.3% | 99.82 | 0.8% | 1.0% | 99.82 |
| Global warming | 3.4% | 3.4% | 99.67 | 1.9% | 1.9% | 99.67 |
| Natural resources | 2.7% | 2.7% | 92.27 | 1.5% | 1.5% | 92.83 |

Table 5

Contribution of the indirect environmental impacts to the difference in the total environmental impacts between the bioenergy and baseline scenarios for the C-LCA and M-LCA approaches.

| Environmental impact | Bioenergy vs. baseline scenario | | |
|----------------------|---------------------------------|------------------|----------------|
| | C-LCA approach | | M-LCA approach |
| | Low constraints | High constraints | |
| Human health | 0.3% | 6.0% | 30.9% |
| Ecosystems | 0.1% | 2.6% | 40.3% |
| Global warming | 0.1% | 1.1% | 15.7% |
| Natural resources | 0.0% | 1.0% | 80.3% |

impacted by the EU bioenergy scenario (relative to the baseline scenario).

These differences highlight the need to take the entire economy into account (rather than only a few economic sectors) when studying a large-scale international energy policy. Indeed, using two extreme cases as in the current C-LCA may not be sufficient to adequately portray the indirect environmental impacts potentially caused by significant disturbances, such as the implementation of a continental energy policy. However, the proposed M-LCA approach seems effective in this context since it considers the global economy and all of the changes affecting the EU energy sector (not only biomass supply but also other energy fuel supplies). For instance, using the M-LCA approach, the boundary of the analysis was extended to the indirect effects on the coal market, which proved to be significant to the overall results. Another limitation of the C-LCA approach that did not arise in the M-LCA approach and which also partly explains the differences observed in the results is the fact that consequences are modeled according to the knowledge and data found by the LCA practitioner. In fact, the M-LCA approach models the consequences of a disturbance using a nonlinear model programmed according to the commonly accepted neoclassical economic theory. Therefore, the results can be easily reproduced with the M-LCA approach, while some variability may be observed when using the C-LCA approach, especially with regards to the choice of system boundaries and the affected technologies, potentially leading to significant variations in the results [12,104,105].

The C-LCA approach therefore seems better adapted to the analysis of the marginal disturbances impacting a few known economic sectors, while a more advanced approach, like the M-LCA, seems required for large-scale disturbances that could potentially impact the entire economy.

3.4. Sensitivity and uncertainty analysis

The results of the sensitivity and uncertainty analysis are summarized in Table 6, which indicates the probability that the bioenergy scenario results in more environmental impacts than the baseline scenario. The use of different values for the Armington elasticities and the uncertainty of the ecoinvent database and IMPACT2002+ method do not seem to affect the comparison of the EU energy scenarios in terms of sensitivity. The main conclusion remained unchanged: the bioenergy scenario should

generate fewer impacts on human health, global warming and natural resource consumption and lead to more ecosystem impacts. The comparison is especially robust for the global warming and resource consumption indicators (probabilities near zero) but remains more uncertain for the human health and ecosystems categories. Indeed, as compared to the baseline scenario, the bioenergy scenario may cause fewer impacts on the ecosystems (average probability of 20.74%) but more on human health (between 19% and 46%). Because no correlation between the uncertainties of these two impact categories was determined, the probability that the bioenergy scenario would cause fewer ecosystem impacts is independent of the probability that this scenario would cause more human health impacts than the baseline scenario. With regards to the Armington elasticities, the trend is that the higher the elasticities (domestic goods are more easily substituted by foreign goods), the higher the probability that the bioenergy scenario will cause more environmental impacts than the baseline scenario. This is especially true for the human health impact category, which is more sensitive to the Armington elasticities.

The uncertainty analysis is limited by the fact that it does not take the uncertainty of the GTAP model, of the data collected from public databases (FAO, UNDATA and IEA databases) or of the mapping between (i) the GTAP7 and ecoinvent databases and (ii) the PRIMES and GTAP models into account. Also, the uncertainty of exogenous variables such as the evolution of economic growth and technological innovation is not taken into account. Finally, the application of other international policies such as a post-Kyoto carbon policy or other continental renewable energy policies outside the EU applied concurrently with the EU energy policy is not considered. Nevertheless, the sensitivity and uncertainty analysis presented here shows that the comparison of the baseline and bioenergy scenarios is not widely affected. Thus, the M-LCA approach can be considered quite robust with regards to the sources of uncertainty that are modeled. However, the sources of uncertainty stated earlier should also be considered in order to assess the global robustness of the M-LCA method. This issue will be addressed in a subsequent study.

4. Conclusion

In this paper, M-LCA, an enhanced LCA methodology that combines both consequential and prospective LCA, was presented and illustrated within the context of a comparison of two European energy policies by integrating economic and temporal aspects. The economic aspects were implemented using the GTAP general equilibrium model, which simulates the economic consequences on regional economic sectors caused by the planned changes of each European energy policy. Then, the environmental impacts brought about by production variations in each economic sector were modeled for each region of the world and each EU energy policy using LCA. The GTAP recursive simulations made it possible to consider the evolution of the forecasted macroeconomy in terms of GDP, capital investment, population growth, labor force and technological innovation as well as the changes brought about by the studied policy. It was possible to distinguish between the direct environmental impacts due to the energy production profile changes outlined

Table 6

Probabilities that the bioenergy scenario would cause more impacts than the baseline scenario.

| Environmental impact category | Armington elasticities | | | Average probability |
|-------------------------------|------------------------|----------------|---------------------|---------------------|
| | Default values –50% | Default values | Default values +50% | |
| Human health | 19.59% | 28.01% | 45.99% | 31.20% |
| Ecosystems | 70.82% | 82.62% | 84.33% | 79.26% |
| Global warming | 0.00% | 0.00% | 0.00% | 0.00% |
| Natural resources | 0.01% | 0.10% | 1.72% | 0.61% |

in the studied EU energy policy and the indirect environmental impacts corresponding to the fluctuations in the global economy caused by the application of the policy.

The evaluation of the European energy policies showed that both the direct and indirect environmental impacts substantially contribute to the global environmental impact, and that these indirect impacts may vary significantly between periods, economic sectors and regions. At the global scale and in the long-term, the bioenergy policy based on the increased use of wood biomass to replace coal in EU energy generation was shown to lead to fewer environmental impacts for the human health, global warming and natural resource consumption indicators and greater ecosystem impacts than the baseline policy (a business as usual policy). It was also observed that the difference between the environmental impacts of the two scenarios was not significant in the context of the environmental deterioration that is expected to be caused by economic growth during the energy policy implementation period. Indeed, the benefits of the bioenergy policy relative to the baseline policy would be offset by the environmental impacts generated by economic growth. More specifically, in the bioenergy scenario, EU greenhouses gas emissions would increase as compared to 2005 despite the substitution of coal with biomass. Because carbon taxes and other environmental measures were not modeled, it can only be concluded that the studied bioenergy policy alone will not reduce the environmental impacts at the EU or global scale. The partial sensitivity and uncertainty analysis showed that the comparison of the EU energy policy conducted with the M-LCA approach is quite robust. However, more uncertainty sources should be taken into account in order to assess the global robustness of the M-LCA method. Additionally, the application of several environmental

policies, such as a worldwide carbon tax or renewable energy policies in other regions should be considered in order to evaluate their interactions with studied EU energy policies.

The M-LCA approach presented in this paper appears to be a promising development of the LCA methodology, making it possible to model more economic and environmental consequences than C-LCA, when non-marginal variations occur in one or several life cycles. M-LCA also differs from C-LCA in its capacity to include a dynamic background (evolution of populations and technologies). Because of its capacity to model impacts according to several impact categories based on life cycle methodology, the approach also constitutes a useful tool for GTAP users seeking to investigate the environmental impacts brought about by economic changes.

Acknowledgements

The authors would like to acknowledge the financial support of the industrial partners of the International Chair in Life Cycle Assessment (a research unit of CIRAI): Arcelor-Mittal, Bell Canada, Cascades, Eco Entreprises Québec and RECYC-QUÉBEC, Groupe EDF and GDF-SUEZ, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Mouvement des caisses Desjardins, Rio Tinto Alcan, RONA, SAQ, Total and Veolia environnement. The industrial partners were in no way involved with the study design, the collection, analysis and interpretation of the data, the writing of the paper or the decision to submit the paper for publication. The authors would also like to thank Dr Kakali Mukhopadhyay for providing GTAP support and expertise.

Appendix A.

Table A1

Definition of GTAP regions.

| GTAP region (description) | Member countries |
|-------------------------------------|---|
| Oceania | Australia, New-Zealand, American Samoa, Cook Islands, Fiji, French Polynesia, Guam, Kiribati, Marshall, Micronesia, Nauru, New Caledonia, Norfolk Island, Northern Mariana Islands, Niue, Palau, Papua New Guinea, Samoa, Solomon Islands, Tokelau, Tonga, Tuvalu, Vanuatu, Wallis and Futuna |
| China | China |
| EastAsia | Hong-Kong, Japan, Korea (north and south), Taiwan, Macau, Mongolia |
| SEAsia (South East Asia) | Cambodia, Indonesia, Lao, Myanmar, Malaysia, Philippines, Singapore, Thailand, Viet Nam, Brunei Darussalam, Timor Leste |
| SAsia (South Asia) | India, Pakistan, Bangladesh, Sri Lanka, Afghanistan, Bhutan, Maldives, Nepal |
| NorthAmer (North America) | Greenland, Canada, United States, Mexico, Bermuda, Saint Pierre and Miquelon |
| LatinAmer (Latin America) | Argentina, Bolivia, Chile, Colombia, Ecuador, Paraguay, Peru, Uruguay, Venezuela, Falkland Islands, French Guiana, Guyana, Suriname, Belize, Costa Rica, Guatemala, Nicaragua, Panama, El Salvador, Honduras, Antigua and Barbuda, Bahamas, Barbados, Dominican Republic, Grenada, Haiti, Jamaica, Puerto Rico, Saint Kitts and Nevis, Saint Lucia, Saint Vincent and Grenadines, Trinidad and Tobago, Virgin Islands (US and British), Anguilla, Aruba, Cayman Islands, Cuba, Guadeloupe, Martinique, Montserrat, Netherlands Antilles, Turks and Caicos |
| Brazil | Brazil |
| EU.25 (European Union) | Austria, Belgium, Cyprus, Czech Republic, Denmark, Estonia, Finland, France, Germany, Greece, Hungary, Ireland, Italy, Latvia, Lithuania, Luxembourg, Malta, Netherlands, Poland, Portugal, Slovakia, Slovenia, Spain, Sweden, United Kingdom |
| RestofEU (Rest of Europe) | Norway, Switzerland, Albania, Bulgaria, Croatia, Romania, Iceland, Liechtenstein, Andorra, Bosnia and Herzegovina, Faroe Island, Gibraltar, Macedonia, Monaco, San Marino, Serbia and Montenegro, Moldova |
| MENA (Middle East and North Africa) | Iran, Turkey, Egypt, Morocco, Tunisia, Algeria, Libya, Bahrain, Iraq, Israel, Jordan, Kuwait, Lebanon, Palestinian occupied territory, Oman, Qatar, Saudi Arabia, Syria, United Arab Emirates, Yemen |
| SSA (Sub-Saharan Africa) | Nigeria, Senegal, Ethiopia, Madagascar, Malawi, Mauritius, Mozambique, Tanzania, Uganda, Zambia, Zimbabwe, Botswana, South Africa, Benin, Burkina Faso, Côte d'Ivoire, Cape Verde, Ghana, Guinea, Guinea-Bissau, Gambia, Liberia, Mali, Mauritania, Niger, Saint Helena, Sierra Leone, Togo, Central African Republic, Cameroon, Congo, Gabon, Equatorial Guinea, Sao Tome and Principe, Chad, Angola, Congo, Burundi, Comoros, Djibouti, Eritrea, Kenya, Mayotte, Reunion, Rwanda, Somalia, Sudan, Seychelles, Lesotho, Namibia, Swaziland |
| RestofWorld (Former USSR) | Russian Federation, Ukraine, Kazakhstan, Kyrgyzstan, Armenia, Azerbaijan, Belarus, Georgia, Tajikistan, Turkmenistan, Uzbekistan |

Table A2

Definition of GTAP economic sectors.

| GTAP sector | Description | Detail |
|-------------|-----------------------------|--|
| GrainsCrops | Grains and crops | Paddy rice, wheat, cereal grains, vegetables, fruit, nuts, oil seeds, sugar cane, sugar beet, plant-based fibers, crops, processed rice |
| MeatLstk | Livestock and meat products | Cattle, sheep, goats, horses, other animal products, raw milk, wool, silk-worm cocoons, fishing |
| ProcFood | Processed food | Vegetable oils and fats, dairy products, sugar, food products, beverages and tobacco products |
| Water | Water | Collection, purification and distribution of water |
| TextWapp | Textiles and clothing | Textiles, wearing apparel |
| LightMnfc | Light manufacturing | Leather products, metal products, motor vehicles and parts, transport equipment, manufactures. |
| HeavyMnfc | Heavy manufacturing | Chemical, rubber, plastic prods, mineral products, ferrous metals, metals, electronic equipment, machinery and equipment |
| Util_Cons | Utilities and construction | Construction |
| TransComm | Transport and communication | Land transport, transport via pipelines, water transport, air transport, post and telecommunications |
| OthServices | Other services | Financial services, insurance, business services, recreation and other services, public administration, defense, health, education, dwellings. |
| Coa | Coal and lignite extraction | Mining and agglomeration of hard coal and lignite |
| Gas | Gas extraction | Extraction of natural gas, service activities incidental to natural gas extraction excluding surveying |
| Oil | Oil and peat extraction | Extraction of crude petroleum, service activities incidental to oil extraction excluding surveying |
| Omn | Minerals | Mining and quarrying (including uranium) |
| p.c | Fuels | Manufacture of coke oven products and refined petroleum products, processing of nuclear fuel |
| Gdt | Gas, steam and hot water | Manufacture of gas, distribution of gaseous fuels through mains, steam and hot water supply |
| Ely | Electricity | Production, collection and distribution of electricity |
| Frs | Forestry | Forestry, logging and related service activities |
| Ppp | Pulp, paper, publishing | Manufacture of paper and paper products, publishing, printing and service activities related to printing |
| Lum | Wood products | Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture, Manufacture of articles of straw and plaiting materials |

References

- [1] International Energy Agency. Global renewable energy; 2011.
- [2] International Energy Agency. World Energy outlook; 2009. p. 698.
- [3] Searchinger T, Heimlich R, Houghton RA, Dong F, Elsobey A, Fabiosa J, et al. Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science* 2008;319:3.
- [4] Greening LA, Greene DL, Difiglio C. Energy efficiency and consumption – the rebound effect – a survey. *Energy Policy* 2000;28:389–401.
- [5] Hofstetter P, Norris GA. Why and how should we assess occupational health impacts in integrated product policy? *Environmental Science & Technology* 2003;37:11.
- [6] Ekvall T, Andrae ASG. Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;11:10.
- [7] Reinhard J, Zah R. Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2009;17:S46–56.
- [8] Andrae ASG, Itsuno N, Inaba A. Global environmental impact assessment of the Pb-free shift. *Soldering & Surface Mount Technology* 2007;19:11.
- [9] Dalgaard R, Schmidt J, Halberg N, Christensen P, Thrane M, Pengue WA. LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:15.
- [10] Finnveden G. A world with CO₂ caps – Electricity production in consequential assessments. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:3.
- [11] Frees N. Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:212–8.
- [12] Gaudreault C, Samson R, Stuart P. Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2010;15:198–211.
- [13] Geyer R. Parametric assessment of climate change impacts of automotive material substitution. *Environmental Science & Technology* 2008;42:6973–9.
- [14] Lesage P, Ekvall T, Deschenes L, Samson R. Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part 1: methodological approach. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;12:8.
- [15] Pehnt M, Oeser M, Swider DJ. Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. *Energy* 2008;33:13.
- [16] Schmidt JH. System delimitation in agricultural consequential LCA. Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:15.
- [17] Schmidt J, Weidema B. Shift in the marginal supply of vegetable oil. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:235–9.
- [18] Thomassen MA, Dalgaard R, Heijungs R, Boer Id. Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2008;13:11.
- [19] Vieira PS, Horvath A. Assessing the end-of-life impacts of buildings. *Environmental Science & Technology* 2008;42:7.
- [20] Frischknecht R, Stucki M. Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 2010;15:806–16.
- [21] Weidema BP, Frees N, Nielsen A-M. Marginal production technologies for life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1999;4:9.
- [22] Tillman A-M. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review* 2000;20:11.
- [23] Weidema BP. Market information in life cycle assessment. In: Agency DEP, editor; 2003. 129.
- [24] Ekvall T, Tillman A-M, Molander S. Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2005;13:10.
- [25] Ekvall T, Weidema BP. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2004;9:11.
- [26] Sanden BA, Karlstrom M. Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 2007;15:13.
- [27] Chappuis T, Walmsley T. Projections for World CGE Model Baselines; 2011. pp. 1–21.
- [28] Dandres T, Gaudreault C, Tirado-Seco P, Samson R. Assessing non-marginal variations with consequential LCA: application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2011;15:3121–32.
- [29] Capros P, Mantzos L, Vouyoukas EL. Technology evolution and energy modelling: overview of research and findings. *International Journal of Global Energy Issues* 2000;14:1–32.
- [30] Contadini JF, Moore RM, Mokhtarian PL. Life cycle assessment of fuel cell vehicles. A methodology example of input data treatment for future technologies. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2002;7:10.
- [31] Pehnt M. Assessing future energy and transport systems: the case of fuel cells. Part 1: methodological aspects. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2003;8:7.
- [32] Rasmussen B, Borup M, Borch K, Andersen PD. Prospective technology studies with a life cycle perspective. *International Journal of Technology, Policy and Management* 2005;5:13.
- [33] Spielmann M, Scholz RW, Tietje O, Haan Pd. Scenario modelling in prospective LCA of transport systems. Application of formative scenario analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2005;10:11.
- [34] Mendliv R, Fischer U, Hirao M, Hungerbuhler K. A new LCA methodology of technology evolution (TE-LCA) and its application to the production of ammonia (1950–2000). *International Journal of Life Cycle Assessment* 2006;11:8.
- [35] Utterlinde MA, Junginger M, Vries Hjd, Faaij APC, Turkenburg WC. Implications of technological learning on the prospects for renewable energy technologies in Europe. *Energy Policy* 2007;35:16.
- [36] Pesonen H-L, Ekvall T, Fleischer G, Huppes G, Jahn C, Klos Zs, et al. Framework for scenario development in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2000;5:10.
- [37] Fukushima Y, Hirao M. A structured framework and language for scenario-based life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2002;7:13.
- [38] Weidema BP, Ekvall T, Pesonen H-L, Rebitzer G, Sonnemann GW, Spielmann M. Scenarios in life-cycle assessment. SETAC 2004:67.
- [39] Höjer M, Ahlroth S, Dreborg K-H, Ekvall T, Finnveden G, Hjelm O, et al. Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production* 2008;16:1958–70.
- [40] Mantzos L, Capros P, Zeka-Paschou M. In: Transport D-GfEa, editor. European energy and transports scenarios on key drivers. 2004. p. 262.
- [41] E3M-LAB. The PRIMES model; 2004.
- [42] Frischknecht R, Rebitzer G. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production* 2005;13:1337–43.

- [43] European Commission. World energy, technology and climate policy outlook 2030. Directorate – General for Research; 2003. p. 148.
- [44] Bugat A, Dupuy P. Perspectives énergétiques de la France à l'horizon 2020–2050. Centre d'analyse stratégique; 2007.
- [45] Ronquillo-Ballesteros A, Coequyt J, Furtado M, Inventor J, Krewitt W, Mittler D, et al. Future investment. A sustainable investment plan for the power sector to save the climate. Institute of Technical Thermodynamics; 2007.
- [46] NEEDS project. New Energy Externalities Development for Sustainability; 2009.
- [47] Pre Consultant. SimaPro. 7 ed2007.
- [48] Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, et al. IMPACT 2002+: a new life cycle impact assessment methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 2003;8:7.
- [49] Lee H-L, Hertel TW, Sohngen B, Ramankutty N. Towards an integrated land use data base for assessing the potential for greenhouse gas mitigation. Global Trade Analysis Project (GTAP) 2005:83.
- [50] van Meijl H, van Rheenen T, Tabeau A, Eickhout B. The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. Agriculture, Ecosystems & Environment 2006;114:21–38.
- [51] Berck P, Hoffmann S. Assessing the employment impacts of environmental and natural resource policy. Environmental and Resource Economics 2002; 22–7.
- [52] Bergman L, Karl-Göran M, Jeffrey RV. Chapter 24 CGE modeling of environmental policy and resource management. In: Handbook of environmental economics. Elsevier; 2005. p. 1273–306.
- [53] Hertel TW. Global trade analysis – modeling and applications. Cambridge University Press; 1997.
- [54] Toth FL. Climate policy in light of climate science: the ICLIPS project. Climatic Change 2003;56:30.
- [55] United States Department of Agriculture. International Macroeconomic Data. November 4 2009, ed2009.
- [56] Poncet S. The long term growth prospects the world economy: horizon 2050. Centre D'étude prospectives et d'information internationales; 2006. p. 1–83.
- [57] International Labour Organization.LABORSTA. 2008.
- [58] European Commission. Energy Futures – The role of research and technical development; 2006. p. 68.
- [59] Godet M, Monti R, Meunier F, Roubelat F. La boîte à outils de prospective stratégique. Cahiers du LIPSOR: Laboratoire d'investigation en prospective, stratégie et organisation; 2004. p. 114.
- [60] Grupp H, Linstone HA. National technology foresight activities around the globe. Resurrection and new paradigms. Technological Forecasting and Social Change 1999;60:10.
- [61] Merkerk ROV, Lente Hv. Asymmetric positioning and emerging paths. Futures 2008;40:10.
- [62] Borch K, Rasmussen B, Schleisner L. Life cycle inventory and risk assessment of genetic modified perennial ryegrass in a technology foresight perspective. Roskilde: Risø National Laboratory; 2000.
- [63] Morrison C, Diewert WE. New techniques in the measurement of multifactor productivity. Journal of Productivity Analysis 1990;1:267–85.
- [64] Scott LB, Gerald PD, Robert T. How important are capital and total factor productivity for economic growth? Economic Inquiry 2006;44:23–49.
- [65] Yasmina Reem L, Stephen MM. Explaining economic growth: factor accumulation, total factor productivity growth, and production efficiency improvement. University of Connecticut, Department of Economics; 2004.
- [66] Tim JC, Rao DSP, Wp. Total factor productivity growth in agriculture: a malmquist index analysis of 93 countries,1980–2000. School of Economics, University of Queensland, Australia; 2003.
- [67] OECD. Measuring productivity – measurement of aggregate and industry-level productivity growth; 2001.
- [68] Dimitra V, Anastasios X. Total factor productivity growth when factors of production generate environmental externalities. Munich Personal RePEc Archive 2008.
- [69] Diewert E. The challenge of total factor productivity measurement. International Productivity Monitor Fall 2000;4:5–52.
- [70] Caves DW, Christensen LR, Diewert WE. The economic theory of index numbers and the measurement of input, output and productivity. Econometrica 1982;5:1393–414.
- [71] Cosmi C, Di Leo S, Loperte S, Macchiato M, Pietrapertosa F, Salvia M, et al. A model for representing the Italian energy system: The NEEDS-TIMES experience. Renewable and Sustainable Energy Reviews 2009;13:763–76.
- [72] Das GG, Alavalapati JRR. Trade-mediated biotechnology transfer and its effective absorption: an application to the U.S. forestry sector. Technological Forecasting and Social Change 2003;70:545–62.
- [73] de Chazal J, Rounsevell MDA. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. Global Environmental Change 2009;19:306–15.
- [74] Felzer B, Reilly J, Melillo J, Kicklighter D, Sarofim M, Wang C, et al. Future effects of ozone on carbon sequestration and climate change policy using a global biogeochemical model. Climatic Change 2005;73:345–73.
- [75] Golub A, Hertel T, Lee H-L, Rose S, Sohngen B. The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry. Resource and Energy Economics 2009;31:299–319.
- [76] Hellmann F, Verburg PH. Spatially explicit modelling of biofuel crops in Europe. Biomass and Bioenergy 2008; In Press, Corrected Proof.
- [77] Khatun K, Valdes PJ, Knorr W, Chaturvedi RK. Assessing the mitigation potential of forestry activities in a changing climate: A case study for Karnataka. Forest Policy and Economics 2010;12:277–86.
- [78] Lejour A, Veenendaal P, Verweij G, Leeuwen Nv. WorldScan: A Model for International Economic Policy Analysis. 2006.
- [79] Lotze-Campen H, Popp A, Beringer T, Müller C, Bondeau A, Rost S, et al. Scenarios of global bioenergy production: The trade-offs between agricultural expansion, intensification and trade. Ecological Modelling 2010;221:2188–96.
- [80] Luo G, Yin C, Chen X, Xu W, Lu L. Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China. Ecological Complexity 2010;7:198–207.
- [81] Paltsev S, Jacoby HD, Reilly JM, Viguier L, Babiker M. Transport and climate policy modeling the transport sector: The role of existing fuel taxes in climate policy. In: U.S. S, editor. Energy and environment. 2005. p. 28.
- [82] Ravindranath N, Murthy I, Chaturvedi R, Andrasko K, Sathaye J. Carbon forestry economic mitigation potential in India, by land classification. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 2007;12:1027–50.
- [83] Ronneberger K, Berrittella M, Bosello F, Tol RSJ. KLUM@GTAP: Introducing biophysical aspects of land-use decisions into a computable general equilibrium model a coupling experiment environmental modeling and assessment. 2008;20.
- [84] Sue Wing I, Eckaus RS. The implications of the historical decline in US energy intensity for long-run CO₂ emission projections. Energy Policy 2007;35:5267–86.
- [85] Zhang J, gan J. Who will meet China's import demand for forest products? World Development 2007;35:2150–60.
- [86] Wiesenthal T, Mourelatou A, Petersen J-E, Taylor P. How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? European Environment Agency; 2006. p. 1–67.
- [87] ForesSTAT. FAO; 2009.
- [88] Klooverpris J, Baltzer K, Nielsen P. Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption – part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA. International Journal of Life Cycle Assessment 2010;15:90–103.
- [89] Shigekazu K, Deffi Ayu Puspito S. Time-varying Armington elasticity and country-of-origin bias: from the dynamic perspective of the Japanese demand for beef imports. Australian Journal of Agricultural and Resource Economics 2010;54:27–41.
- [90] Valenzuela E, Anderson K, Hertel T. Impacts of trade reform: sensitivity of model results to key assumptions. International Economics and Economic Policy 2008;4:395–420.
- [91] Welsch H. Armington elasticities for energy policy modeling: Evidence from four European countries. Energy Economics 2008;30:2252–64.
- [92] Ratick S, Schwarz G. In: Rob KF Å, Nigel T, editors. Monte Carlo simulation. International encyclopedia of human geography. Oxford: Elsevier; 2009. p. 175–84.
- [93] Andrae ASG, Moller P, Anderson J, Liu J. Uncertainty estimation by Monte Carlo simulation applied to life cycle inventory of cordless phones and microscale metallization processes. IEEE Transactions on Electronics Packaging 2004;27:13.
- [94] Dones R, Heck T, Emmenegger MF, Jungbluth N. Life cycle inventories for the nuclear and natural gas energy systems and examples of uncertainty analysis. International Journal of Life Cycle Assessment 2005;10:14.
- [95] Huijbregts M. Application of uncertainty and variability in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 1998;3:273–80.
- [96] Maurice B, Frischknecht R, Coelho-Schwartz V, Hungerbühler K. Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. Journal of Cleaner Production 2000;8:14.
- [97] May JR, Brennan DJ. Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation. International Journal of Life Cycle Assessment 2003;8:11.
- [98] Sonnemann GW, Schuhmacher M, Castells F. Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. Journal of Cleaner Production 2003;11:14.
- [99] Oracle. Oracle Crystal Ball. 2011.
- [100] Weidema BP, Wesnaes MS. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 1996;4:8.
- [101] Nordic Energy and Perspectives. Biomass market and potentials. Nordic Energy Perspectives; 2009. p. 27.
- [102] Smeets EMW, Faaij APC, Lewandowski IM, Turkenburg WC. A bottom-up assessment and review of global bio-energy potentials to 2050. Progress in Energy and Combustion Science 2007;33:56–106.
- [103] Schmidt JH, Christensen P, Christensen TS. Assessing the land use implications of biodiesel use from an LCA perspective. Journal of Land Use Science 2009;4:35–52.
- [104] Mathiesen BV, Münster M, Fruergaard T. Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. Journal of Cleaner Production 2009;17:1331–8.
- [105] Schmidt JH. The importance of system boundaries for LCA on large materials flows of vegetal oils. In: The Fourth World SETAC Congress. 2004. p. 33.

ANNEXE 9 – *Evaluating uncertainty of large models used to assess global environmental changes caused by a 2005-2025 European bioenergy policy.* (Dandres *et al.* in press)

Evaluating uncertainty of large models used to assess global environmental changes caused by a 2005-2025 European bioenergy policy

Abstract

The economic activities carried out to support societies are known to harm the environment. While societal development is expected to continue in the future, certain policies are being implemented to reduce the environmental impacts caused by human activities. Such policies are based, in part, on scientific knowledge describing cause-effect chains linking human activities to environmental impacts. Such chains may be very complex and involve several different aspects (technological, economic, physical, chemical, biological, etc). Each part of a cause-effect chain may be uncertain due to the imperfect knowledge used to describe it. Therefore, the assessment of the environmental impacts generated by a specific human activity may be quite uncertain. This environmental assessment is even more uncertain if it used to evaluate the impacts of human activities in the future since the future itself is uncertain. Environmental policies assessment applied to the future may therefore prove very challenging. This paper examines the uncertainty of a new method – the macro life cycle assessment – to analyze the environmental impacts of public policies. The environmental impacts of two 2005-2025 European energy policies (a business as usual policy and a bioenergy policy) were therefore assessed and the uncertainty of the comparison of the two policies was computed. After inventorying each source of uncertainty, uncertainty management methods were applied sequentially to manage these sources whenever possible. The results show that the bioenergy policy would cause fewer environmental impacts in three of the four environmental damage categories (human health, climate change, natural resources) but more on one (ecosystems), and that the probability the business as usual policy would cause fewer environmental impacts remains low. However, it should be noted that current knowledge makes it impossible to take all sources of uncertainty into account or implement advanced uncertainty methods for all elements in the cause-effects chains involved in each European energy policy. Indeed, current uncertainty management methods are not adapted to the uncertainty of large models such as the macro life cycle assessment. Therefore, while current results are encouraging, more work is required to improve uncertainty management in macro life cycle assessment.

1. Introduction

With the availability of more powerful computers and increasing understanding of the interactions between human activities and the environment, the need to assess the environmental impacts of human activities has led to the development of ever more complex models. In fact, the complexity of the models may be further enhanced when combining them in parallel (several models used independently to provide complementary results) or in series (several models used sequentially with the results of the first model used as input by the second model).

Among the tools used to study environmental impacts, life cycle assessment (LCA), as defined by ISO standards (ISO 14040 and 14044), is a heuristic method that makes it possible to compute the potential environmental impacts of a product or service based on several impact categories. The impacts are related to resource consumption or pollutant emissions occurring at each life cycle stage of a product or service. LCA is based on a complex modeling approach that combines models in series and parallel to:

1. Inventory substances consumed or emitted during the life cycle of a product;
2. Classify the substances into various impact categories; and
3. Compute the potential impacts of these substances on the environment

The economic interactions between the life cycles of certain products and services (for instance between crop by-products and livestock feeding as studied by Schmidt *et al.* (2004; 2008) and Dalgaard *et al.* (2008)), led to the need to develop a new LCA approach: consequential LCA (C-LCA). The objective of C-LCA is to study the global environmental consequences, including those on other life cycles, of a change occurring in a given life cycle (Ekvall *et al.*, 2005; Ekvall *et al.*, 2004; Sanden *et al.*, 2007; Tillman, 2000; Weidema *et al.*, 1999). Economic modeling was therefore introduced in LCA to simulate interactions between different life cycles, making the C-LCA approach closer to reality but more complex than regular LCA. In most cases, when applying C-LCA, studied changes are considered small, and the economic modeling is quite simple because it is assumed that there are limited interactions between life cycles. In other words, only one or a few products of a segmented market are supposedly affected (Ekvall *et al.*, 2006; Eriksson *et al.*, 2007; Frees, 2008; Gaudreault *et al.*, 2010; Halleux *et al.*, 2008; Schmidt, 2004; Schmidt *et al.*, 2008; Thompson *et al.*, 2010; Weidema, 2003). Only a small number of case studies in which the studied change is more significant and the economic models used were far more complex are found in the literature. Examples of such cases include the evaluation of the interactions between bioenergy and land use (Kloverpris, 2009) or between the different technologies used to generate energy (Mattson *et al.*, 2007; Pehnt *et al.*, 2008). Recently, macro LCA (M-LCA) was proposed as an extension of C-LCA to:

- Model the environmental impacts due to global economic interactions between life cycles in cases in which significant changes are simultaneously occurring in several life cycles (Dandres *et al.*, 2011); and
- Integrate temporal aspects such as technological innovation as well as economic and demographic evolution in mid- and long-term C-LCA studies involving significant life cycle changes (Dandres *et al.*, 2012).

The principle of M-LCA is to use the GTAP model (Hertel, 1997), an economic general equilibrium model (GEM), to compute the economic consequences of the life cycles changes and then use LCA methodology to convert these economic consequences into environmental impacts.

Uncertainty is known to be potentially high in complex models such as economic GEM (McKittrick, 1996) or LCA (Baker *et al.*, 2010; Benetto *et al.*, 2008; Lo *et al.*, 2005). Therefore, it is justified to investigate the uncertainty of the sequential use of these models. The objective of this paper is therefore to discuss how uncertainty can be evaluated and managed in M-LCA based on the results of an existing M-LCA case study (Dandres *et al.*, 2012) conducted to assess the environmental impacts of a European Union (EU) bioenergy policy implemented in 2005-2025.

This paper is structured as follows: the method section reviews the sources of uncertainty of the M-LCA method and then describes the approach selected to assess and manage each source of uncertainty. The results section presents the overall uncertainty of environmental impacts due to the bioenergy policy relative to a business as usual policy. The discussion section presents an evaluation of the robustness of the M-LCA and includes a list of the unmanaged sources of uncertainty and their possible contribution to the overall uncertainty in M-LCA, the identified needs to improve the M-LCA and potential applications for the method.

2. Method

The M-LCA method (summarized in **Figure 1**) uses both the GTAP model and LCA methodology to assess impacts due to significant changes occurring in one or several life cycles of one or a group of products or services. The process relies on the GTAP model to compute the economic consequences of a change occurring in one or several life cycles and then applies LCA methodology to calculate the potential environmental impacts caused by the variations in production of each economic sector modeled by GTAP. The results of an M-LCA comparing the environmental impacts of two European Union (EU) energy policies over 2005-2025 (Dandres *et al.*, 2011, 2012) illustrate the method used to manage uncertainty.

The next paragraphs describe each step of the M-LCA and the method used in this paper to address the different sources of uncertainty.

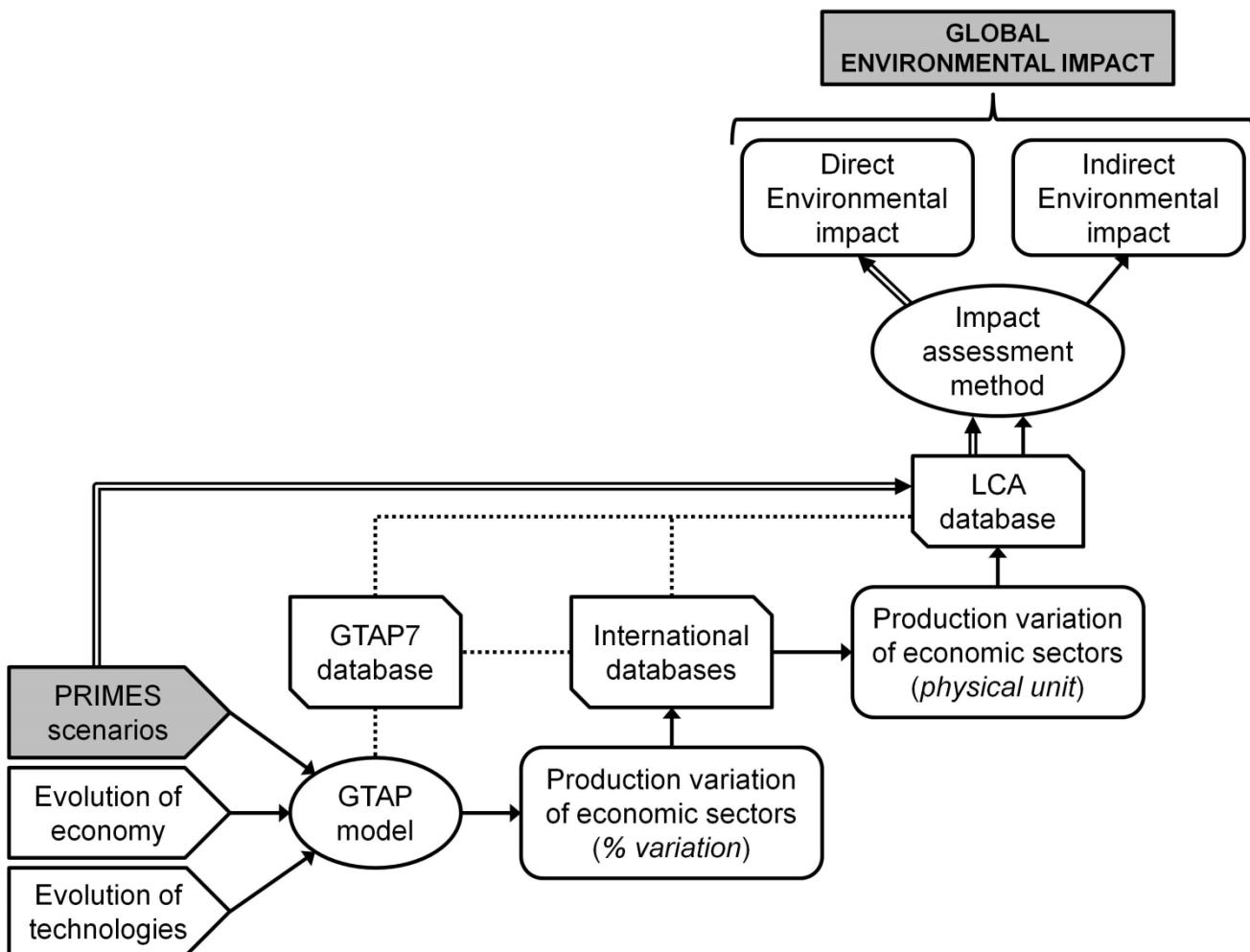


Figure 1: Overview of the macro life cycle assessment (M-LCA) method

Legend: Two arrows go from the *PRIMES scenario* box: one arrow goes to the GTAP model in order to model the indirect economic consequences of the EU energy policy while the other goes directly to the *LCA database* box in order to model the direct environmental impacts of the life cycle of the EU energy sector.

2.1 PRIMES scenarios

The European Union (EU) energy policies studied in Dandres *et al.* (2012) were adapted from scenarios developed by Mantzos *et al.* (2004) who used the PRIMES partial equilibrium economic model (E3M-LAB, 2004) to simulate the European energy sector. For the purpose of the uncertainty analysis presented here, PRIMES scenarios are considered to be fixed parameters (i.e. no uncertainty is attributed to these scenarios and therefore they are not included in the sensitivity or uncertainty analyses). Two scenarios were compared in Dandres *et al.* (2012): one assumes a significant increase in the use of biomass to generate energy and the other forecasts a business as usual development of the EU energy sector.

2.2 Economic evolution

Implementing expected economic changes in prospective GTAP studies (Walmsley, 2006) is commonplace. In Dandres *et al.* (2012), these changes were taken into account for the following macroeconomic variables: population, labor force (skilled and unskilled), capital and gross domestic product. While the data used for the 2005-2010 period are based on real assessments, the data used for the 2010-2025 period are prospective estimations (see Dandres *et al.* (2012) for details). Consequently, the uncertainty of the 2010-2025 data is expected to be greater than the uncertainty of 2005-2010 data. However, no information on the uncertainty of any of these data was found. Therefore, sensitivity analyses were conducted to take the uncertainty of economic evolution into account (see section 2.4.2 for details).

2.3 Technological evolution

Owing to the long temporal horizon of the study (two decades), technological innovation was taken into account in the case study on two levels: for the EU energy sector in the computation of direct environmental impacts and for the whole economy in the calculation of the indirect environmental impacts. Data collected to model the EU energy sector are quite detailed and provide information for each technology used to generate heat and electricity in Europe between 2005 and 2025. These data were used to modify the life cycle inventory in terms of the natural resource consumption and pollutant emissions of each EU energy technology. Far more generic data are used to model the technological evolution of each economic sector of the GTAP model at the whole economy level. The uncertainty of the latter data is greater than that for the EU energy sector level because:

- Detailed data for each of the 6 441 regional economic sectors of the GTAP model were not found (57 economic sector × 113 regions in GTAP7 database);
- Each GTAP economic sector includes many different technologies, and technological innovation was therefore modeled as an average of the technologies included in each economic sector;
- The technological innovation implemented in GTAP for a specific economic sector allows the model to reduce the amount of commodities needed by the sector. Consequently, the life cycle inventory of emitted and extracted substances was not modified to prevent a double counting of the reduction in natural resource consumption. However, the approach did not make it possible to model a reduction in the emissions specific to each technology.

2.4 GTAP model

The GTAP model (Hertel, 1997) is an economic model that represents the global economy through 57 economic sectors and 113 regions. It models economic changes (via numerous economic variables) in response to a perturbation defined by the user. In Dandres *et al.* (2012), the perturbation impacts the EU heat and electricity sectors and macroeconomic and technological variables. The GTAP results used to compute the indirect environmental impacts are the production variations of each economic sector in each region of the world.

2.4.1 Sources of uncertainty

There are three types of uncertainty in the GTAP results:

1. Mathematical uncertainty due to the approximations made by the GTAP solver (GEMPACK) to solve the GTAP system of non-linear equations (thousands of equations);
2. Model uncertainty due to the use of assumptions and equations that do not perfectly reflect the reality of economic and non-economic phenomena; and
3. Parameters uncertainty due to the uncertainty of the data used by the model to run simulations that is propagated to the GTAP results (including uncertainty in the variables modified by the user; also referred to as shocked variables).

While mathematical uncertainty is monitored and controlled in GTAP (the model rejects solutions of too poor quality), model and parameter uncertainty remain unknown and especially hard to assess due to:

- The difficulty in validating the model with historical data. Indeed, model validation with historical data is difficult to achieve because it would require information on a period in which non-economic events (natural disasters, embargos, economic policies and wars) did not influence the economy as well as data on all exogenous variables that changed during the considered period (Hertel, 1997); and
- The high number of parameters (thousands) that are potentially uncertain with an unknown uncertainty that is propagated to the final results of the model.

2.4.2 Uncertainty management in GTAP

The propagation of parameter uncertainty can be evaluated using at least two approaches. The first relies on the functionality directly built into GTAP that runs sensitivity analyses based on the Gaussian quadrature statistical approach (Arndt, 1996; Horridge *et al.*, 2011). The second consists in a scenario-based approach.

The uncertainty functionality built directly into GTPA provides a mean and standard deviation for each GTAP result. To proceed, the user must specify the distribution probability and range of values for each variable to be explored by GTAP in the sensitivity analysis. A drawback of the approach is the time required to run sensitivity analyses involving multiple uncertain parameters, which can be very long, especially if parameters are studied independently (one at a time). Concretely, the model must be run XN times, where X is the number of values taken by each parameter and N is the number of parameters included in the sensitivity analysis (also, N becomes high when all sectors and regions are involved in a variable). The temporal aspect becomes especially critical when the GTAP model is run in recursive mode, as in Dandres *et al.* (2012). In this particular case, several simulations are run to dynamically cover the temporal horizon, so, ultimately, the sensitivity analysis would require the model to be run XNM times,

where M is the number of recursive simulations (M=8 in Dandres *et al.* (2012)). Moreover, for technical reasons, parameters and shocked variables cannot be analyzed at the same time, meaning that separate sensitivity analyses are required to account for the uncertainty of all parameters and shocked variables. Finally, the only two distributions (linear and triangular) currently available for GTAP sensitivity analyses to characterize parameter uncertainty may be too restrictive to reflect the real uncertainty of parameters (Hertel *et al.*, 2009). Because of these multiple obstacles, the approach was rejected and the scenario-based approach was chosen.

The scenario-based approach has already been used by several authors (Bouët *et al.*, 2010; Laitner *et al.*, 2006; Langevin *et al.*, 2010; Toke Ward, 2004) and consists in developing scenarios based on possible values for the uncertain parameters and then running model simulations for each developed scenario. The main advantage of this approach is that it is more easily applied than the statistical approach described earlier when few computational and programming resources are available. Indeed, both computational resources and programming skills can affect the time required to conduct sensitivity analyses in GTAP and other GEM. While computational resources affect the time needed to run the GEM simulations, programming skills may decrease the time required to prepare the files used to run each simulation. However, until computational and programming resources are available simultaneously, the time required to conduct sensitivity analyses will not be significantly reduced. Additionally, due to the high number of parameters in GEM, not all parameters can be included in the scenario-based analysis in order to set up and run the required simulations within a reasonable time. A disadvantage of the scenario-based approach is that uncertainty information provided on the model results is less complete than those generated by a statistical approach such as a Monte-Carlo analysis (Ratnick *et al.*, 2009). In particular, the scenario approach does not yield probability distributions for model results. Instead, it provides worst and best cases based on values attributed to certain parameters.

2.4.3 Uncertainty management in the case study

In this study, the following GTAP parameters were studied for uncertainty: macroeconomic variables, technological variables and Armington elasticities.

Macroeconomic variables were included in the uncertainty analysis because Dandres *et al.* (2012) observed that they were a major influence on the results of GTAP simulations. Technological variables have smaller impacts on the GTAP simulations, but their uncertainty is expected to be significant. For this reason, they were also included in the uncertainty analysis. Armington elasticities are used by GTAP to handle competition between domestic and foreign products. These elasticities were also included in the uncertainty analysis because they are very sensitive parameters in GTAP studies (Kloverpris *et al.*, 2010; Shigekazu *et al.*, 2010; Valenzuela *et al.*, 2008; Welsch, 2008).

Three sets of values were considered for each parameter (meaning X=3): the first set was obtained by increasing the original values by 50%, the second set was obtained by decreasing them by 50% and the third set was composed of the original values.

Given the setting of the GTAP simulations (13 regions and 20 commodities) in Dandres *et al.* (2012), there are 65 macroeconomic parameters, 260 technological parameters and 26 Armington parameters for a total of 351 parameters. Therefore, it was not possible to vary each parameter independently of the others due to the high number (8 recursive simulations \times 3³⁵¹ combinations) of GTAP simulations that would be required. Instead, groups of similar parameters

were varied. Three groups were formed: a macroeconomic group, a technological group and an Armington group. Then, all the parameters of each group were varied together, independently of the parameters of the other groups, leading to the creation of 27 uncertainty scenarios (3 groups of variables \times 3 values for each group of variables), which were run recursively in 216 GTAP simulations (27 scenario \times 8 recursive simulations per scenario).

Considering that the evolution of the macroeconomic and technological backgrounds may significantly impact the results of a M-LCA and that North America is a major energy consumer, a 28th scenario was developed based on the implementation of a North American renewable electricity policy occurring at the same time as in the EU in order to study whether a North American electricity policy would create economic interactions with the EU energy policy. As in Dandres *et al.* (2012), two prospective energy scenarios were designed for North America. Both of these scenarios are adapted from the World Energy Outlook 2009 (International Energy Agency, 2009): the first represents a business as usual development of the North American energy sector while the second forecasts a development of renewable electricity and an increase in energy efficiency. **Figure 2** illustrates the difference in electricity sources between the North American energy scenarios. In order to maximize the possible interaction between wood biomass supplies for the EU and North America, it was assumed that all renewable energy development in North America would be achieved with wood biomass. Though unrealistic, the situation is appropriate for the purpose of the sensitivity analysis conducted as part of this project.

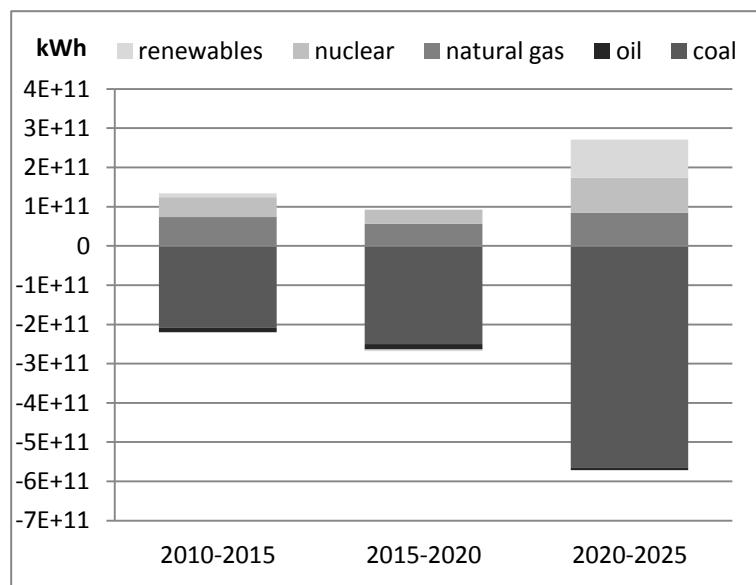


Figure 2: Differences between the baseline and renewable North American energy scenarios, adapted from International Energy Agency (2009)

The GTAP simulations were conducted by integrating the changes in the business as usual scenario into the baseline scenario, while the changes in the renewable scenario were added to the bioenergy scenario. The ecoinvent database used to list the life cycle emissions and extractions of substances was also modified in order to reflect the changes in the North American electricity sector in each scenario. Then, the direct environmental impacts of North American electricity generation were computed and added to the EU direct environmental impacts for each five-year period in 2005-2025.

2.2 International databases

The GTAP results used in M-LCA are expressed as a percent variation in the regional production of each economic sector. In order to compute the environmental impacts based on the production variation of each economic sector, several databases must be synchronized to establish:

- The production of each regional economic sector for the GTAP7 reference year;
- The natural resource consumption and pollutant emissions of each regional economic sector.

Data was therefore collected from several international databases (Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011a, 2011b; International Energy Agency, 2010; United Nations Statistics Division, 2004) linked to the GTAP7 and ecoinvent LCA databases. Two main sources of uncertainty were identified in the process:

1. The uncertainty of the data collected from international databases;
2. The uncertainty of the linkages between the GTAP7, international and LCA databases (dot line in **Figure 1**).

Unfortunately, the uncertainty of the data is not documented in the international database websites and is therefore unknown. Only the Food and Agriculture Organization of the United Nations provides a list of potential sources of uncertainty for its data (Kasnakoglu *et al.*, 2004).

Two issues generate uncertainty with regards to the links between databases:

1. Each database uses different nomenclatures to name its data or different aggregation to compute data. Therefore, it is never certain if a given name refers exactly to the same reality from one database to the next. This is especially true when names are not exactly the same (e.g. *Molybdenum concentrates, roasted* and *Molybdenum, at regional storage*) or quite imprecise (e.g. *cereals*).
2. Data from different databases is not always equivalent, since some data may be available in a given database but not in another. In such situations, proxies are sometimes available and may be used to fill data gaps, but it is not clear how the uncertainty of the proxy affects the uncertainty of the final results. More specifically, it is unclear whether it is best to use a quite uncertain proxy or omit it and assume zero for the missing data.

The higher number of data used also constitutes an obstacles when managing uncertainty in M-LCA: GTAP7 has 57 aggregated economic sectors linked to some 5 000 economic activities in international databases and 1 000 industrial processes in the LCA database (including 500 separate industrial processes, since a specific industrial process may be used as a proxy for several economic activities). Therefore, it is impossible to manually assess the uncertainty of each data (especially when linking) and then implement the data in an uncertainty approach. There is indeed a need to develop an approach to manage such uncertainty. Additionally, data from international databases should be completed with uncertainty information that could be easily used in the uncertainty analysis.

For all these reasons and due to a lack of resources, the uncertainty related to the use of international databases was not included in the current uncertainty analysis.

2.3.1 Uncertainty in LCA databases and the impact assessment method

Uncertainty in LCA is widely documented:

- Steen (1997) and Huijbregts (1998a) identified the sources of uncertainty in LCA;
- Weidema *et al.* (1996) developed a pedigree matrix characterizing the quality of the data used in the life cycle inventory phase.

Various approaches can be applied to manage uncertainty in LCA:

- Sensitivity analysis (Cellura *et al.*, 2011; Steen, 1997);
- Monte-Carlo analysis (Huijbregts, 1998b);
- Bayesian Monte-Carlo analysis (Lo *et al.*, 2005);
- Boundaries analysis (Johnson *et al.*, 2011);
- Multivariate regression analysis (Wang *et al.*, 2010);
- Combined approaches (Maurice *et al.*, 2000; May *et al.*, 2003).

Among these methods, Monte-Carlo analysis is the most commonly used and was therefore chosen to manage LCA uncertainty in M-LCA (Andrae *et al.*, 2004; Contadini *et al.*, 2003; Contadini *et al.*, 2002; Dones *et al.*, 2005; Frey *et al.*, 2002; Mullins *et al.*, 2011; Scipioni *et al.*, 2009; Seabra *et al.*, 2011; Sonnemann *et al.*, 2003; Spatari *et al.*, 2010; Venkatesh *et al.*, 2011). A Monte-Carlo analysis consists in attributing a probability distribution of possible values to each uncertain parameter and then computing the LCA results using a random value for each parameter based on its probability distribution (Ratck *et al.*, 2009). The calculation is reproduced a high number of times in order to obtain a probability distribution for the LCA results.

2.3.2 Uncertainty of global environmental impacts

In Dandres *et al.* (2012), the inventory of the natural resource consumption and pollutant emissions of each industrial activity is based on the ecoinvent (version 2.0) database, which was slightly modified to reflect regional diversity in electricity generation and include additional processes in the food economic sector. SimaPro (version 7.3.2) LCA software was used to manage ecoinvent data and, though it can run Monte-Carlo simulations, for technical reasons, the Monte-Carlo analysis had to be split into two phases using both SimaPro and Microsoft Excel with the Crystal Ball plug-in (version 11). The first phase of the Monte-Carlo simulations was conducted with SimaPro (5 000 iterations) to manage uncertainty in the environmental impacts of each process in the ecoinvent database used to model the processes of the GTAP7 database (some 500 different processes). The Monte-Carlo simulations were calibrated using the mean, standard deviations and probability of the ecoinvent database. In this Monte-Carlo analysis, the uncertainty was computed for unitary units (e.g. 1 metric ton, 1 cubic meter, etc.) and provided the probability distribution for each process and each damage category (human health, ecosystem, climate change and natural resources). Then, the standard deviation of each probability distribution was increased in order to take the uncertainty of ecoinvent data used in the wrong context into account. Indeed, the ecoinvent database, which is designed for European industries and for year 2000, is used in M-LCA to model industrial activities in other regions of the world between 2005 and 2025. Since the pedigree matrix of Weidema *et al.* (1996) is implemented in ecoinvent for most processes and may be modified with SimaPro, it was possible

to monitor the variations in standard deviations of ecoinvent processes when the quality of the data is changed from best values up to worst values. It was found that a 2.5 factor was the biggest variation in standard deviation. This factor was applied to all standard deviations obtained in the first phase. The factor probably overestimated the uncertainty of each industrial process because the 2.5 factor corresponds to the maximum gap between the worst and best data quality, while each process used in M-LCA may not have best quality data. However, it would have been too time consuming to manually specify the standard deviation of each ecoinvent processes used in M-LCA (around 1 000).

Then, the second phase of the Monte-Carlo analysis using the results of the previous Monte-Carlo simulations and the variations in the production of each regional economic sector computed by GTAP for each energy policy was carried out in Microsoft Excel with the Crystal Ball plug-in (1000 iterations) to compute the probability distribution of the difference in environmental impacts between the baseline and bioenergy scenarios for each of the 28 uncertainty scenarios.

Results

The impact differences between the bioenergy and baseline scenarios for each environmental impact category in each uncertainty scenario are presented in **Figure 3** (each scenario is represented by a different letter). The differences in the impacts are computed by removing baseline scenario impacts from the bioenergy scenario. Thus, a positive value means that the bioenergy scenario causes more environmental impacts than the baseline scenario, while a negative value means that it causes fewer impacts. **Figure 3** also provides a certainty index of the results of the comparison: this index represents the percent of chance (based on the results of the Monte-Carlo simulations) that the direction of the comparison is valid. For instance, in scenario I, the chances that the bioenergy policy causes more impacts than the baseline policy are 77% for the human health category and 85% for the ecosystems category, while the chances than the baseline policy causes more impacts on climate change and natural resources are 97 and 78%.

It was found in Dandres *et al.* (2012) that the bioenergy scenario causes fewer impacts on human health, climate and natural resources than the baseline scenario but more impacts on ecosystems. These results are reproduced in the “N” scenario in **Figure 3**. The uncertainty analysis conducted here completes the results obtained previously by Dandres *et al.* (2012) regarding the comparison of the two EU energy policies.

The uncertainty analysis highlights several facts described below.

- In terms of sensitivity, the difference in impacts between EU energy policies does not differ from the reference case in most of the uncertainty scenarios. The impacts of the bioenergy scenario are significantly higher than those of the baseline scenario in only in seven cases (D, G, A, H, E, P and V), which are characterized by low economic growth or low technological development.
- Each environmental indicator is affected differently by the variations in the uncertain parameters. While, in all cases, the bioenergy scenario causes more ecosystem damages than the reference situation, it causes more impacts on human health, climate change and natural resources in respectively thirteen, seven and five scenarios, of all 27. Thus, the environmental comparison of the EU energy policies made in Dandres *et al.* (2012) is greatly affected for human health, slightly affected for climate change and natural resources and unaffected for ecosystems.

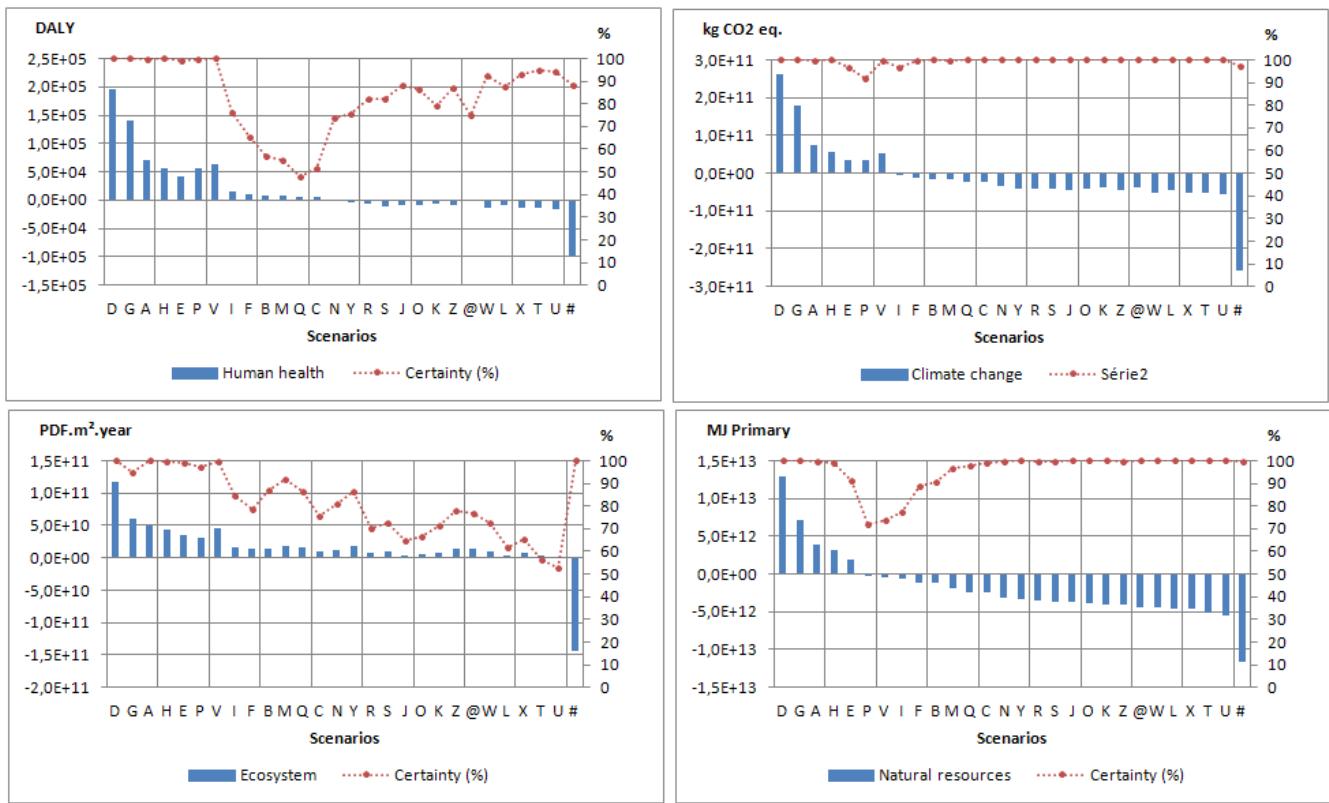


Figure 3: Comparison of EU energy policy environmental impacts by damage category and certainty index of the comparison results

- Macroeconomic parameters are more sensitive than technological and Armington parameters, which are almost equally sensitive. Indeed, **Table 1** shows that a weak economic growth situation leads to reversed results in the EU energy policies comparison in 19 of 25 cases, while this happens in respectively 14 and 12 cases for low technological development and low Armington elasticities (corresponding to situations in which domestic commodities are hardly substituted by imported commodities). Additionally, most of the time, significant economic growth or technological development leads to similar results in the comparison of the EU energy policies found in the reference case.
- The uncertainty in the impact difference between the energy policies differs from one impact category to the next. While there is less uncertainty in the climate change and natural resource categories (certainty indexes averages of 99.4 and 95.8 %), there is more uncertainty in the human health and ecosystems categories (certainty indexes averages of 83.1 and 80.4%), including low values such as 50% for scenarios Q and C.
- The higher the absolute value of the difference in impacts between EU policies, the lesser the uncertainty in the policy comparison result. Thus, the low values of some of the certainty indexes observed in scenarios Q and C correspond to a situation in which the environmental differences between energy scenarios are among the smallest impact differences between the 28 uncertainty scenarios.

Table 1: Cases in which the comparison of energy policies found in Dandres *et al.* (2012) is reversed, expressed by damage categories and variation types of uncertain parameters

| | Human health | Ecosystem | Climate change | Natural resources |
|--|--------------|-----------|----------------|-------------------|
|--|--------------|-----------|----------------|-------------------|

| | | | | |
|---|----|---|---|---|
| All situations | 13 | 0 | 7 | 5 |
| Low technological growth | 6 | 0 | 5 | 3 |
| Average technological growth | 4 | 0 | 2 | 2 |
| High technological growth | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Low economic growth | 9 | 0 | 5 | 5 |
| Average economic growth | 3 | 0 | 1 | 0 |
| High economic growth | 1 | 0 | 1 | 0 |
| Armington elasticities reduced by 50% | 6 | 0 | 5 | 1 |
| Regular Armington elasticities | 4 | 0 | 2 | 2 |
| Armington elasticities increased by 50% | 3 | 0 | 0 | 2 |

The 28th scenario involving simultaneous energy policies in the EU and North America presents lesser environmental impacts in the bioenergy scenario for all categories with a high certainty index (average of 96.31%). This result is explained by the significant reductions in coal extraction in North America and other regions such as in South Africa, the Russian Federation and Australia, which are major coal producers, while it was observed that only South Africa significantly reduces its coal extraction when a bioenergy policy is implemented only in the EU (reference scenario N). This result confirms that the coal sector is a key factor in this environmental study. Therefore, combining a coal partial equilibrium model and the GTAP model in order to more precisely model the coal sector would certainly improve the results of the M-LCA.

Discussion

While the uncertainty scenarios cover several situations, they do not provide any information on each scenario's probability of occurrence, which could be computed based on the probability distributions of the macroeconomic, technological and Armington parameters. However, such data are currently unavailable due to the impossibility of comparing the parameter forecasts with the real future values of the parameters.

Given the uncertainty related to the future, the simplest assumption to assess the occurrence of each uncertainty scenario is to attribute an equal probability to each. Based on this assumption, the probability that the bioenergy scenario causes fewer impacts than the baseline scenario is 52% for human health, 0% for ecosystems, 74% for climate change and 81% for natural resources. Thus, if the four damage categories are considered at the same time, in 77% of cases, the results of the comparison of the EU energy policies made in Dandres *et al.* (2012) remain unchanged when uncertainty in the GTAP parameters and ecoinvent data is taken into account. The results show that, except for the human health indicator, the M-LCA method is relatively unaffected by uncertainty. However, not all uncertainty sources were taken into account. More specifically, uncertainties in the GTAP model (excluding parameter uncertainty), data from international databases, database links and the environmental impact assessment method are not considered. It must also be noted that the Monte-Carlo simulation probably overestimated the uncertainty of the life cycle inventory for two reasons: all standard deviations were increased by a factor of 2.5 (as mentioned before) and no correlations between processes were made in the Monte-Carlo calculation. While, in reality, some uncertain data for certain processes would be the

same, running the Monte-Carlo simulation separately for each process prevents the use of the same random numbers when it would have been required to fit with this reality. Thus, independent Monte-Carlo simulations may exaggerate the uncertainty of the results.

Considering all the aspects of the M-LCA, certain developments were determined to enhance the method.

Additional data to fill data gaps: More LCA data are needed to reduce the data gap in database links and enhance the modeling of certain GTAP economic sectors:

- The entire tertiary sector (communications, financial services, insurance, business services, recreational services, public administration, defense, education, health, and housing);
- Certain manufactured products in the secondary sector (machinery/equipment, including transport and electronic equipment, chemical products, textiles and apparel); and
- Certain activities in the primary sector (food transformation and mineral extraction/transformation).

More data from international databases are required to improve database links and model these regional activities: transport (annual totals of mass transported and distance traveled for each mode of transport in each country), construction (annual new constructions by type and country) and heat generation (sources and annual amounts of heat generated by country). Also, additional LCA data are required to take the regional variability of industrial processes into account (ecoinvent is based on European data but is still used M-LCA to model industries in other regions despite possible technological differences).

Additional information about uncertainty to enhance the uncertainty analysis: This is especially true for data collected from international databases but also for models used to compute environmental impacts whose uncertainty is not taken into account in LCA Monte-Carlo simulations (Pesonen *et al.*, 2000).

An assessment of GTAP model uncertainty: A comparison with historical data (or another approach if difficulties are too important) must be carried out in order to assess the uncertainty of GTAP results. This assessment should ideally make a distinction between the contributions of model and parameter uncertainty.

A new integrated method to manage uncertainty in large models: None of the techniques for parameter sensitivity analysis reviews (Hamby, 1994) or the uncertainty management methods developed especially for large models (Brun *et al.*, 2001; Campolongo *et al.*, 2007; Morris, 1991) seem adapted to M-LCA due to the high number of parameters and equations. Two issues must be resolved in order to implement an acceptable uncertainty management method for M-LCA. First, the number of simulation iterations must be as low as possible to minimize computing time. Monte-Carlo simulations therefore do not constitute an adequate approach to handle uncertainty in large models, the exception being the availability of significant computational resources such as in Elliot *et al.* (2011), which achieved a 30 000 CPU-hours Monte-Carlo simulation involving 2 000 CPU. A suitable approach for M-LCA could be based on aforementioned methods or use either the Gaussian quadrature approach (already implemented in GTAP) or the extended Fourier amplitude sensitivity testing, which is perceived as the most promising approach by Ravalico *et al.* (2005) to conduct sensitivity analysis in environmental models used in decision-making. The second issue is uncertainty source management in an integrated approach. In the uncertainty analysis, a lot of time was spent preparing the files needed for each simulation, extracting and

managing the intermediate data and compiling the results of the uncertainty analysis. Such operations could certainly be fully and efficiently automated with the use of a computer program that could handle the software used in M-LCA and manage all intermediate tasks.

Further knowledge of the uncertainty related to the future: Because M-LCA is a method to study the future consequences of decisions, it uses forecasts and makes assumptions about the future. It has been shown that macroeconomic parameters play an important role in M-LCA simulations, so the uncertainty related to the future must be implemented in uncertainty management. However, the future is uncertain by definition, and several prospective scenarios are often used to manage uncertainty due to the future in LCA studies and economic modeling (Alcamo *et al.*, 2006; Börjeson *et al.*, 2005; Ericsson *et al.*, 2006; Fukushima *et al.*, 2002; Höjer *et al.*, 2008; Laitner *et al.*, 2006; Lotze-Campen *et al.*, 2010; Luo *et al.*, 2010; Pesonen *et al.*, 2000; Schulp *et al.*, 2008; Simões *et al.*, 2008; Spielmann *et al.*, 2005). Ideally, the probability of occurrence of each prospective scenario should be assessed and implemented in the uncertainty approach. However, the uncertainty related to the future may remain unknown despite effort to assess it. Another type of approach may therefore be necessary to identify the best solution in the worst situation as outlined in Hites (2002) rather than compute the uncertainty of the results.

Conclusion

In this paper, the issue of uncertainty management in large models is reviewed and discussed in the context of macro life cycle assessment (M-LCA) developed in Dandres *et al.* (2011, 2012). In the case study, the M-LCA results were shown to be relatively robust under the uncertainty conditions. The comparison of the two European Union (EU) energy policies showed that the EU bioenergy policy causes less environmental impacts in 77% of cases than the business as usual policy (percentage based on the average of all environmental indicators and an equal probability of occurrence of each uncertainty scenario). However, it is important to note that not all sources of uncertainty were taken into account when generating this result. A review of uncertainty sources in M-LCA highlights the need for additional data, data of higher quality and better uncertainty management with regards to the computable general equilibrium model, impact assessment methods in life cycle analysis and prospective studies. Also, it appears that no method is currently able to manage uncertainty in large models without involving significant computational resources. Therefore, there is a need to develop an integrated approach that would manage the various sources of uncertainty when sequentially combining models.

References

- Alcamo, J., Kok, K., Busch, J., Priess, J., Eickhout, B., Rounsevell, M. D. A., et al. (2006). *Searching for the future of land: Scenarios from the local to global scale*: Springer.
- Andrae, A. S. G., Moller, P., Anderson, J., & Liu, J. (2004). Uncertainty estimation by Monte Carlo simulation applied to life cycle inventory of cordless phones and microscale metallization processes. *IEEE Transactions on Electronics Packaging*, 27(4), 13.
- Arndt, C. (1996). *An Introduction to Systematic Sensitivity Analysis via Gaussian Quadrature* (No. GTAP Technical Paper No. 02).
- Baker, J. W., & Lepech, M. D. (2010). Treatment of uncertainties in life cycle assessment. *Database*, 1-8.
- Benetto, E., Dujet, C., & Rousseaux, P. (2008). Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty. *Environmental Modelling & Software*, 23, 8.

- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekwall, T., & Finnveden, G. (2005). *Towards a user's guide to scenarios - a report on scenario types and scenario techniques*: Environmental strategies research - Department of Urban studies - Royal Institute of Technology.
- Bouët, A., Dimaranan, B. V., & Valin, H. (2010). *Modeling the global trade and environmental impacts of biofuel policies*: International Food Policy Research Institute (IFPRI).
- Brun, R., Reichert, P., & Künsch, H. R. (2001). Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water Resour. Res.*, 37(4), 1015-1030.
- Campolongo, F., Cariboni, J., & Saltelli, A. (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, 22(10), 1509-1518.
- Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2011). Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*(0).
- Contadini, J. F., & Moore, R. M. (2003). Results of a life cycle assessment using uncertainty analysis of fuel cell vehicles within the south coast air basin of California in 2010. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3, 15.
- Contadini, J. F., Moore, R. M., & Mokhtarian, P. L. (2002). Life cycle assessment of fuel cell vehicles. A methodology example of input data treatment for future technologies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), 10.
- Dalgaard, R., Schmidt, J. H., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 15.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2011). Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3121-3132.
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2012). Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2), 1180-1192.
- Dones, R., Heck, T., Emmenegger, M. F., & Jungbluth, N. (2005). Life cycle inventories for the nuclear and natural gas energy systems and examples of uncertainty analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 14.
- E3M-LAB. (2004). The PRIMES model. Retrieved July 26th, 2011, from http://www.e3mlab.ntua.gr/e3mlab/index.php?option=com_content&view=category&id=35%3Aprimes&Itemid=80&layout=default&lang=en
- Ekwall, T., & Andrae, A. S. G. (2006). Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 10.
- Ekwall, T., Tillman, A.-M., & Molander, S. (2005). Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 13, 10.
- Ekwall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 11.
- Elliott, J., Franklin, M., Foster, I., Munson, T., & Loudermilk, M. (2011). Propagation of Data Error and Parametric Sensitivity in Computable General Equilibrium Models. *Computational Economics*, 1-23.
- Ericsson, K., & Nilsson, L. J. (2006). Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy*, 30(1), 1-15.
- Eriksson, O., Finnveden, G., Ekwall, T., & Bjorklund, A. E. (2007). Life cycle assessment of fuels for

- district heating: a comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy*, 35, 17.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011a). FAOSTAT (Publication.: <http://faostat.fao.org>)
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011b). ForesSTAT (Publication.: <http://faostat.fao.org/site/626/default.aspx>)
- Frees, N. (2008). Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 212-218.
- Frey, C. H., & Patil, S. R. (2002). Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods. *Risk Analysis*, 22(3), 553-578.
- Fukushima, Y., & Hirao, M. (2002). A structured framework and language for scenario-based Life Cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 317-329.
- Gaudreault, C., Samson, R., & Stuart, P. (2010). Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 198-211.
- Halleux, H., Lassaux, S., Renzoni, R., & Germain, A. (2008). Comparative life cycle assessment of two biofuels: ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 7.
- Hamby, D. M. (1994). A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32, 135-154.
- Hertel, T. W. (1997). *Global Trade Analysis - Modeling and Applications*: Cambridge University Press.
- Hertel, T. W., Golub, A. A., Jones, A. D., O'Hare, M., Plevin, R. J., & Kammen, D. M. (2009). *Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions Impacts of U.S. Maize Ethanol: The Role of Market-Mediated Responses* (No. GTAP Working Paper No. 55): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.
- Hites, R. (2002). A new method for solving combinatorial problems with uncertainty. Université Libre de Bruxelles.
- Höjer, M., Ahlroth, S., Dreborg, K.-H., Ekwall, T., Finnveden, G., Hjelm, O., et al. (2008). Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, 16(18), 1958-1970.
- Horridge, M., & Pearson, K. (2011). *Systematic Sensitivity Analysis with Respect to Correlated Variations in Parameters and Shocks* (No. GTAP Technical Paper No. 30).
- Huijbregts, M. A. (1998a). Application of uncertainty and variability in LCA (Part 1): A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 273-280.
- Huijbregts, M. A. (1998b). Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part 2): Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), 9.
- International Energy Agency. (2009). *World Energy Outlook 2009*.
- International Energy Agency. (2010). from <http://www.iea.org>
- Johnson, D. R., Willis, H. H., Curtright, A. E., Samaras, C., & Skone, T. (2011). Incorporating uncertainty analysis into life cycle estimates of greenhouse gas emissions from biomass production.

- Biomass and Bioenergy*, 35(7), 2619-2626.
- Kasnakoglu, H., & Mayo, R. (2004, 27-28 May 2004). *FAO Statistical Data Quality Framework: A multi-layered approach to monitoring and assessment* Paper presented at the Conference on Data Quality for International Organizations Wiesbaden, Germany.
- Kloverpris, J. H. (2009). Identification of biomes affected by marginal expansion of agricultural land use induced by increased crop consumption. *Journal of Cleaner Production*, 17(4), 463-470.
- Kloverpris, J. H., Baltzer, K., & Nielsen, P. (2010). Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 90-103.
- Laitner, J. A., Hanson, D. A., Mintzer, I., & Leonard, J. A. (2006). Adapting for Uncertainty: A Scenario Analysis of U.S. Technology Energy Futures. *Energy Studies Review*, 14(1), 118-133.
- Langevin, B., Basset-Mens, C., & Lardon, L. (2010). Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 747-755.
- Lo, S.-C., Ma, H.-w., & Lo, S.-L. (2005). Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Science of the total environment*, 340(1-3), 23-33.
- Lotze-Campen, H., Popp, A., Beringer, T., Müller, C., Bondeau, A., Rost, S., et al. (2010). Scenarios of global bioenergy production: The trade-offs between agricultural expansion, intensification and trade. *Ecological Modelling*, 221(18), 2188-2196.
- Luo, G., Yin, C., Chen, X., Xu, W., & Lu, L. (2010). Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China. *Ecological Complexity*, 7(2), 198-207.
- Mantzos, L., Capros, P., & Zeka-Paschou, M. (2004). *European Energy and Transports Scenarios on Key Drivers*.
- Mattson, N., Unger, T., & Ekvall, T. (2007). Effects of perturbations in a dynamic system - The case of nordic power production. *Journal of Industrial Ecology*, à paraître(à paraître), 21.
- Maurice, B., Frischknecht, R., Coelho-Schwartz, V., & Hungerbühler, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production*, 8, 14.
- May, J. R., & Brennan, D. J. (2003). Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(4), 11.
- McKittrick, R. R. (1996). *The econometric critique of applied general equilibrium modeling: a comparative assessment with application to carbon taxes in Canada*. University of British Columbia, Vancouver.
- Morris, M. D. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, 33(2), 161-174.
- Mullins, K. A., Griffin, W. M., & Matthews, H. S. (2011). Policy Implications of Uncertainty in Modeled Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 132-138.
- Pehnt, M., Oeser, M., & Swider, D. J. (2008). Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. *Energy*, 33, 13.
- Pesonnen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Huppé, G., Jahn, C., Klos, Z. S., et al. (2000). Framework for scenario development in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(1), 10.

- Ratick, S., Schwarz, G., Rob, K., & Nigel, T. (2009). Monte Carlo Simulation. In *International Encyclopedia of Human Geography* (pp. 175-184). Oxford: Elsevier.
- Ravalico, J. K., Maier, H. R., Dandy, G. C., Norton, J. P., & Croke, B. F. W. (2005). A comparison of sensitivity analysis techniques for complex models for environment management. Paper presented at the International Congress on Modelling and Simulation. from <http://digital.library.adelaide.edu.au/dspace/handle/2440/29310>
- Sanden, B. A., & Karlstrom, M. (2007). Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 15, 13.
- Schmidt, J. H. (2004, November 14-18 2004). *The importance of system boundaries for LCA on large materials flows of vegetal oils*. Paper presented at the The Fourth World SETAC Congress, Portland, USA.
- Schmidt, J. H., & Weidema, B. P. (2008). Shift in the marginal supply of vegetable oil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 235-239.
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G.-J., & Verburg, P. H. (2008). Future carbon sequestration in Europe--Effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(3-4), 251-264.
- Scipioni, A., Mazzi, A., Niero, M., & Boatto, T. (2009). LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line. *Waste management*, 29(9), 2462-2474.
- Seabra, J. E. A., Macedo, I. C., Chum, H. L., Faroni, C. E., & Sarto, C. A. (2011). Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*.
- Shigekazu, K., & Deffi Ayu Puspito, S. (2010). Time-varying Armington elasticity and country-of-origin bias: from the dynamic perspective of the Japanese demand for beef imports. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54(1), 27-41.
- Simões, S., Cleto, J., Fortes, P., Seixas, J., & Huppes, G. (2008). Cost of energy and environmental policy in Portuguese CO₂ abatement--scenario analysis to 2020. *Energy Policy*, 36(9), 3598-3611.
- Sonnemann, G. W., Schuhmacher, M., & Castells, F. (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production*, 11, 14.
- Spatari, S., Bagley, D. M., & MacLean, H. L. (2010). Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies. *Bioresource Technology*, 101(2), 654-667.
- Spielmann, M., Scholz, R. W., Tietje, O., & Haan, P. d. (2005). Scenario modelling in prospective LCA of transport systems. Application of formative scenario analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(5), 11.
- Steen, B. (1997). On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting. *Journal of Cleaner Production*, 5(4), 8.
- Thompson, W., Meyer, S., & Green, T. (2010). The U.S. biodiesel use mandate and biodiesel feedstock markets. *Biomass and Bioenergy*, In Press, Corrected Proof.
- Tillman, A.-M. (2000). Significance of desision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 11.
- Toke Ward, P. (2004). General Equilibrium Tax Policy with Hyperbolic Consumers. *Computational Economics*, 23(2), 105-120.
- United Nations Statistics Division. (2004). UNdata. from <http://data.un.org/>

- Valenzuela, E., Anderson, K., & Hertel, T. W. (2008). Impacts of trade reform: sensitivity of model results to key assumptions. *International Economics and Economic Policy*, 4(4), 395-420.
- Venkatesh, A., Jaramillo, P., Griffin, W. M., & Matthews, H. S. (2011). Uncertainty Analysis of Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Petroleum-Based Fuels and Impacts on Low Carbon Fuel Policies. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 125-131.
- Walmsley, T. L. (2006). *A baseline scenario for the dynamic GTAP model*.
- Wang, L., Li, F., Li, J., & Wang, X. (2010). Sensitivity and uncertainty analysis of life-cycle assessment based on multivariate regression analysis. *IET Conference Publications*, 2010(CP565), 184-191.
- Weidema, B. P. (2003). *Market information in life cycle assessment*. Retrieved. from.
- Weidema, B. P., Frees, N., & Nielsen, A.-M. (1999). Marginal production technologies for life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(1), 9.
- Weidema, B. P., & Wesnaes, M. S. (1996). Data Quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), 8.
- Welsch, H. (2008). Armington elasticities for energy policy modeling: Evidence from four European countries. *Energy Economics*, 30(5), 2252-2264.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie. (1998). *Résidus de culture: Paille de céréales.* Consulté le, tiré de http://www.arvalisinstitutduvegetal.fr/fr/fichier/communiqué/279_pail_cer.pdf.
- Alcamo, J., Kok, K., Busch, J., Priess, J., Eickhout, B., Rounsevell, M. D. A., et al. (2006). Searching for the future of land: Scenarios from the local to global scale: Springer.
- Andrae, A. S. G. (2005). *Environmental Life Cycle Assessment in Microelectronics Packaging.* Chalmers University of Technology
- Andrae, A. S. G., Itsubo, N., & Inaba, A. (2007). Global environmental impact assessment of the Pb-free shift. *Soldering & Surface Mount Technology*, 19(2), 11.
- Andrae, A. S. G., Moller, P., Anderson, J., & Liu, J. (2004). Uncertainty estimation by Monte Carlo simulation applied to life cycle inventory of cordless phones and microscale metallization processes. *IEEE Transactions on Electronics Packaging*, 27(4), 13.
- Armington, P. S. (1969). A Theory of Demand for Products Distinguished by Place of Production. *Staff Papers - International Monetary Fund*, 16(1), 20.
- Berck, P., & Hoffmann, S. (2002). Assessing the Employment Impacts of Environmental and Natural Resource Policy *Environmental and Resource Economics*, 22, 27.
- Bergman, L., Karl-Göran, M., & Jeffrey, R. V. (2005). Chapter 24 CGE Modeling of Environmental Policy and Resource Management. In *Handbook of Environmental Economics* (Volume 3, pp. 1273-1306): Elsevier.
- Birur, D., Hertel, T. W., & Tyner, W. (2008). *Impact of Biofuel Production on World Agricultural Markets: A Computable General Equilibrium Analysis* (GTAP Working Paper No. 53): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

- Boies, A. M., McFarlane, D., Taff, S., Watts, W. F., & Kittelson, D. B. (2011). Implications of local lifecycle analyses and low carbon fuel standard design on gasohol transportation fuels. *Energy Policy*, 39(11), 7191-7201.
- Borch, K., Rasmussen, B., & Schleisner, L. (2000). *Life cycle inventory and risk assessment of genetic modified perennial ryegrass in a technology foresight perspective*. Roskilde: Riso National Laboratory.
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., & Finnveden, G. (2005). *Towards a user's guide to scenarios - a report on scenario types and scenario techniques*: Environmental strategies research - Department of Urban studies - Royal Institute of Technology.
- Bouët, A., Dimaranan, B. V., & Valin, H. (2010). *Modeling the global trade and environmental impacts of biofuel policies*: International Food Policy Research Institute (IFPRI).
- Bouman, M., Heijungs, R., Voet, E. v. d., Bergh, J. C. J. M. v. d., & Huppes, G. (2000). Material flows and economic models: an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. *Ecological Economics*, 32, 22.
- Britz, W., & Hertel, T. W. (2009). Impacts of EU biofuels directives on global markets and EU environmental quality: An integrated PE, global CGE analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, In Press, Corrected Proof.
- Brun, R., Reichert, P., & Künsch, H. R. (2001). Practical identifiability analysis of large environmental simulation models. *Water Resour. Res.*, 37(4), 1015-1030.
- Bugat, A., & Dupuy, P. (2007). *Perspectives énergétiques de la France à l'horizon 2020-2050*: Centre d'analyse stratégique.
- Bureau, J.-C., Disdier, A.-C., Gauroy, C., & Tréguer, D. (2010). A quantitative assessment of the determinants of the net energy value of biofuels. *Energy Policy*, 38(5), 2282-2290.
- Campolongo, F., Cariboni, J., & Saltelli, A. (2007). An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software*, 22(10), 1509-1518.

Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2011). Sensitivity analysis to quantify uncertainty in Life Cycle Assessment: The case study of an Italian tile. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*(0).

Chen, I. C., Fukushima, Y., Kikuchi, Y., & Hirao, M. (2012). A graphical representation for consequential life cycle assessment of future technologies. Part 1: methodological framework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(2), 119-125.

Contadini, J. F., & Moore, R. M. (2003). Results of a life cycle assessment using uncertainty analysis of fuel cell vehicles within the south coast air basin of California in 2010. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3, 15.

Contadini, J. F., Moore, R. M., & Mokhtarian, P. L. (2002). Life cycle assessment of fuel cell vehicles. A methodology example of input data treatment for future technologies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(2), 10.

Cordobes, S., & Durance, P. (2004). *L'ANAH à l'horizon 2010 - La réorganisation stratégique d'une agence publique par la prospective participative*.

Report on the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories. Cincinnati. (2002).

Dalgaard, R., Schmidt, J. H., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M., & Pengue, W. A. (2008). LCA of soybean meal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 15.

Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2011). Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3121-3132.

Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2012). Macroanalysis of the economic and environmental impacts of a 2005-2025 European Union bioenergy policy using the GTAP model and life cycle assessment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16(2), 1180-1192.

de Carvalho Macedo, I., Regis Lima Verde Leal, M., & Azevedo Ramos da Silva, J. E. (2004). *Assessment of greenhouse gas emissions in the production and use of fuel ethanol in Brazil*: Government of the State of São Paulo. Consulté le, tiré de

<http://www.wilsoncenter.org/sites/default/files/brazil.unicamp.macedo.greenhousegas.pdf>

Deroy, X. (2004). *L'innovation contingente - Deux sagas : Zodiac et Salomon*: Futuribles International.

Dimitropoulos, J. (2007). Energy productivity improvements and the rebound effect: An overview of the state of knowledge. *Energy Policy*, 35(12), 6354-6363.

Dones, R., Heck, T., Emmenegger, M. F., & Jungbluth, N. (2005). Life cycle inventories for the nuclear and natural gas energy systems and examples of uncertainty analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(1), 14.

Durance, P., Godet, M., Mirénowicz, P., & Pacini, V. (2007). *La prospective territoriale - Pourquoi faire? Comment faire?*

E3M-LAB. (2004). The PRIMES model. Consulté le http://www.e3mlab.ntua.gr/e3mlab/index.php?option=com_content&view=category&id=35%3Aprimes&Itemid=80&layout=default&lang=en.

Earles, J., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453.

Economic Research Service. (2009). International Macroeconomic Data (November 4 2009 ed.): United States Department of Agriculture.

Ekvall, T. (2002). Cleaner Production Tools: LCA and beyond. *Journal of Cleaner Production*, 10, 4.

Ekvall, T., & Andrae, A. S. G. (2006). Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 10.

Ekvall, T., Tillman, A.-M., & Molander, S. (2005). Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 13, 10.

Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 11.

Elliott, J., Franklin, M., Foster, I., Munson, T., & Loudermilk, M. (2011). Propagation of Data Error and Parametric Sensitivity in Computable General Equilibrium Models. *Computational Economics*, 1-23.

Energy Technology Systems Analysis Program. (1998). MARKAL Consulté le <http://www.etsap.org/markal/main.html>.

Ericsson, K., & Nilsson, L. J. (2006). Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy*, 30(1), 1-15.

Eriksson, O., Finnveden, G., Ekvall, T., & Bjorklund, A. E. (2007). Life cycle assessment of fuels for district heating: a comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy*, 35, 17.

European Commision. (2003). *World energy, technology and climate policy outlook 2030*: Directorate-General for Research.

Faaij, A. P. C. (2011). ForesSTAT.

FAPRI. (2007). *U.S. and world agricultural outlook*: Food and Agricultural Policy Research Institute.

Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(5867), 1235-1238.

Fazio, S., & Monti, A. (2011). Life cycle assessment of different bioenergy production systems including perennial and annual crops. *Biomass and Bioenergy*, 35(12), 4868-4878.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2010a). AQUASTAT.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2010b). FisheriesSTAT.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2011). FAOSTAT.

Frees, N. (2008). Crediting aluminium recycling in LCA by demand or by disposal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 212-218.

Frey, C. H., & Patil, S. R. (2002). Identification and Review of Sensitivity Analysis Methods. *Risk Analysis*, 22(3), 553-578.

Frischknecht, R., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Heck, T., Jungbluth, N., et al. (2007). The environmental relevance of capital goods in life cycle assessments of products and services. *International Journal of Life Cycle Assessment*(Oneline first), 11.

Frischknecht, R., & Rebitzer, G. (2005). The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1337-1343.

Fukushima, Y., & Hirao, M. (2002). A structured framework and language for scenario-based Life Cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(6), 317-329.

Gallego, A., Rodríguez, L., Hospido, A., Moreira, M. T., & Feijoo, G. (2010). Development of regional characterization factors for aquatic eutrophication. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 32-43.

Gaudreault, C., Samson, R., & Stuart, P. (2010). Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(2), 198-211.

Gerlagh, R., Zwaan, B. v. d., Hofkes, M. W., & Klaassen, G. (2004). Impacts of CO₂-Taxes in an Economy with Niche Markets and Learning-by-Doing. *Environmental and Resource Economics*, 28, 28.

Gielen, D. J., Gerlagh, T., & Bos, A. J. M. (1998). The MARKAL Systems Optimisation Model for Dynamic Life Cycle Analysis of Biomass Strategies for GHG Emission Reduction. *LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*, Bruxelles.

Girod, B., de Haan, P., & Scholz, R. (2011). Consumption-as-usual instead of ceteris paribus assumption for demand. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(1), 3-11.

Godet, M., Monti, R., Meunier, F., & Roubelat, F. (2004). *La boîte à outils de prospective stratégique: Laboratoire d'investigation en prospective, stratégie et organisation*.

Golub, A. A., Hertel, T. W., Lee, H.-L., Rose, S., & Sohngen, B. (2009). The opportunity cost of land use and the global potential for greenhouse gas mitigation in agriculture and forestry. *Resource and Energy Economics*, 31(4), 299-319.

Greening, L. A., Greene, D. L., & Difiglio, C. (2000). Energy efficiency and consumption -- the rebound effect -- a survey. *Energy Policy*, 28(6-7), 389-401.

Danish-Dutch workshop on LCA methods, helds on 16-17 September 1999 at CML, Leiden. Leiden. (1999).

Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., et al. (2011). Life Cycle Assessment: Past, Present, and Futureâ€ Environmental Science & Technology, 45(1), 90-96.

Halleux, H., Lassaux, S., Renzoni, R., & Germain, A. (2008). Comparative life cycle assessment of two biofuels: ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 7.

Hamby, D. M. (1994). A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32, 135-154.

Hamelin, L., Wesnaes, M. S., Wenzel, H., & Petersen, B. r. M. (2011). Environmental Consequences of Future Biogas Technologies Based on Separated Slurry. *Environmental Science & Technology*, 45(13), 5869-5877.

Hammond, J., Shackley, S., Sohi, S., & Brownsort, P. (2011). Prospective life cycle carbon abatement for pyrolysis biochar systems in the UK. *Energy Policy*, 39(5), 2646-2655.

Hellmann, F., & Verburg, P. H. (2008). Spatially explicit modelling of biofuel crops in Europe. *Biomass and Bioenergy*, In Press, Corrected Proof.

- Hellmann, F., & Verburg, P. H. (2010). Impact assessment of the European biofuel directive on land use and biodiversity. *Journal of Environmental Management*, 91(6), 1389-1396.
- Hertel, T. W., Golub, A. A., Jones, A. D., O'Hare, M., Plevin, R. J., & Kammen, D. M. (2010). Effects of US Maize Ethanol on Global Land Use and Greenhouse Gas Emissions: Estimating Market-mediated Responses. *BioScience*, 60(3), 223-231.
- Hites, R. (2002). A new method for solving combinatorial problems with uncertainty (pp. 26): Université Libre de Bruxelles.
- Hofstetter, P., & Norris, G. A. (2003). Why and how should we assess occupational health impacts in integrated product policy? *Environmental Science & Technology*, 37(10), 11.
- Höjer, M., Ahlroth, S., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., Finnveden, G., Hjelm, O., et al. (2008). Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, 16(18), 1958-1970.
- Hong, J. (in press). Uncertainty propagation in life cycle assessment of biodiesel versus diesel: Global warming and non-renewable energy. *Bioresource Technology*(0).
- Huijbregts, M. A. (1998a). Application of uncertainty and variability in LCA (Part 1): A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 273-280.
- Huijbregts, M. A. (1998b). Application of Uncertainty and Variability in LCA (Part 2): Dealing with parameter uncertainty and uncertainty due to choices in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(6), 9.
- Hutcheson, T. (2006). HS2002-CPC 1.1-ISIC, Rev3-GTAP Concordance. In 2988.xls (Ed.): GTAP.
- International Energy Agency. (2009). *World Energy Outlook 2009*.
- International Energy Agency. (2010).

International Labour Organization. (2008). LABORSTA.

Jaccard, M. (2005). Hybrid Energy-Economy Models and Endogenous Technological Change In *Energy and Environment* (pp. 29).

Johnson, D. R., Willis, H. H., Curtright, A. E., Samaras, C., & Skone, T. (2011). Incorporating uncertainty analysis into life cycle estimates of greenhouse gas emissions from biomass production. *Biomass and Bioenergy*, 35(7), 2619-2626.

Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., et al. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 7.

Jungbluth, N., Frischknecht, R., Tuchschen, M., Emmenegger, M. F., Steiner, R., & Schmutz, S. (2007). *Life Cycle Assessment of BTL-fuel production: Final Report* (D 5.2.15). Consulté le, tiré de http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/jungbluth-2007-Del_5_2_15-LCA-FinalReport.pdf.

Kancs, d. A., & Wohlgemuth, N. (2008). Evaluation of renewable energy policies in an integrated economic-energy-environment model. *Forest Policy and Economics*, 10(3), 128-139.

Kitou, E., & Horvath, A. (2008). External air pollution costs of telework. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(2), 155-165.

Kloverpris, J. H. (2008). Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 1: Conceptual analysis and methodological proposal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(1), 9.

Kloverpris, J. H., Baltzer, K., & Nielsen, P. (2010). Life cycle inventory modelling of land use induced by crop consumption - Part 2: Example of wheat consumption in Brazil, China, Denmark and the USA *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(1), 90-103.

Kretschmer, B., & Peterson, S. (2009). Integrating bioenergy into computable general equilibrium models -- A survey. *Energy Economics*, 32(3), 14.

- Laitner, J. A., Hanson, D. A., Mintzer, I., & Leonard, J. A. (2006). Adapting for Uncertainty: A Scenario Analysis of U.S. Technology Energy Futures. *Energy Studies Review*, 14(1), 118-133.
- Langevin, B., Basset-Mens, C., & Lardon, L. (2010). Inclusion of the variability of diffuse pollutions in LCA for agriculture: the case of slurry application techniques. *Journal of Cleaner Production*, 18(8), 747-755.
- Lejour, A., Veenendaal, P., Verweij, G., & Leeuwen, N. v. (2006). *WorldScan: a Model for International Economic Policy Analysis* (No 111).
- Lesage, P., Deschenes, L., & Samson, R. (2007). Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives. *Environmental Management*, 40, 15.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschenes, L., & Samson, R. (2006a). Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part 1: methodological approach. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(6), 8.
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschenes, L., & Samson, R. (2006b). Environmental assessment of brownfield rehabilitation using two different life cycle inventory models. Part 2: case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(7), 17.
- Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., & Samson, R. j. (2010). Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmental Science & Technology*, 44(8), 3169-3174.
- Lo, S.-C., Ma, H.-w., & Lo, S.-L. (2005). Quantifying and reducing uncertainty in life cycle assessment using the Bayesian Monte Carlo method. *Science of the total environment*, 340(1-3), 23-33.
- Lotze-Campen, H., Popp, A., Beringer, T., Müller, C., Bondeau, A., Rost, S., et al. (2010). Scenarios of global bioenergy production: The trade-offs between agricultural expansion, intensification and trade. *Ecological Modelling*, 221(18), 2188-2196.
- Lundie, S., Peters, G. M., & Beavis, P. C. (2004). Life cycle assessment for sustainable metropolitan water systems planning. *Environmental Science & Technology*, 38(13), 9.

- Luo, G., Yin, C., Chen, X., Xu, W., & Lu, L. (2010). Combining system dynamic model and CLUE-S model to improve land use scenario analyses at regional scale: A case study of Sangong watershed in Xinjiang, China. *Ecological Complexity*, 7(2), 198-207.
- Manneh, R., Margni, M., & Deschenes, L. (2010). Spatial Variability of Intake Fractions for Canadian Emission Scenarios: A Comparison between Three Resolution Scales. *Environmental Science & Technology*, 44(11), 4217-4224.
- Mantzos, L., & Capros, P. (2006). *European Energy and Transport : Trends to 2030 - update 2005*.
- Mantzos, L., Capros, P., & Zeka-Paschou, M. (2004). *European Energy and Transports Scenarios on Key Drivers*.
- Marriott, J., Matthews, H. S., & Hendrickson, C. T. (2010). Impact of Power Generation Mix on Life Cycle Assessment and Carbon Footprint Greenhouse Gas Results. *Journal of Industrial Ecology*, 14(6), 919-928.
- Marshall, A. (1890). *Principles of Economics*: London: Macmillan and Co., Ltd. .
- Mattson, N., Unger, T., & Ekvall, T. (2007). Effects of perturbations in a dynamic system - The case of nordic power production. *Journal of Industrial Ecology*, à paraître(à paraître), 21.
- Maurice, B., Frischknecht, R., Coelho-Schwartz, V., & Hungerbühler, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. *Journal of Cleaner Production*, 8, 14.
- May, J. R., & Brennan, D. J. (2003). Application of data quality assessment methods to an LCA of electricity generation. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(4), 11.
- Morris, M. D. (1991). Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics*, 33(2), 161-174.

Mullins, K. A., Griffin, W. M., & Matthews, H. S. (2011). Policy Implications of Uncertainty in Modeled Life-Cycle Greenhouse Gas Emissions of Biofuels. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 132-138.

NEEDS project. (2009). New Energy Externalities Development for Sustainability.

Norris, G. (2006). Social Impacts in Product Life Cycles - Towards Life Cycle Attribute Assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(0), 97-104.

Globalizing OpenIO: GTAP as a basis to estimate Output and impacts by sector and country for LCA, including Social LCA. Boston. (2009).

Olsen, S. I., & Jorgensen, M. S. (2006). Environmental assessment of micro/nano production in a life cycle perspective. *Materials Research Society Symposium* (Vol. 895, pp. 8).

Özdemir, E. D., Härdlein, M., & Eltrop, L. (2009). Land substitution effects of biofuel side products and implications on the land area requirement for EU 2020 biofuel targets. *Energy Policy*, 37(8), 2986-2996.

Pehnt, M. (2003a). Assessing future energy and transport systems: the case of fuel cells. Part 1: methodological aspects. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(5), 7.

Pehnt, M. (2003b). Assessing future energy and transport systems: the case of fuel cells. Part 2: Environmental Performance. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 14.

Pehnt, M., Oeser, M., & Swider, D. J. (2008). Consequential environmental system analysis of expected offshore wind electricity production in Germany. *Energy*, 33, 13.

Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Huppes, G., Jahn, C., Klos, Z. S., et al. (2000). Framework for scenario developpment in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(1), 10.

Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleisher, G., Huppes, G., Jahn, C., Klos, Z. S., et al. (1999). *Framework for scenario development in LCA: SETAC-Europe*.

- Pin Koh, L. (2007). Potential Habitat and Biodiversity Losses from Intensified Biodiesel Feedstock Production. *Conservation Biology*, 21(5), 1373-1375.
- Pin Koh, L., & Ghazoul, J. (2008). Biofuels, biodiversity, and people: Understanding the conflicts and finding opportunities. *Biological Conservation*, 141(10), 2450-2460.
- Pishvaee, M. S., & Razmi, J. (in press). Environmental supply chain network design using multi-objective fuzzy mathematical programming.
- Poncet, S. (2006). *The Long Term Growth Prospects the World Economy: Horizon 2050*: Centre D'étude prospectives et d'information internationales.
- Povellato, A., Bosello, F., & Giupponi, C. (2007). Cost-effectiveness of greenhouse gases mitigation measures in the European agro-forestry sector: a literature survey. *Environmental Science & Policy*, 10(5), 474-490.
- Pre Consultant. (2007). *SimaPro Version 7*.
- Ramachandra, T. V. (2009). RIEP: Regional integrated energy plan. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(2), 285-317.
- Rasmussen, B., Borup, M., Borch, K., & Andersen, P. D. (2005). Prospective technology studies with a life cycle perspective. *International Journal of Technology, Policy and Management*, 5(3), 13.
- A comparison of sensitivity analysis techniques for complex models for environment management*. Melbourne. (2005).
- Ravindranath, N., Murthy, I., Chaturvedi, R. K., Andrasko, K., & Sathaye, J. (2007). Carbon forestry economic mitigation potential in India, by land classification. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 12, 1027-1050.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G. A., Rydberg, T., et al. (2004). Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environmental International*, 30, 20.

- Reinhard, J., & Zah, R. (2009). Global environmental consequences of increased biodiesel consumption in Switzerland: consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 17(Supplement 1), S46-S56.
- Reinhard, J., & Zah, R. (2011). Consequential life cycle assessment of the environmental impacts of an increased rapemethylester (RME) production in Switzerland. *Biomass and Bioenergy, In Press, Corrected Proof*.
- Ronneberger, K., Berrittella, M., Bosello, F., & Tol, R. S. J. (2008). KLUM@GTAP: Introducing Biophysical Aspects of Land-Use Decisions into a Computable General Equilibrium Model a Coupling Experiment *Environmental Modeling and Assessment*, 20.
- Ronquillo-Ballesteros, A., Coequyt, J., Furtado, M., Inventor, J., Krewitt, W., Mittler, D., et al. (2007). *Future investment. A sustainable investment plan for the power sector to save the climate*: Institute of Technical Thermodynamics. Consulté le 2011, July 26th, tiré de <http://www.energyblueprint.info/fileadmin/media/documents/PressReleases/FutureInvestment.pdf>.
- Sanden, B. A., & Karlstrom, M. (2007). Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 15, 13.
- Sathre, R., Chester, M., Cain, J., & Masanet, E. (2012). A framework for environmental assessment of CO₂ capture and storage systems. *Energy*, 37(1), 540-548.
- Scheider, F. (2003). L'effet rebond. *L'écogiste*, 4(3), 4.
- Schmidt, J. H. (2004). The importance of system boundaries for LCA on large materials flows of vegetal oils. *The Fourth World SETAC Congress, Portland, USA* (pp. 33).
- Schmidt, J. H. (2008). System delimitation in agricultural consequential LCA. Outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 15.
- Schmidt, J. H., Christensen, P., & Christensen, T. S. (2009). Assessing the land use implications of biodiesel use from an LCA perspective. *Journal of Land Use Science*, 4(1), 35 - 52.

- Schmidt, J. H., & Weidema, B. P. (2008). Shift in the marginal supply of vegetable oil. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 235-239.
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G.-J., & Verburg, P. H. (2008). Future carbon sequestration in Europe-Effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(3-4), 251-264.
- Scipioni, A., Mazzi, A., Niero, M., & Boatto, T. (2009). LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line. *Waste management*, 29(9), 2462-2474.
- Seabra, J. E. A., Macedo, I. C., Chum, H. L., Faroni, C. E., & Sarto, C. A. (2011). Life cycle assessment of Brazilian sugarcane products: GHG emissions and energy use. *Biofuels, Bioproducts and Biorefining*.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R. A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., et al. (2008). Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science*, 319, 3.
- Shigekazu, K., & Deffi Ayu Puspito, S. (2010). Time-varying Armington elasticity and country-of-origin bias: from the dynamic perspective of the Japanese demand for beef imports. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54(1), 27-41.
- Shimada, M., Myiamolo, K., Fukushima, Y., & Hirao, M. (2000). Lifecycle modeling for dynamic LCA. *The Fourth International Conference on EcoBalance, Tsubuka, Japan*.
- Simões, S., Cleto, J., Fortes, P., Seixas, J., & Huppé, G. (2008). Cost of energy and environmental policy in Portuguese CO₂ abatement--scenario analysis to 2020. *Energy Policy*, 36(9), 3598-3611.
- Sims, R. E. H., Mabee, W., Saddler, J. N., & Taylor, M. (2010). An overview of second generation biofuel technologies. *Bioresource Technology*, 101(6), 1570-1580.
- Soimakallio, S., Kiviluoma, J., & Saikku, L. (2011). The complexity and challenges of determining GHG (greenhouse gas) emissions from grid electricity consumption and conservation in LCA (life cycle assessment) – A methodological review. *Energy*, 36(12), 6705-6713.

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(8), 3504-3513.

Sonnemann, G. W., Schuhmacher, M., & Castells, F. (2003). Uncertainty assessment by a Monte Carlo simulation in a life cycle inventory of electricity produced by a waste incinerator. *Journal of Cleaner Production*, 11, 14.

Spatari, S., Bagley, D. M., & MacLean, H. L. (2010). Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies. *Bioresource Technology*, 101(2), 654-667.

Spielmann, M., de Haan, P., & Scholz, R. W. (2008). Environmental rebound effects of high-speed transport technologies: a case study of climate change rebound effects of a future underground maglev train system. *Journal of Cleaner Production*, 16(13), 1388-1398.

Spielmann, M., Scholz, R. W., Tietje, O., & Haan, P. d. (2005). Scenario modelling in prospective LCA of transport systems. Application of formative scenario analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 10(5), 11.

Steen, B. (1997). On uncertainty and sensitivity of LCA-based priority setting. *Journal of Cleaner Production*, 5(4), 8.

Stratton, R. W., Wong, H. M., & Hileman, J. I. (2011). Quantifying Variability in Life Cycle Greenhouse Gas Inventories of Alternative Middle Distillate Transportation Fuels. *Environmental Science & Technology*, 45(10), 4637-4644.

Sue Wing, I., & Eckaus, R. S. (2007). The implications of the historical decline in US energy intensity for long-run CO₂ emission projections. *Energy Policy*, 35(11), 5267-5286.

Taheripour, F., Birur, D., Hertel, T. W., & Tyner, W. (2007). *Introducing Liquid Biofuels into the GTAP Data Base* (GTAP Research Memorandum No. 11): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Taheripour, F., Hertel, T. W., & Liu, J. (2011). *The Role of Irrigation in Determining the Global Land Use Impacts of Biofuels* (GTAP Working Paper No. 65): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Taheripour, F., Hertel, T. W., Tyner, W. E., Beckman, J. F., & Birur, D. K. (2010). Biofuels and their by-products: Global economic and environmental implications. *Biomass and Bioenergy*, 34(3), 278-289.

Taheripour, F., & Tyner, W. (2011). *Introducing First and Second Generation Biofuels into GTAP Data Base version 7* (GTAP Research Memorandum No. 21): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.

Takahashi, K. I., Tatemichi, H., Tanaka, T., Nishi, S., & Kunioka, T. (2004). Environmental impact of information and communication technologies including rebound effects. *IEEE International Symposium on Electronics and the Environment* (pp. 13-16).

Computable general equilibrium models and the environment - Framework and application to agricultural policies. ISCTE, Lisbone. (2006).

Thiesen, J., Christensen, T. S., Kristensen, T. G., Andersen, R. D., Brunoe, B., Gregersen, T. K., et al. (2008). Rebound effects of price differences. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(2), 104-114.

Thomassen, M. A., Dalgaard, R., Heijungs, R., & Boer, I. d. (2008). Attributional and consequential LCA of milk production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 11.

Tillman, A.-M. (2000). Significance of desision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20, 11.

Toke Ward, P. (2004). General Equilibrium Tax Policy with Hyperbolic Consumers. *Computational Economics*, 23(2), 105-120.

Toth, F. L. (2003). Climate policy in light of climate science: the ICLIPS project. *Climatic Change*, 56, 30.

United Nations Economic Commission for Europe. (2010). Forestry Department.

United Nations Statistics Division. (2004). UNdata.

- United States Environmental Protection Agency. (2010). *Renewable Fuel Standard Program (RFS2) Regulatory Impact Analysis* (EPA-420-R-10-006).
- Valenzuela, E., Anderson, K., & Hertel, T. W. (2008). Impacts of trade reform: sensitivity of model results to key assumptions. *International Economics and Economic Policy*, 4(4), 395-420.
- Van Meijl, H., & Tongeren, F. v. (1999). *Endogenous International Technology Spillovers and Biased Technical Change in the GTAP Model* (GTAP Technical Paper No. 15): Center for Global Trade Analysis, Department of Agricultural Economics, Purdue University.
- Van Meijl, H., Van Rheenen, T., Tabeau, A., & Eickhout, B. (2006). The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 21-38.
- Venkatesh, A., Jaramillo, P., Griffin, W. M., & Matthews, H. S. (2011). Uncertainty Analysis of Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Petroleum-Based Fuels and Impacts on Low Carbon Fuel Policies. *Environmental Science & Technology*, 45(1), 125-131.
- Verburg, R., Stehfest, E., Woltjer, G., & Eickhout, B. (2009). The effect of agricultural trade liberalisation on land-use related greenhouse gas emissions. *Global Environmental Change*, 19(4), 434-446.
- Walras, L. (1874). *Éléments d'économie politique pure ou théorie de la richesse sociale*: L. Corbaz & cie.
- Wang, L., Li, F., Li, J., & Wang, X. (2010). Sensitivity and uncertainty analysis of life-cycle assessment based on multivariate regression analysis. *IET Conference Publications*, 2010(CP565), 184-191.
- Weber, C. L., Jaramillo, P., Marriott, J., & Samaras, C. (2010). Life Cycle Assessment and Grid Electricity: What Do We Know and What Can We Know? *Environmental Science & Technology*, 44(6), 1895-1901.
- Weidema, B. P. (2003). *Market information in life cycle assessment*.

- Weidema, B. P. (2010). LCA masterclass (Discussion about the use of general equilibrium model in consequential life cycle assessment ed.). Montreal.
- Weidema, B. P., Frees, N., & Nielsen, A.-M. (1999). Marginal production technologies for life cycle inventories. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(1), 9.
- Weidema, B. P., M. Wesnæs, J. Hermansen, Kristensen, T., & Halberg, N. (2008). *Environmental Improvement Potentials of Meat and Dairy Products* (23491 EN): European Commission - Joint Research Centre - Institute for prospective technologies studies.
- Weidema, B. P., & Wesnaes, M. S. (1996). Data Quality management for life cycle inventories - an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), 8.
- Welsch, H. (2008). Armington elasticities for energy policy modeling: Evidence from four European countries. *Energy Economics*, 30(5), 2252-2264.
- Widiyanto, A., Kato, S., Maruyama, N., Nishimura, A., & Sampattagul, S. (2003). Environmental Impacts Evaluation of Electricity Grid Mix Systems in Four Selected Countries Using A Life Cycle Assessment Point of View. *EcoDesign, Tokyo, Japan* (pp. 8).
- Wiesental, T., Mourelatou, A., Petersen, J.-E., & Taylor, P. (2006). *How much bioenergy can Europe produce without harming the environment?* : European Environment Agency.
- Wu, M., Wu, Y., & Wang, M. (2006). Energy and Emission Benefits of Alternative Transportation Liquid Fuels Derived from Switchgrass: A Fuel Life Cycle Assessment. *Biotechnology Progress*, 22, 13.
- Zah, R., Boni, H., Gauch, M., Hischier, R., Lehmann, M., & Wager, P. (2007). Life cycle assessment of energy products: environmental assessment of biofuels.