



HAL
open science

Les limites de l'ACV. Etude de la soutenabilité d'un biodiesel issu de l'huile de palme brésilienne

Tereza Assis Bicalho Bicalho

► To cite this version:

Tereza Assis Bicalho Bicalho. Les limites de l'ACV. Etude de la soutenabilité d'un biodiesel issu de l'huile de palme brésilienne. Gestion et management. Université Paris Dauphine - Paris IX, 2013. Français. NNT : 2013PA090054 . tel-01002055

HAL Id: tel-01002055

<https://theses.hal.science/tel-01002055>

Submitted on 5 Jun 2014

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

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

UNIVERSITE PARIS-DAUPHINE
ECOLE DOCTORALE DE DAUPHINE
Dauphine Recherches en Management (DRM)

THESE

pour l'obtention du titre de docteur en Sciences de Gestion

Arrêté du 7 août 2006

Présentée et soutenue publiquement le 22 octobre 2013 par

Tereza BICALHO

LES LIMITES DE L'ACV

ETUDE DE LA SOUTENABILITE D'UN BIODIESEL ISSU D'HUILE DE
PALME BRESILIENNE

Jury

Directeur de thèse : Monsieur Jacques RICHARD

Professeur à l'Université Paris-Dauphine

Rapporteurs : Monsieur Bernard CHRISTOPHE

Professeur à l'Université de Picardie Jules Verne

Monsieur Nicolas ANTHEAUME

Maître de conférences à l'Université de Nantes

Suffragants : Monsieur Jean-François CHANLAT

Professeur à l'Université Paris-Dauphine

Monsieur Bruno GAGNEPAIN

Ingénieur en bioressources à l'ADEME

L'Université Paris-Dauphine n'entend donner ni approbation, ni improbation aux opinions émises dans les thèses : ces opinions doivent être considérées comme propres à leurs auteurs.

REMERCIEMENTS

La liste de personnes ayant apporté une contribution importante à ce travail doctoral est longue. Il m'est difficile de résumer en quelques mots ce que je dois à toutes ces personnes mais je tenterai ici d'exprimer ma reconnaissance à travers ces quelques lignes.

Mes premiers remerciements vont au professeur Jacques Richard, mon directeur de thèse. Ce travail n'aurait certainement pas été le même si Jacques Richard n'avait finement stimulé et largement enrichi ma réflexion à travers ses nombreuses remarques tout au long de ce travail. Ses grandes qualités humaines, dont sa capacité d'écoute et son ouverture intellectuelle, ainsi que sa passion pour la recherche ont toujours été pour moi une source majeure de motivation. Ces quelques mots sont peu de choses pour le remercier de son soutien sans faille et de sa bienveillance vis-à-vis de moi. J'espère que cette thèse soit à la hauteur de ses attentes.

Mes remerciements s'adressent également au professeur Jean-François Chanlat, qui m'a fait l'honneur de faire partie de mon jury de thèse ainsi que pour ses remarques avisées lors de ma pré-soutenance. Je suis aussi très honorée par la participation de Bernard Christophe et de Nicolas Antheaume au jury de cette thèse en tant que rapporteurs.

Je n'aurais pas pu réaliser ce travail sans le soutien de plusieurs institutions, à commencer par le cofinancement de l'ADEME et de l'AFD. Je souhaite ici adresser mes profonds remerciements à Etienne Poitrat et à Bruno Gagnepain qui, bien au delà du financement de la part de l'ADEME, ont apporté un suivi technique crucial du début à la fin de ses quatre années et demie de travail. Par ailleurs, plusieurs parties de ce manuscrit ont bénéficié d'une relecture attentive de leur part. Je suis ainsi particulièrement touchée par la participation de Bruno Gagnepain à l'évaluation de ce travail en tant que membre de mon jury de thèse. Mes pensées vont aussi vers Hélène Sabathié-Akonor qui m'a toujours soutenue dans mes demandes collaboratives au sein de l'ADEME. J'adresse également toute ma gratitude à Guillaume Ernst de l'AFD qui a apporté une contribution importante au développement de ce travail à travers ses précieuses remarques lors des réunions d'avancement de la thèse.

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude envers Eric Gohet qui a accepté de m'accueillir au sein de l'UPR 34 du CIRAD et à tous les chercheurs agronomes de son équipe qui ont partagé leurs connaissances et leur expertise avec moi. J'ai pris beaucoup de plaisir à échanger avec les chercheurs de l'équipe durant la période d'accueil scientifique. Un merci à Yvy Galouye et à Véronique Lesage pour leur grande gentillesse et patience avec moi et pour

l'aide qu'elles m'ont apportée dans mes démarches administratives au sein de l'Unité. Je remercie aussi tout particulièrement Bernard Dubos et à Jean Ollivier pour leurs avis cruciaux sur certaines données. J'adresse toute ma reconnaissance et mes remerciements spécialement à Cécile Bessou, qui a fourni un soutien scientifique déterminant pour que je puisse mener à bien ce projet.

Une partie importante de la recherche de terrain a été réalisée en Amazonie où se concentre la culture du palmier à huile au Brésil. Ce travail n'aurait pas pu s'effectuer sans la collaboration avec Agropalma. Mes sincères remerciements à Marcelo Brito d'avoir soutenu cette collaboration. Je tiens à remercier particulièrement Tulio Dias, qui m'a accordé énormément de temps et sans qui le recueil des données au sein de l'entreprise n'aurait pas été possible. Ma gratitude s'adresse également à Sebastião Sinimbu pour avoir partagé avec moi sa grande connaissance de la production d'huile de palme dans la région et à toutes les autres personnes de l'entreprise qui ont consacré du temps pour répondre à mes sollicitations. Par ailleurs, j'ai eu très souvent l'occasion de mener des riches discussions avec des acteurs concernés par la production d'huile de palme issus de plusieurs institutions. Alexandre Veiga, doté d'une vaste expérience dans ce secteur et qui m'a chaleureusement accueilli au sein de Marborges, est une de ces personnes. Mes remerciements vont aussi à Julio César Pinho de Petrobras, Bernardo Lima de Galp Energia, Mauricio Amantea de Biovale, Patricia Baião de Conservação Internacional ainsi qu'aux chercheurs Claudio Almeida, Maria Isabel Escada de l'INPE et Ima Vieira de l'Institut Emílio Goeldi pour leur disponibilité.

Pendant le travail de terrain, j'ai pu compter sur un appui très important de la part de l'Institut Brésilien de Recherche Agronomique (EMBRAPA). Je souhaite remercier particulièrement Geraldo Stachetti Rodrigues, pour ses précieux conseils au cours de nombreux échanges informels et grâce à qui j'ai eu plusieurs possibilités d'enrichir mon travail. Un grand merci également à Marcos Enê qui m'a si bien accueilli au sein de l'EMBRAPA Amazônia Oriental et qui m'a aidé à rencontrer d'autres chercheurs spécialistes du palmier à huile au Brésil qui ont également contribué à faire progresser ma recherche. Un merci aussi particulier à Silvio Brienza pour ses conseils et pour les discussions passionnantes que nous avons pu partager.

Au cours de cette thèse, j'ai eu la chance à la fois de travailler avec de chercheurs qui sont des références pour moi et de bénéficier de leurs conseils, que ce soit dans le champ de la gestion ou dans le champ technique de l'ACV. Je manifeste une gratitude toute particulière à Françoise Quairrel qui a toujours porté un regard intéressé à mes travaux et qui a contribué à plusieurs reprises avec des conseils avisés et des remarques qui m'ont aidé à enrichir ma

réflexion. Merci à Véronique Perret pour ses remarques en séminaire doctoral Most ainsi qu'à Nicolas Antheaume, Albert David, Olivier Jolliet, Bo Weidema et Ricardo Abramovay d'avoir répondu à mes sollicitations spontanées. Merci aussi à Guido Sonnemann et à Jim Fava pour les riches échanges que nous avons eu durant ma période de travail au sein de l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

Je remercie chaleureusement tous mes collègues de Paris-Dauphine ainsi que mes amis docteurs et non docteurs qui m'ont aidé en réalisant des relectures dans la dernière ligne droite de la rédaction: Sandrine Ansel, Benoît Gerard, Ingrid Fasshauer, Mélia Djabi, Wafa Ben Khaled, Rahabi Ka et Antoine Broussy. Un merci particulier à Yulia Altukhova et Alexandre Rambaud qui m'ont beaucoup apporté en partageant avec moi leurs connaissances solides de la comptabilité environnementale et pour leurs précieux conseils qui ont contribué à enrichir mon travail. Je remercie aussi particulièrement mes amis Ana Sofia Campos et Lionel Cauchard pour leurs encouragements répétés ainsi que pour leurs relectures. Et une mention spéciale à ma chère Hasina Ravononarimanga-Raherimandimby, qui m'a énormément aidé à développer mes réflexions méthodologiques.

Enfin, je ne pourrais pas oublier mes proches et mes amis. Mes remerciements vont à tous ceux qui ont, de près ou de loin, contribué à la réalisation de cette thèse. Un merci spécial à mon mari, Patrick, pour son amour et pour son soutien indéfectible dans la réalisation de mes rêves. J'ai également une pensée pour ma tante, tia Cris, et pour ma sœur, Lu, qui ont toujours cru à ce projet et n'ont jamais cessé de m'encourager. Une pensée émue aussi pour ma mère, mon modèle de force.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	1
---------------------------	---

PARTIE I : ANALYSE THEORIQUE. L'ACV COMME OUTIL DE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE POUR L'ENTREPRISE

CHAPITRE I. ACV : UN OUTIL DE GESTION	13
--	----

I.1. ELEMENTS DE COMPREHENSION DE L'ACV	14
---	----

I.2. L'ACV ET L'ENTREPRISE : UNE LECTURE A PARTIR DE CONCEPTS PROPRES AUX OUTILS DE GESTION.....	27
---	----

CHAPITRE II. L'ACV VUE PAR LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE	53
--	----

II.1. L'ACV ET LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE	54
---	----

II.2. LES LIMITES DE L'ACV.....	64
---------------------------------	----

II.3. LES VOIES D'EVOLUTION POUR L'ACV. VERS UNE SOUTENABILITE (CONSERVATION) FORTE ?	77
--	----

CONCLUSION DE LA PARTIE I.....	88
--------------------------------	----

PARTIE II : RECHERCHE EMPIRIQUE. LE ROLE DE L'ENTREPRISE DANS LA PRODUCTION DE L'INFORMATION ENVIRONNEMENTALE EN VUE DE LA REALISATION D'UNE ACV

CHAPITRE III. METHODOLOGIE	91
---	----

III.1. UN DESIGN DE LA RECHERCHE CONSTRUIT SUR LA BASE D'UNE ETUDE DE CAS	92
---	----

III.2. UNE DEMARCHE ITERATIVE ENTRE FORMALISATION ET CONTEXTUALISATION	106
--	-----

CHAPITRE IV. ANALYSE CONTEXTUELLE	127
--	-----

IV.1. LA DIRECTIVE ENR.....	128
-----------------------------	-----

IV.2. LE BIODIESEL ISSU DE L'HUILE DE PALME : PERSPECTIVES ET ENJEUX CLES AU BRESIL..	139
---	-----

IV.3. LA DIRECTIVE ENR APPLIQUEE AU BIODIESEL ISSU D'HUILE DE PALME BRESILIENNE	158
--	-----

CHAPITRE V. LA MISE EN OUVRE D'UNE EVALUATION DE TYPE ACV	179
--	-----

IV.1. LES OBJECTIFS ET LE CHAMP DE L'ETUDE	181
--	-----

IV.2. L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV).....	198
---	-----

IV.3. L'EVALUATION DE L'IMPACT SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE	215
---	-----

CHAPITRE VI. ANALYSE DES LIMITES DE L'ACV	228
IV.1. LA QUALITE DE L'ACV	229
IV.2. LA PERTINENCE DE L'ACV	258
RECOMMANDATIONS RELATIVES A DIRECTIVE ENR.....	270
CONCLUSION GENERALE	272

INTRODUCTION

Depuis la révolution industrielle, l'utilisation massive de ressources naturelles, notamment d'énergie fossile, accompagne la croissance économique. Les méfaits du « progrès » de cette civilisation industrielle qui s'est développée aux XIXe et XXe siècles constituent aujourd'hui une réalité prouvée qui peut remettre en cause l'approvisionnement en ressources naturelles des générations futures (Chevalier, 2009). Aujourd'hui, le développement durable est devenu une question de politique globale. Le contrôle des impacts de l'activité humaine sur l'environnement est désormais un enjeu central, autant pour la société dans son ensemble que pour l'entreprise, acteur majeur de la vie sociale (Vivien *et al.*, 2013).

À ce titre, il n'est pas étonnant de constater la multiplication à travers le monde de dispositifs conçus pour encourager les entreprises à réduire leurs impacts sur l'environnement. Ceux-ci reposent assez souvent sur l'évaluation environnementale fondée sur l'analyse de cycle de vie (ACV)¹. L'ACV est un outil qui sert à estimer les impacts environnementaux d'un produit tout au long de son cycle de vie. Cette méthodologie permet d'évaluer un large panel d'indicateurs d'impact, comme par exemple, la contribution au changement climatique ou la consommation d'énergie non renouvelable d'un produit (Guinée *et al.*, 2002, Jolliet *et al.*, 2010).

L'ACV occupe une place de plus en plus importante au sein des politiques environnementales en fournissant des informations utiles à la prise de décision pour les pouvoirs publics (Grisel et Osset, 2004), par exemple dans le choix de filières de valorisation de déchets ou la comparaison des biocarburants avec les carburants fossiles. Dans le contexte français, l'affichage environnemental en offre une illustration intéressante. Il s'agit d'un mécanisme donnant accès aux consommateurs à une information environnementale « cycle de vie » et multicritères des produits. Par ailleurs, la mise en place de dispositifs qui font mention ou qui exigent directement l'application des évaluations de type ACV est une réalité notamment dans le contexte Européen dans les cas suivants :

- la Directive 94/62/CE relative aux emballages et déchet d'emballages ;
- la Directive 2002/91/CE sur la performance énergétique des bâtiments ;

¹ Aussi appelée « Écobilan » en France

- la Directive 2006/32/CE relative à l'efficacité énergétique dans les utilisations finales et aux services énergétiques ;
- la Directive 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables, désignée par la suite, Directive EnR.

L'ACV est également un outil d'aide à la décision pour l'entreprise (Frankl et Rubik, 1999, Grisel et Osset, 2004). Envisagée dans son rôle principal, qui est d'informer sur les aspects environnementaux des produits, l'ACV constitue un outil de gestion et, plus spécifiquement de comptabilité environnementale pour les entreprises (Labouze et Labouze, 1991, 1995; Christophe, 1995a ; Antheaume, 1999 ; Schaltegger et Burrit, 2001 ; Gray et Bebbington, 2001; Christophe, 2004; Antheaume et Christophe, 2005 ; Richard, 2009 ; Richard, 2012). Ces dernières peuvent ainsi s'appuyer sur l'ACV pour identifier, estimer, consolider, interpréter et diffuser des données sur les impacts environnementaux générés par leurs activités. L'ACV entre d'ailleurs très souvent dans le cadre d'une démarche commerciale de l'entreprise pour orienter le choix du consommateur en se démarquant sur un segment de produit ou de marché par l'acquis d'écolabels ou en promouvant l'amélioration (éco-conception ou redesign) des produits (UNEP, 1999). Dans les Directives Européennes évoquées plus haut l'ACV sert également – et de plus en plus – de réponse aux contraintes réglementaires nationales ou européennes, qui requièrent l'utilisation de certifications ou de qualifications. Celles-ci permettent d'indiquer le niveau de performance environnementale des produits ou de prouver le respect des normes sanitaires imposées aux entreprises qui, grâce à cela, peuvent dans certains cas bénéficier d'aides publiques.

A l'heure actuelle, l'ACV constitue un thème de recherche intéressant un nombre important de scientifiques issus de différents domaines de recherche, en particulier des sciences dites « dures ». Les travaux autour de l'ACV sont de nature très diverse. Ils peuvent traiter de son application concrète avec l'évaluation de certaines filières (traitement de déchets, biocarburants, filières végétales, etc.) mais aussi de développements méthodologiques. Ces derniers s'effectuent principalement au niveau de la production de données scientifiques nécessaires à la mise en œuvre de l'ACV, tels que les facteurs d'émission et les modèles de calculs (Jolliet *et al.*, 2005; Hauschild *et al.*, 2008 ; Rosenbaum *et al.*, 2008 ; etc.). En outre, en vue de renforcer la fiabilité de la comparaison des ACV portant sur des produits similaires (par catégories de produits par exemple), des avancées importantes commencent à être réalisées au niveau de l'harmonisation méthodologique (Ingwersen et Stevenson, 2012 ; Subramanian *et al.*, 2012). En définitive, un travail considérable est effectué en matière de

développement des bases de données d'ACV – fondées sur des moyennes industrielles – pour faciliter leur mise en œuvre (Commission Européenne, 2010b ; 2012 ; UNEP, 2011a; Weidema *et al.*, 2011).

Néanmoins, le manque de données d'activité reste une difficulté majeure en matière d'ACV. Très souvent celles-ci ne sont pas représentatives de la réalité ou, tout simplement, ne sont pas disponibles (Jolliet *et al.*, 2010). Ce problème, bien connu des spécialistes, peut compromettre la qualité de l'information environnementale fournie par ce type d'évaluation. Paradoxalement, il s'agit d'un aspect assez peu traité dans la littérature en sciences de gestion (Schaltegger, 1996).

Face à ce constat, notre thèse se propose d'apporter un éclairage sur le rôle de l'entreprise dans la réalisation d'une ACV. Le but principal de notre travail a été de comprendre les aspects de la gestion, particulièrement lors de la collecte des données, pouvant exercer une influence sur la qualité et la pertinence de l'information environnementale produite par la réalisation d'une évaluation de type ACV. Pour cela, nous avons choisi de traiter d'un problème concret : l'évaluation de la durabilité du biodiesel issu d'huile de palme brésilienne dans le contexte de la Directive EnR.

CONTEXTE DE LA THESE

L'énergie se trouve au cœur des préoccupations liées au développement durable. Les problèmes de l'accès généralisé à l'énergie et de la production durable de cette ressource représentent des enjeux déterminants pour les années à venir. C'est au Sommet de Johannesburg (2002), dix ans après la Conférence des Nations Unies pour l'Environnement et Développement de Rio en 1992, que ces questions ont été retenues dans le cadre des objectifs de développement du millénaire. Dès lors, beaucoup de pays ont commencé à promouvoir les énergies renouvelables dans leurs politiques nationales. Les biocarburants sont alors devenus un centre d'intérêt important, en particulier à partir de 2003 en raison de l'augmentation des prix du pétrole (Chevalier, 2003).

L'Union Européenne est, aujourd'hui, l'acteur majeur de la promotion des biocarburants à l'échelle mondiale. La Directive Européenne 2009/28/CE du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (**Directive EnR**) précise qu'au moins 10% de la consommation finale d'énergie utilisée dans les transports au sein des pays de l'Union Européenne devront provenir des énergies

renouvelables à l'horizon 2020, incluant les biocarburants (Commission Européenne, 2009a). La Directive prévoit également que pour pouvoir être comptabilisée dans les objectifs nationaux et bénéficier d'aides publiques, la production de biocarburants devra respecter des critères de durabilité. Ceux-ci serviront, en fait, à déterminer quels biocarburants – y compris ceux importés – pourront, dans l'Union Européenne, être pris en compte pour contribuer à l'objectif contraignant des 10 % d'énergie renouvelable dans le secteur des transports. Parmi les critères de durabilité, la Directive exige une réduction minimale de 35% des gaz à effet de serre pour les biocarburants (par rapport aux carburants fossiles), seuil qui devra être prouvé en ayant recours à une étude de type ACV.

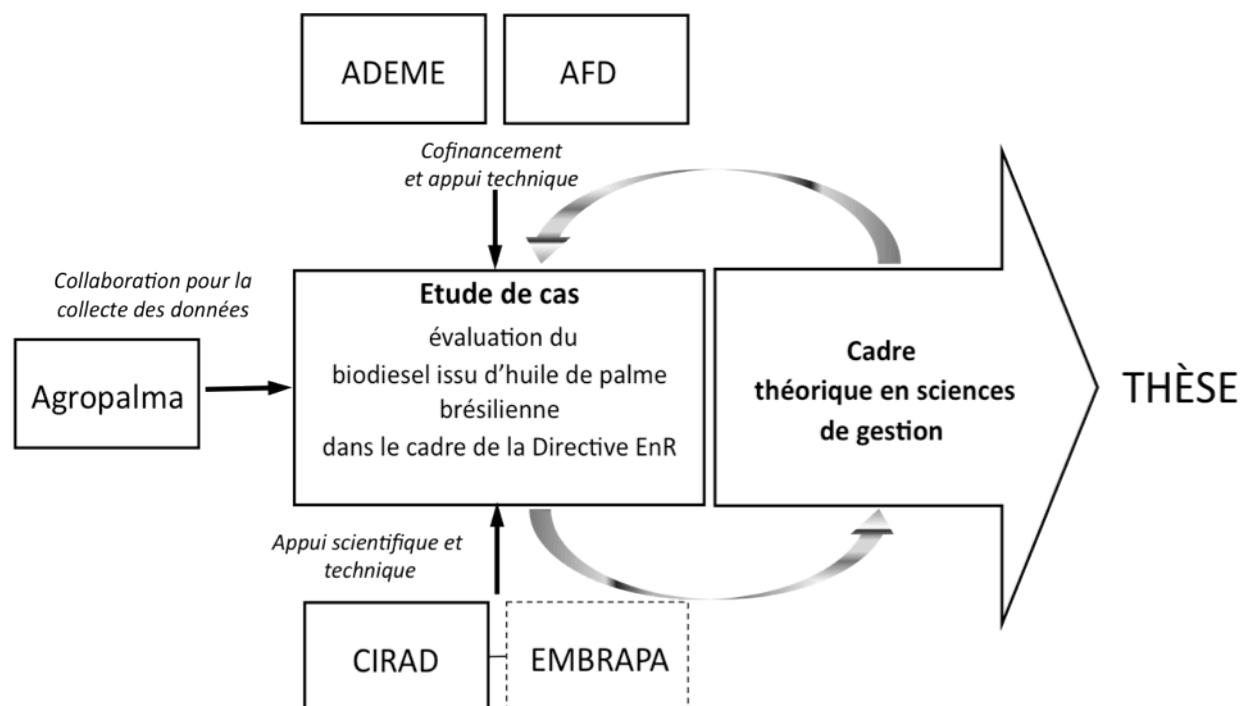
Notre question initiale a été de savoir si une filière biodiesel issue d'huile de palme brésilienne pourrait répondre aux critères européens de durabilité. L'huile de palme est fabriquée à partir d'une plante oléagineuse (le palmier à huile) qui est cultivée uniquement dans les zones tropicales de la planète (Corley et Tinker, 2003). En conséquence, il existe des risques significatifs de destruction des forêts primaires au sein des pays producteurs. La production de cette huile fait donc l'objet de larges controverses aujourd'hui en matière de développement durable (Wakker, 2000; Rowell et Moore, 2000; Clay, 2004; Greenpeace 2007; Uryu *et al.*, 2008). Bien qu'un nombre important d'études aient été effectuées sur la production d'huile de palme, notamment dans des pays asiatiques (par exemple Schmidt, 2007 ; Wicke *et al.*, 2008 ; Chuchuoy *et al.*, 2009 ; Papong *et al.*, 2010 ; Choo *et al.*, 2011 ; Siangjao *et al.*, 2011 ; Harsono *et al.*, 2012 ; entre autres), sa production en Amazonie brésilienne reste encore peu connue (Angarita *et al.*, 2009 ; de Souza *et al.*, 2010). L'intérêt d'effectuer une recherche portant sur la production d'huile de palme brésilienne dans le contexte de la Directive EnR est ainsi né d'une volonté personnelle de découvrir la situation de la production d'huile de palme au Brésil. Cela nous a conduit toutefois à travailler dans un contexte atypique de recherche en sciences de gestion marqué, d'une part, par la présence de plusieurs organismes ayant collaboré à notre recherche et, d'autre part, par l'existence d'une mission au sein de la thèse.

La figure 1 illustre le contexte de notre travail et indique la contribution de nos différents partenaires. L'Agence de l'environnement et maîtrise de l'énergie (ADEME) et l'Agence Française de Développement (AFD) ont retenu notre projet de thèse dans le cadre de l'appel à projets 2008 du "Programme Thèses" de l'ADEME. Au cours de notre investigation, qui a commencé le 15 février 2009, nous avons constaté que le caractère transdisciplinaire de la thèse imposait un certain nombre de ressources techniques et de connaissances dans d'autres

domaines scientifiques. Nous avons ainsi décidé de développer un troisième partenariat, d'ordre plus scientifique, avec le Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) avec qui nous avons mené un travail commun de développement de connaissances. Bien que le soutien technique de la part de l'ADEME constituait déjà une ressource indispensable pour mener à bien notre recherche, l'appui du CIRAD a été essentiel en matière de soutien scientifique pour combler certaines lacunes, dans le domaine agronomique notamment. Nous avons également collaboré avec une entreprise privée au Brésil, Agropalma, qui a bien voulu nous ouvrir ses portes pour la collecte de données.

Nous avons présenté le dispositif de recherche et l'avancée des travaux lors des réunions avec le comité de pilotage – composé du directeur de thèse, des responsables du suivi de la thèse auprès des partenaires et de nous-mêmes – qui en a ensuite discuté (Figure 1). Nous avons ainsi mené notre travail en suivant une démarche de recherche-intervention. D'une part celle-ci a été construite en collaboration avec les organismes associés à notre thèse dans une perspective de transformation du réel. D'autre part, elle s'est caractérisée par un échange constant entre la littérature et le terrain : c'est l'analyse de nos activités dans le cadre du processus d'évaluation environnementale par l'ACV qui nous a permis de produire à la fois des connaissances utiles pour l'action et des apports théoriques en sciences de gestion.

Figure 1. Contexte de la thèse



Comme le montre la figure 1, bien que l'objectif global de notre travail ait été la réalisation de la thèse, les attentes de nos partenaires se sont principalement concentrées autour de la mission qui consistait en la réalisation d'une étude de cas. C'est en effet, l'étude de la soutenabilité de la production de biodiesel issu d'huile de palme brésilienne en regard des critères de durabilité établis par l'Europe qui tient une place centrale dans notre thèse.

QUESTIONS DE RECHERCHE

La partie empirique de notre recherche constitue le cœur de notre travail. Nous cherchons à comprendre le processus de production de l'information environnementale à travers la réalisation concrète d'une étude de type ACV. A partir du cas étudié, nous nous essayons de répondre à la problématique suivante :

Le biodiesel évalué, issu de l'huile de palme brésilienne, répond-il aux critères européens de durabilité sur les réductions d'émissions de gaz à effet de serre ?

Cette problématique est déclinée en deux questions de recherche:

Quel est le rôle de l'entreprise dans la production de l'information environnementale du type ACV?

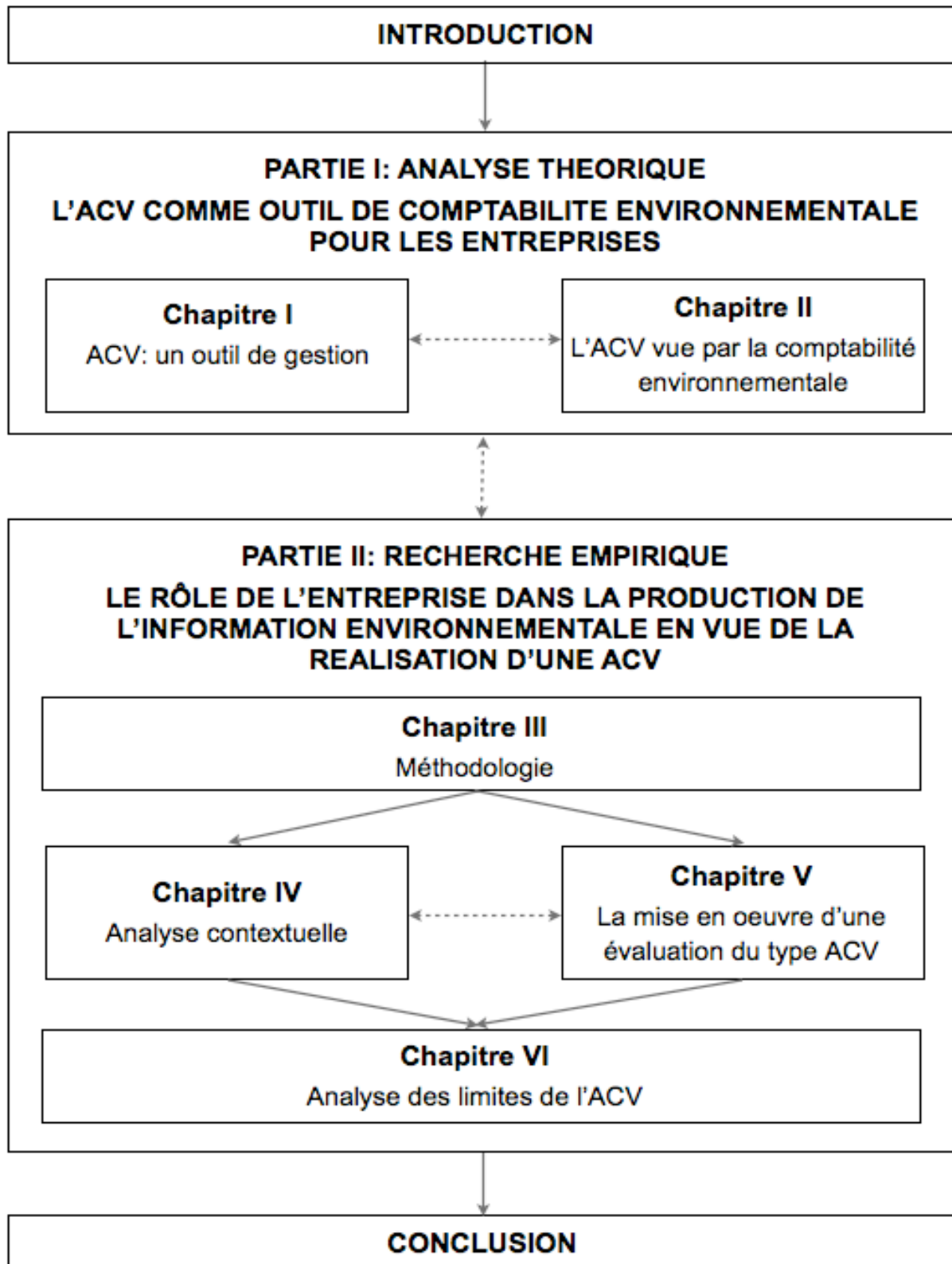
Quelle serait l'instrumentation de la gestion pouvant contribuer à dépasser les limites de l'ACV?

PLAN DE LA THESE

Cette thèse est composée de deux parties. La première partie est consacrée à une analyse de la littérature sur l'ACV qui convoque trois champs théoriques : le champ de l'instrumentation de la gestion, le champ de la comptabilité environnementale et le champ spécialisé sur l'ACV. La deuxième partie est dédiée à la recherche empirique, qui est constituée, dans son ensemble, par une étude de cas sur l'évaluation de durabilité d'une filière biodiesel issue de l'huile de palme brésilienne dans le cadre de la Directive EnR. Grâce à cette étude nous apportons une réflexion sur le rôle l'entreprise dans la production de l'information environnementale en vue de la réalisation d'une ACV ainsi que sur l'instrumentation de la gestion pouvant aider à dépasser les limites de cet outil.

La figure 2 ci-après propose un aperçu de l'architecture de la thèse. Les doubles flèches pointillées indiquent le travail effectué simultanément du fait de notre démarche de recherche-intervention.

Figure 2. Architecture de la thèse



Partie I : Analyse de la littérature

Le **chapitre I** aborde essentiellement les éléments contextuels liés à l'utilisation de l'ACV en mettant particulièrement l'accent sur son utilité pour l'entreprise. L'objectif de ce premier chapitre est de montrer que, comme tout outil d'action pour les entreprises, il est possible d'appréhender l'ACV selon différentes logiques. Une première vision se limite à son substrat technique sans se préoccuper de l'implication de l'entreprise dans son développement. La deuxième vision implique une double relation entre l'ACV et l'entreprise. Cette logique sous-entend la participation de l'entreprise dans l'évolution de l'outil : elle englobe les contributions de l'outil à l'entreprise mais aussi la participation des utilisateurs dans son développement. Dans notre thèse nous nous basons sur cette approche élargie pour étudier le rôle de l'entreprise dans la production de l'information environnementale par l'ACV.

Dans le **chapitre II** nous proposons de voir comment le champ théorique de la comptabilité environnementale conçoit la contribution de l'ACV pour l'entreprise ainsi que son interaction avec elle. Ce chapitre montre que les limites de l'ACV peuvent compromettre la validité et la pertinence des résultats qu'elle produit, notamment si l'outil est utilisé pour produire des preuves ou des qualifications au sein de cadres réglementaires. Nous identifions ainsi les approches qui constituent des voies d'amélioration pour l'ACV comme outil de comptabilité environnementale. Nous verrons qu'il n'existe pas d'approches portant sur la contribution de l'entreprise (en tant qu'utilisateur) pour la réalisation d'ACV pertinentes et de qualité. Ces éléments serviront de base pour le travail empirique présent dans la deuxième partie de la thèse.

Partie II : Recherche empirique

Le **chapitre III** récapitule notre méthodologie. Notre volonté de comprendre le processus de production de l'information environnementale par l'ACV et d'interpréter le rôle de l'entreprise dans ce processus nous inscrit ainsi dans une optique interprétativiste. Le chapitre III explique également la pertinence de l'étude de cas choisie et fournit une présentation détaillée de notre démarche de recherche-intervention. Nous présentons également les diverses méthodes de recherche mobilisées pour répondre à notre problématique. Nous avons ainsi eu recours à l'étude de documents, à la mise en œuvre d'un outil de gestion (l'ACV) et à des observations participantes et non-participantes complétées par des entretiens. Nous expliquons comment nous avons employé et combiné ces différentes méthodes de recherche.

Le **chapitre IV** correspond à l'analyse contextuelle réalisée sur l'évaluation de durabilité du biodiesel issu d'huile de palme brésilienne. Dans ce chapitre nous accordons une attention particulière aux enjeux de durabilité de la production d'huile de palme au Brésil en lien avec les exigences de la Directive EnR. Cette analyse est basée principalement sur une étude documentaire et deux missions de terrain réalisées au Brésil. A partir de ce travail, nous tirons un certain nombre de constats importants sur le plan contextuel qui contribuent, par ailleurs, à la modélisation de la filière biodiesel que nous étudions dans le **chapitre V**. Ce dernier présente concrètement et en détail la quantification des émissions de gaz à effet de serre (bilan carbone) du biodiesel issu d'une huile de palme fabriquée au Brésil. L'étude est réalisée à partir données primaires collectées à Agropalma, le plus important producteur d'huile de palme au Brésil dans l'année de l'étude. Les chapitres IV et V nous permettent ainsi d'apporter une réponse à notre problématique concrète relative à la soutenabilité du biodiesel étudiée dans le cadre de la Directive EnR. A partir de ces chapitres nous apportons également un premier élément de réponse quant au rôle de l'entreprise dans la production de l'information en vue de l'application de l'ACV.

Le **chapitre VI** cherche enfin à compléter notre réflexion à partir d'une analyse sur les limites de l'ACV en plaçant en particulier la focale sur les données d'entreprise utilisées dans l'évaluation. Cette analyse traite notamment de la question de la qualité et de la pertinence de l'information environnementale produite à partir de l'ACV. La question de la qualité est discutée à partir d'une analyse des données d'activité effectuée sur la base des indicateurs existants en matière de qualité des données d'ACV. La question de la pertinence est traitée par le biais d'une étude comparative entre l'ACV que nous avons réalisée et une étude similaire présentée par l'ADEME (2010a). Ce chapitre présente également des recommandations pouvant servir à la Commission dans l'optique d'une réflexion sur de futures propositions de modifications de la Directive EnR.

PARTIE I : ANALYSE THEORIQUE

L'ACV COMME OUTIL DE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE POUR L'ENTREPRISE

L'analyse de cycle de vie (ACV) constitue un outil de gestion et plus précisément un outil de comptabilité environnementale pour les entreprises. La recherche sur les outils de gestion est largement réalisée dans une démarche d'action sur le réel et par le biais de la mise en place des outils de gestion au sein des organisations (David, 1996a). Notre recherche s'inscrit dans ce contexte mais elle prend sa place au sein d'un ensemble de travaux déjà réalisés sur l'ACV dans le champ de la comptabilité environnementale. Elle vient également compléter les recherches effectuées dans le champ technique, en se situant au niveau de la gestion pour essayer d'apporter des éléments d'amélioration méthodologique à cet outil. Nous nous appuyons ainsi sur trois champs théoriques dans notre analyse de la littérature : le champ théorique de l'instrumentation de la gestion, le champ de la comptabilité environnementale et le champ théorique spécialisée dans le domaine de l'ACV.

- Le champ théorique de l'instrumentation de la gestion

La mise en perspective de l'ACV par rapport aux approches théoriques sur les outils de gestion est utile pour deux raisons. D'abord pour identifier les variables théoriques pertinentes par rapport au travail que nous menons en comptabilité environnementale. Ensuite, cette mise en perspective nous permet d'introduire les bases de notre travail empirique. En effet, notre approche méthodologique est totalement inspirée des travaux réalisés au sein de ce champ théorique.

- Le champ de la comptabilité environnementale

Les recherches en comptabilité environnementale, principalement dans le contexte français, ont souvent évoqué l'ACV comme technique de comptabilité environnementale pour les entreprises (Labouze et Labouze 1991; Christophe, 1995a ; Antheaume, 1999 ; Schaltegger, 1996 ; Schaltegger, 1997 ; Schaltegger et Burrit, 2001 ; Gray et Bebbington, 2001; Richard, 2009 ; Richard, 2012). Au sein de ces travaux nous identifions des approches critiques sur lesquelles nous pouvons nous asseoir pour justifier la pertinence du travail empirique que nous proposons sur la compréhension du rôle de l'entreprise dans la mise en œuvre de l'ACV.

- Le champ théorique spécialisée dans le domaine de l'ACV

Il est essentiel dans cette thèse de prendre en compte les travaux issus des champs d'ingénierie s'intéressant spécifiquement à l'ACV. D'une part car ces recherches constituent des ressources cruciales pour présenter de façon plus complète les aspects techniques et méthodologiques que nous mettons en évidence. D'autre part car elles nous permettent de nous positionner de façon pertinente par rapport à notre thème de recherche.

A partir de la littérature existante au sein de ces trois champs théoriques, nous essayons de mettre en évidence:

- Le problème concernant la qualité des données au sein des ACV en rapport avec la comptabilité environnementale et l'absence des travaux s'intéressant à l'implication de l'entreprise dans la mise en œuvre de l'outil
- Le problème concernant la pertinence de l'utilisation des informations issues des ACV, principalement dans des cadres réglementaires

Le chapitre I présente les notions conceptuelles et contextuelles essentielles de l'ACV. Cette description est suivie d'une présentation de l'ACV dans la sphère de l'entreprise en lien avec les concepts sur les outils de gestion. Nous mettons en évidence que, en tant qu'outil de gestion, l'ACV peut être perçue de différentes manières dans son rapport avec l'entreprise. Une première vision se limite à son substrat technique, c'est à dire qu'elle se restreint aux apports de l'ACV à l'entreprise sans se préoccuper du rôle de l'entreprise dans son développement. La deuxième vision implique une double relation entre l'ACV et l'entreprise. Cette logique implique la participation de l'entreprise dans l'évolution de l'outil : elle englobe les contributions de l'outil à l'entreprise mais aussi la participation des utilisateurs dans son développement. Nous nous appuyons sur cette deuxième vision pour développer notre

discussion dans le chapitre II. Ce dernier s'intéresse particulièrement aux limites de l'ACV en tant qu'outil de comptabilité environnementale. Notre objectif est de montrer que les limites de l'ACV peuvent compromettre la validité et la crédibilité des résultats qu'elle produit, notamment si l'outil est utilisé pour produire des preuves ou des qualifications au sein de cadres réglementaires. Nous identifions alors les approches qui constituent des voies d'amélioration pour l'ACV comme outil de comptabilité environnementale. Parmi les solutions identifiées, il n'y a pas d'approche s'intéressant à la contribution de l'entreprise (en tant qu'utilisateur) pour la réalisation des ACV pertinentes et de qualité. Ces éléments serviront de base pour le travail empirique que nous proposons dans la deuxième partie de la thèse.

CHAPITRE I

ACV : UN OUTIL DE GESTION

L'analyse de cycle de vie (ACV) a pour objectif d'informer sur les aspects environnementaux des produits (biens et services au sens large). Ces informations peuvent être utiles aux entreprises dans la gestion de leurs activités (Jolliet *et al.*, 2010).

Dans ce premier chapitre nous montrons les liens entre l'ACV et le monde de l'entreprise. Cet objectif nous renvoie logiquement à la littérature sur l'instrumentation de la gestion qui s'intéresse aux effets et aux usages des outils pour l'action organisée et le développement de nouvelles capacités de gestion (Moisdon, 1997). Le courant de recherche relatif aux outils de gestion nous permet de présenter le rapport entre l'ACV et l'entreprise mais aussi d'identifier les variables théoriques potentiellement pertinentes sur lesquelles nous nous appuierons pour développer la suite de notre travail en comptabilité environnementale.

Toutefois, une lecture adaptée de l'ACV en sciences de gestion s'avère, à notre sens, difficile sans décrire certaines notions conceptuelles et contextuelles de la méthodologie. L'ACV constitue un objet d'étude assez technique. Les travaux de référence sur ce sujet proviennent, pour la plupart, de sciences dites « dures », qui s'intéressent davantage aux dimensions matérielles et techniques de l'outil. De plus, l'évolution de l'ACV s'insère dans un contexte beaucoup plus large que celui des organisations. Ce contexte implique la recherche (notamment ingénierique) mais aussi les gouvernements, les consommateurs, les ONG, etc. C'est pourquoi nous avons effectué le choix de présenter un certain nombre d'éléments de compréhension de l'ACV dans la première section de ce chapitre. Cet aperçu général a pour but principal de situer le lecteur par rapport aux multiples applications possibles de l'outil dans l'aide à la décision : l'ACV est utile pour les entreprises mais aussi pour les pouvoirs publics et pour le grand public. Leurs motivations pour l'usage de l'ACV ne sont, d'ailleurs, pas déconnectées les unes des autres.

Une fois ces éléments de compréhension présentés, nous passons, de manière plus aisée, à la présentation de l'ACV dans la sphère de l'entreprise. Dans la deuxième section, nous présentons l'ACV à travers ses trois composantes d'instrument de gestion : la dimension technique, la philosophie gestionnaire et la rationalité limitée (Hatchuel et Weil, 1992). Ensuite, nous mettons face à face deux courants opposés en matière d'outils de gestion. L'idée ici est de montrer que, comme tout outil d'action pour les entreprises, il est possible de lire l'ACV selon différentes logiques. Nous montrons ces différentes manières d'appréhender cet outil dans son rapport avec l'entreprise.

I.1. ELEMENTS DE COMPREHENSION DE L'ACV

L'ACV est un objet technique par principe (ISO, 2006a). Aujourd'hui, la plupart des ACV sont effectuées par des cabinets spécialisés et on parle même de qualification des experts en ACV². Dans notre thèse nous avons eu besoin de comprendre ces aspects techniques pour réaliser notre étude. Nous allons voir dans le déroulement de ce document que cette démarche a demandé un investissement considérable de notre part. Inversement, les concepts et principes d'une ACV sont plutôt simples, mais essentiels à découvrir avant de s'engager dans la compréhension des questions théoriques autour de l'outil.

En partant de la littérature technique, nous proposons dans cette section la présentation de certains éléments de cadrage et les principes de l'ACV ainsi que son historique et son contexte d'application.

I.1.1. Définition et éléments de cadrage

Conformément à la définition des normes internationales (ISO, 2006a) l'ACV est définie comme une « *compilation et évaluation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produit au cours de son cycle de vie* » (p.2). En d'autres termes, l'ACV quantifie les impacts environnementaux d'un produit en prenant en compte l'ensemble des étapes de son cycle de vie, c'est à dire de la production de matières premières nécessaires à sa fabrication jusqu'à sa fin de vie en passant par toutes les étapes intermédiaires (l'usinage, la distribution, l'utilisation, le recyclage, etc.).

² En France, plusieurs formations sont actuellement proposées pour la qualification des experts en ACV. Voir par exemple celle de la Plateforme Avnir (<http://www.avnir.org/FR/Nos-activites-24.html>).

L'ACV peut à la fois être considérée comme un « outil », une « méthodologie » (Guinée *et al.*, 2002 ; Jolliet *et al.*, 2010), une « méthode » (UNEP, 1996) ou un « instrument technique » (ISO, 2006a). Les notions sont voisines mais le choix des mots par les auteurs ne paraît pas neutre.

Les travaux de référence sur l'ACV issus de la littérature spécialisée (Guinée *et al.*, 2002 ; Jolliet *et al.*, 2010) utilisent le terme « outil » pour parler de l'ACV comme outil d'aide à la décision ou « méthodologie » pour parler de son substrat technique (Cf. Section I.2.1.1). Jolliet *et al.* (2010) définissent l'ACV comme un *outil* qui « *évalue l'impact environnemental d'un produit, d'un service ou d'un système en relation à une fonction particulière et ceci en considérant toutes les étapes de son cycle de vie. Cet outil est avant tout employé pour comparer les charges environnementales de différents produits, processus ou systèmes entre eux, ainsi que les différentes étapes du cycle de vie d'un produit.* » (p.7). La notion d'outil, définie par David (1996a) comme « *...un amplificateur des capacités humaines* » (p.10), est très répandue pour traiter des outils de gestion. Le terme « outil » est ainsi fréquemment utilisé par les auteurs s'intéressant à l'ACV dans le champ des sciences de gestion, c'est particulièrement le cas de la littérature en comptabilité environnementale, comme nous le verrons dans le chapitre II.

Les scientifiques qui travaillent dans des domaines plus techniques utilisent plus fréquemment les termes de « méthodologie » ou de « méthode » pour traiter de l'ACV. L'UNEP (1996, p.11) définit le terme méthodologie, dans le cadre de l'ACV, comme un « *ensemble des règles appliquées* » lors d'une étude ACV »³: relatives aux données à collecter, aux règles de calculs et à la façon d'interpréter les résultats. Le terme « instrument technique » est également soutenu par les normes internationales (ISO, 2006a ; 2006b) qui présentent l'ACV en tant qu'instrument scientifique et technique qui sert à fournir des informations sur les impacts environnementaux des produits associés à leur cycle de vie. Ce terme paraît être le moins répandu auprès des praticiens et scientifiques travaillant sur l'ACV, probablement à cause de la notion relativement réductrice du terme à côté de la diversité d'applications possibles et des aspects théoriques liés à la méthodologie.

Dans cette thèse, nous suivons les travaux de référence sur l'ACV sur le choix de la terminologie. Nous utilisons le terme « outil » pour traiter de l'ACV de manière générale.

³ Cette définition est très proche de celle de « méthode scientifique » présentée dans le dictionnaire Larousse qui la définit comme: « *un ensemble ordonné de manière logique de principes, de règles, d'étapes, qui constitue un moyen pour parvenir à un résultat* ».

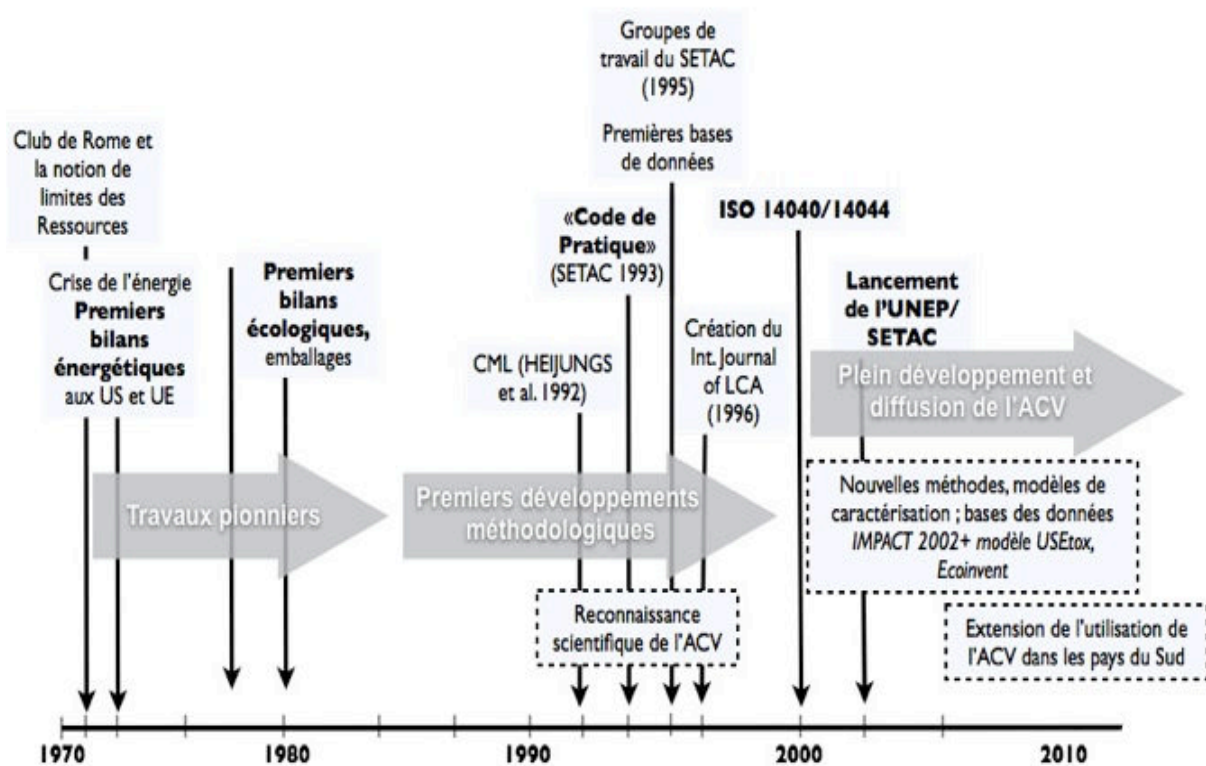
Nous employons, néanmoins, le terme « méthodologie » lorsque nous approfondissons la discussion sur les aspects méthodologiques de l'ACV. Nous préférons parler de « méthodologie ACV » que de la notion voisine de « méthode ACV » afin d'éviter toute confusion entre « la méthode ACV » et « les méthodes d'ACV⁴ ».

I.1.2. L'historique de l'ACV

C'est avec l'émergence de la problématique du développement durable qu'est né l'intérêt pour l'ACV. L'approche du bilan s'est généralisée d'abord sous la forme d'approches essentiellement énergétiques dans les années 1970, avec d'une part la fondation du Club de Rome et ses réflexions sur la limite des ressources, et d'autre part avec la crise énergétique qui a imposé la préoccupation sur l'affaiblissement des ressources fossiles (Gabathuler, 1997). Les premiers bilans écologiques (avec la prise en compte des catégories d'impact autres que l'épuisement des ressources en énergie) ont été réalisés en 1984 pour les matériaux d'emballage avec la méthode des Volumes Critiques, une des premières méthodes de caractérisation des impacts (Bus, 1984 dans Jolliet *et al.*, 2010). À partir de là, la méthodologie a connu des développements plus poussés avec une préoccupation marquante sur sa normalisation. Cette évolution est marquée par trois niveaux de développement historique illustrés dans la figure 3.

⁴ L'ACV nécessite de méthodes de caractérisation des impacts conçues spécialement pour être utilisées dans son cadre d'application. Ces méthodes sont présentées dans la Section I.2112.

Figure 3. Historique et évolution de l'ACV



Source : adapté de Vargas (2008).

Dans les années 1990, le processus de normalisation de l'ACV a démarré avec une forte demande internationale d'harmonisation des méthodologies (Gabathuler, 1997) grâce, notamment, aux développements conceptuels de la Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales : SETAC (Klöpffer, 2006). La SETAC agit sur le plan scientifique de l'ACV depuis les années 1990 avec des développements méthodologiques réalisés par différents groupes de travail. Cet organisme a développé, par exemple, un code de conduite (SETAC, 1993) qui inclut la définition des terminologies et certaines règles pour la mise en pratique de l'ACV. À partir de là, l'Organisation Internationale de Normalisation ISO, qui élabore les normes dans des domaines technologiques⁵, a pris la direction de ce processus qui a abouti, en 2000, à la publication des normes ISO traitant de l'ACV (dans la série de normes 14000 concernant les systèmes de management environnementale) : ISO 14040 à ISO 14044 (Klöpffer, 2006). L'ACV constitue le seul outil d'évaluation environnementale normalisé au niveau international à l'heure actuelle.

⁵ L'Organisation Internationale de Normalisation ISO élabore les normes dans un cadre volontaire dans des domaines technologiques, mais ces normes sont souvent adoptées par les pays dans leur cadre réglementaire (Jolliet *et al.*, 2010).

En ce qui concerne la reconnaissance scientifique de la méthodologie, celle-ci a été marquée bien avant sa normalisation avec la publication du référentiel méthodologique de l'Institut des Sciences Environnementales à l'Université de Leiden (CML)⁶ (Gabathuler, 1997) et les développements de la SETAC (Klöpffer, 2006), institutions d'où sont issus un bon nombre des chercheurs reconnus de la communauté scientifique en ACV. La CML 92 a été la première méthode orientée sur les impacts environnementaux dans la pensée de cycle de vie. Elle a servi de base à plusieurs développements méthodologiques par la suite. Les premiers logiciels de calcul sont aussi apparus à partir des années 1990 (Gabathuler, 1997) et les bases de données à partir de 1995. La première revue scientifique internationale dédiée complètement à l'ACV, le *Journal of Life Cycle Assessment (JLCA)*⁷, a été créée en 1996 (Vargas, 2008).

À partir des années 2000, les développements méthodologiques de l'ACV se sont accélérés, notamment en Europe avec la création des méthodes de caractérisation des impacts du CML (LCIA : *life cycle impact assessment* en anglais) et aux Etats-Unis avec les évolutions conceptuels de la SETAC (Gabathuler, 1997). En 2002, avec le partenariat de la SETAC, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) a créé l'Initiative pour le Cycle de Vie (Life Cycle Initiative)⁸ visant également le développement des méthodes de caractérisation des impacts ainsi que la diffusion et l'harmonisation de la méthodologie⁹ (Udo de Haes *et al.*, 2002).

Actuellement, il existe une forte diffusion de l'ACV dans d'autres régions du globe y compris dans les pays en développement à travers l'Initiative pour le Cycle de Vie (qui organise et co-organise divers ateliers et conférences sur l'ACV spécialement dans des pays en développement) et aussi des associations spécialisées (par exemple, Australian Life Cycle Society – ALCAs, LCA Society of Japan – JLCA, Korean Society for LCA – KSLCA, Indian Society for LCA – ISLCA) (Fava *et al.*, 2007 ; Vargas, 2008).

⁶ Heijungs *et al.*, 1992: Environmental Life Cycle Assessment of Products, Guide and Backgrounds.

⁷ <http://www.springer.com/environment/journal/11367>

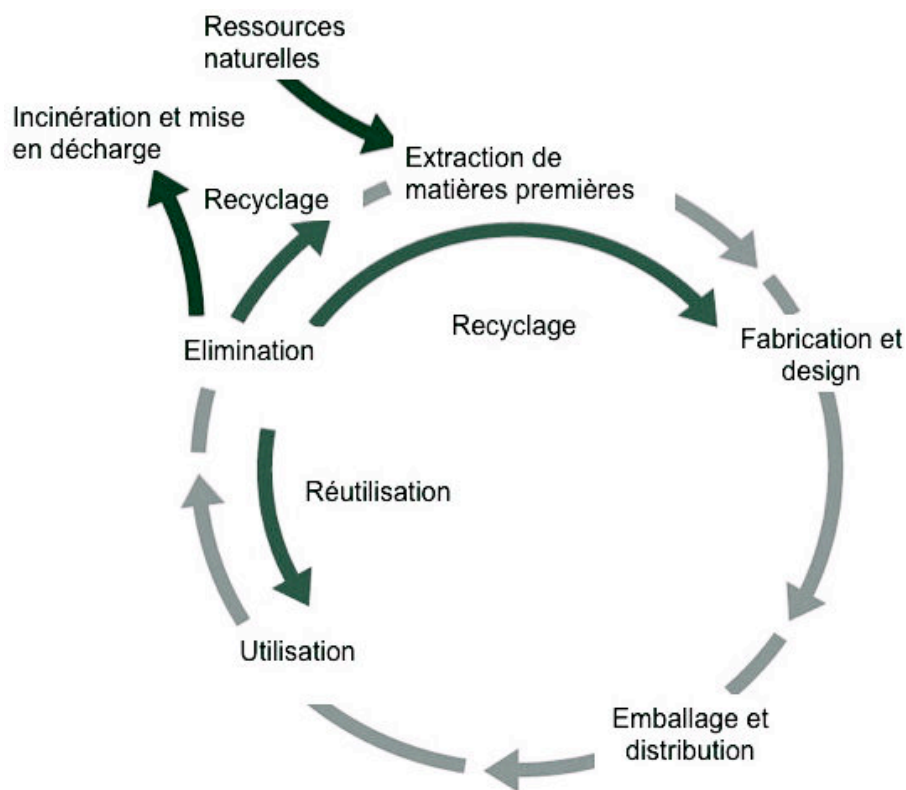
⁸ <http://www.lifecycleinitiative.org/>

⁹ Cinq objectifs ont été annoncés au moment de la création de l'Initiative pour le Cycle de Vie (le 28 Avril 2002, à Prague) : 1) Échanger des informations sur les conditions d'application de l'ACV et du concept du cycle de vie; 2) Objectif général 2: échanger des informations sur l'interface entre l'ACV et d'autres outils d'évaluation ; 3) mettre en œuvre des activités éducatives relatives à l'ACV et au concept du cycle de vie ; 4) promouvoir le développement et amélioration de la disponibilité des données et des méthodes d'ACV ; 5) fournir des orientations sur l'utilisation des données et des méthodes d'ACV (Udo de Haes *et al.*, 2002).

I. 1.3. L'ACV et le concept du cycle de vie

L'ACV s'insère dans un cadre de réflexion large qui est celui du concept ou de la pensée du cycle de vie (*life cycle thinking*) (UNEP, 2007). Selon l'UNEP (2007), la pensée du cycle de vie correspond à la logique de production et consommation durable dans laquelle les aspects économiques, sociaux et environnementaux sont pris en compte pendant tout le cycle de vie d'un produit (Figure 4).

Figure 4. Les étapes du cycle de vie d'un produit



Source : UNEP (2007).

Chaque étape du cycle de vie du produit représentée dans la figure 4 (extraction de matières premières, fabrication, emballage et distribution, utilisation et l'élimination) consomme des ressources naturelles et génère des impacts négatifs. La logique de la pensée du cycle de vie consiste à revisiter les modes de production de manière à identifier et minimiser la consommation de ressources et à réduire les impacts environnementaux, économiques et sociaux des produits.

L'idée principale de cette approche « produit » est fondée sur la responsabilité élargie, c'est-à-dire une responsabilité qui dépasse l'échelle du site de production et qui prend en compte des problèmes ayant lieu tout au long de la chaîne de valeur. Dans cette perspective, l'ACV

est un outil qui permet d'opérationnaliser la pensée du cycle de vie dans sa dimension environnementale¹⁰. En identifiant les zones critiques par lesquelles la performance environnementale d'un produit peut être améliorée, l'outil peut contribuer à la mise en place de solutions significatives pour minimiser l'utilisation de ressources naturelles et réduire les déchets/émissions polluantes vers l'environnement (UNEP, 2007). Le tableau suivant présente les potentialités d'amélioration de la performance environnementale des produits par étape du cycle de vie à partir des informations obtenues par une ACV.

Tableau 1. Potentialités d'amélioration de la performance environnementale des produits à partir des informations de type ACV

Extraction de matières premières	Réparation, réutilisation et réduction (par dématérialisation) : Il faut mieux concevoir des services au lieu des produits. Un exemple courant est celui de l'entreprise Xerox qui ne vend pas de photocopieuses, elle les loue.
Fabrication et design	Redesign du produit et remplacement de substances dangereuses: il s'agit de réduire au maximum la quantité de matériaux utilisés pour obtenir la même fonction du produit – utiliser de matériaux recyclés, supprimer les toxiques dans la fabrication, minimiser les déchets de production, minimiser la diversité des matériaux afin de faciliter le recyclage .
Emballage, distribution et utilisation	Réduction de la consommation d'énergie et la production et réduction du poids du produit pour toutes les applications ou des déchets lors de l'utilisation.
Élimination et fin de vie	Recyclage : il faut penser le produit pour qu'il soit recyclable, et le rendre le produit réutilisable, démontable (pour éventuellement réutiliser certaines parties). Il faut tenter d'allonger la vie du produit, en particulier si l'impact de l'étape de production est plus important que celui de l'étape d'utilisation.

Source : Adapté de Jolliet *et al.* (2010).

Notons, néanmoins, que l'opérationnalisation de la pensée du cycle de vie n'est pas forcément conditionnée à la mise en place des outils. Par exemple, un acteur de la distribution soucieux de contribuer au développement durable peut privilégier la mise à la disposition des consommateurs de produits labélisés selon des standards sociaux et environnementaux reconnus. Cette attitude le place dans une logique de pensée de cycle de vie, sans faire l'usage des outils d'évaluation particuliers.

¹⁰ Nous verrons dans la section I.1.4.1 qu'il existe d'autres outils permettant d'opérationnaliser la pensée du cycle de vie.

Dans la suite, nous présentons trois principes de base de l'ACV qui régissent l'outil dans la logique de la pensée du cycle de vie. Ces trois principes sont : l'approche fonctionnelle, le focus sur le produit et l'évaluation multicritères.

I.1.3.1. L'approche fonctionnelle

L'ACV examine le service rendu par un produit et non le produit lui-même. Cette approche fonctionnelle est ce qui permet la comparaison des impacts environnementaux de deux (ou plus) produits analogues ou différents fournissant la même fonction de base. Il s'agit de la fonction de référence ou unité fonctionnelle à laquelle sera rapporté l'ensemble des impacts quantifiés (Guinée *et al.*, 2002 ; Jolliet *et al.*, 2010). Par exemple, dans le cas d'une peinture, l'unité fonctionnelle peut être la couverture opaque d'une certaine surface de mur intérieur (1 m²) pendant une durée déterminée (5 ans) ; dans le cas d'un carburant, la fonction rendue peut être la distance parcourue (1 km) ou l'énergie de combustion disponible (1 MJ).

I.1.3.2. Le focus sur le produit

Comme le montre la figure 4, l'ACV est une approche qui englobe le cycle de vie d'un produit : les phases extraction, fabrication, distribution, utilisation et élimination en fin de vie du produit. Cette approche permet d'éviter des transferts de pollution d'une étape à l'autre.

L'ACV pourrait porter sur le « cœur » d'une entreprise, en considérant uniquement ses activités de production, mais cela pose certains risques dans la pratique. Comme l'affirment Jolliet *et al.* « (...) ceci ne donne pas une vue générale du système étudié et peut conduire à des résultats biaisés » (p.10). Par exemple, une entreprise soucieuse de respecter l'environnement décide de changer une matière première de son produit en vue d'améliorer la performance environnementale de son site de production ; ce choix a pourtant un impact plus fort ailleurs si ce matériel ou substance est rare et difficilement valorisable en fin de vie du produit. Résultat : l'entreprise diminue l'impact de son site de production mais l'effet global du produit sera pire pour la conservation de l'environnement. Pour cette raison, l'une des caractéristiques majeures de l'ACV est la prise en compte de l'ensemble des activités nécessaires à la réalisation du produit : celles situées en amont de l'entreprise et celles situées en aval telles que l'utilisation du produit et le traitement des déchets.

I.1.3.3. L'évaluation multicritères

L'approche globale (multi-étapes) que nous venons de présenter vise à éviter les transferts de pollution d'une étape à l'autre. Similairement, l'aspect multi-critères a pour but d'éviter les transferts de pollution, mais entre les différents types impacts. Par exemple, une évaluation de type ACV visant uniquement à quantifier les émissions de gaz à effet de serre (GES) d'un produit peut être peu efficace pour apporter des réponses d'amélioration en matière de performance environnementale (Jolliet *et al.*, 2010). Les solutions apportées pourront être pertinentes pour minimiser les émissions mais ne vont pas forcément avoir d'influence positive sur les consommations d'eau ou les émissions toxiques d'un produit : elles risquent même de les augmenter. Une étude ACV vise donc généralement la prise en compte de plusieurs catégories d'impact sur l'environnement : épuisement de ressources, changement climatique, eutrophisation, etc. (Figure 6, Section I.2.1.1.1).

I.1.4. L'ACV dans l'aide à la décision

En fournissant des informations sur les impacts environnementaux des produits, l'ACV constitue un outil d'aide à la décision de plus en plus répandu parmi les acteurs publics et privés (Grisel et Osset, 2004). Cet outil peut aider à répondre à des objectifs opérationnels ou stratégiques à un niveau micro ou macroéconomique par rapport à différentes questions (gestion de déchets, design et amélioration du produit, etc.). Dans cette sous-section, nous montrons les divers usages possibles de l'ACV dans l'aide à la décision par rapport aux catégories d'acteurs qui l'utilisent. Toutefois, dans l'optique de situer le rôle de l'ACV dans ce processus, nous allons d'abord présenter les principaux outils d'évaluation et leurs différences principales par rapport à l'ACV.

I.1.4.1. Un outil d'évaluation parmi d'autres

L'ACV permet de mettre en pratique la pensée du cycle de vie mais elle n'est pas le seul outil s'inscrivant dans cette approche. Nous pouvons citer notamment l'Analyse du Coût du Cycle de Vie (CCV) qui permet de connaître le coût de production d'un produit pendant toute sa durée de vie et l'Analyse du Cycle de Vie Sociale (ACV Sociale) qui permet également de mesurer les impacts sociaux tout au long du cycle de vie (Almeida, 2009 ; UNEP, 2009a ; Benoît *et al.*, 2010). Un outil d'évaluation plus large, combinant les dimensions environnementale, socio-économique et financière des produits, est actuellement soutenu par l'Initiative pour le cycle de vie de l'UNEP/SETAC. L'évaluation de durabilité du cycle de vie

(*Life Cycle Sustainability Assessment LCSA* en anglais) propose la combinaison de l'ACV (environnementale), la CCV et l'ACV Sociale (UNEP, 2011b).

En outre, d'autres approches d'évaluation (qui ne s'inscrivent pas dans la logique du cycle de vie) telles que l'étude d'impact environnementale (EIE), l'analyse de risque (AR) et l'analyse des flux d'une substance (AFS) visent également une évaluation d'impact au niveau environnemental. Ces approches s'appliquent, néanmoins, à l'échelle locale ou régionale. Le tableau suivant recense les principales méthodologies d'évaluation d'impact ainsi que l'objet, l'échelle et les types d'effets considérés par ces outils.

Tableau 2. Caractéristiques principales des outils d'évaluation d'impact

Outil	Objet	Echelle	Effets considérés
ACV (Analyse de cycle de vie)	Produit, service ou processus	Globale ou régionale (cycle de vie)	Effets environnementaux multiples
Bilan Carbone (ACV monocritère)	Produit, service ou processus	Globale ou régionale (cycle de vie)	Emissions de gaz à effet de serre (GES) : Changement climatique
ASCV (Analyse Sociale du cycle de vie)	Produit, service ou processus	Globale régionale, ou locale (cycle de vie)	Effets sociaux multiples
ACCV (Analyse de coût en cycle de vie)	Produit, service ou processus	Globale ou régionale (cycle de vie)	Coûts liés aux aspects environnementaux
ADCV (Analyse de durabilité du cycle de vie)	Produit, service ou processus	Globale ou régionale (cycle de vie)	Effets multiples
AFS (Analyse des flux d'une substance)	Substance polluante	Globale ou régionale (cycle de la substance)	Pas d'effet : substance unique
EIE (Etude d'impact environnemental)	Nouvelle activité	Locale	Effets locaux (variables selon l'étude)
AR (Analyse de risque)	Installation ou produit chimique	Régionale ou locale	Toxicité
AFM (Analyse de flux de matière)	Matériau, matière première	Nationale ou régionale	–

Source : adapté et complété de Jolliet *et al.* (2010).

Les outils s'inscrivant dans la pensée du cycle de vie et les approches d'évaluation du type « *site* » peuvent souvent être utilisés de manière complémentaire lors d'une prise de décision. Une ACV à but comparatif, par exemple, peut servir à l'amélioration d'un produit mais cette

décision d'amélioration combine souvent les résultats de l'ACV sur les aspects environnementaux avec d'autres éléments comme les implications économiques, techniques, sociales, etc. Chaque outil a ainsi son objectif spécifique. Certains outils peuvent produire des informations complémentaires à celles d'une ACV tandis que d'autres consistent en une application partielle (par exemple le bilan carbone) ou plus large (ADCV) de l'ACV (Jolliet *et al.*, 2010) :

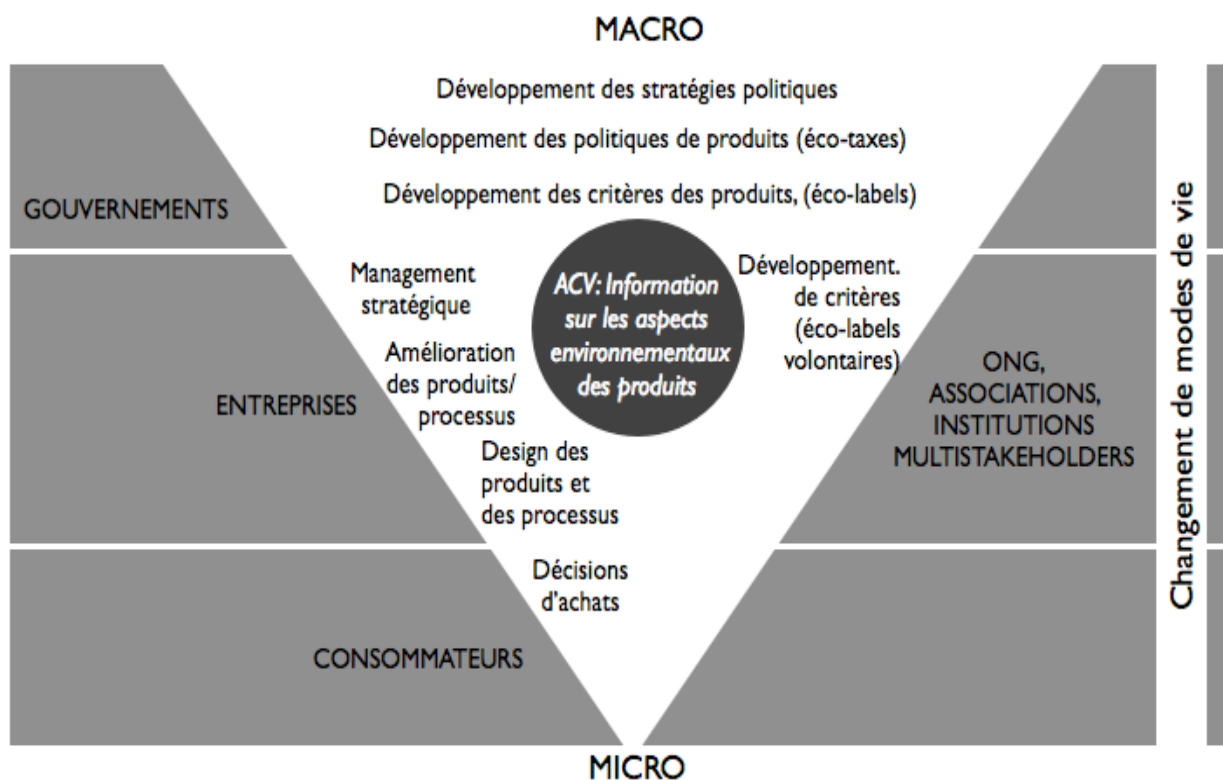
- Bilan carbone : le bilan carbone consiste en la réalisation d'une ACV monocritère : l'évaluation est centrée uniquement sur la quantification des émissions de gaz à effet de serre (catégorie changement climatique) ;
- ACV Sociale : elle évalue les incidences sociales et socio-économiques du cycle de vie d'un produit à l'aide des données génériques et spécifiques au site : l'outil peut identifier, par exemple, les différences de salaire des travailleurs d'une étape à l'autre ou les étapes du cycle de vie où les conditions de travail posent des problèmes (UNEP, 2009a) ;
- Analyse de coût en cycle de vie (ACCV) : elle permet de déterminer les flux financiers sur tout le cycle de vie du produit. L'outil peut être utilisé de façon analogue à l'ACV car l'ACCV se rapporte à la même unité fonctionnelle et utilise les mêmes flux de référence que ceux calculés dans une ACV ;
- Analyse de durabilité du cycle de vie (ADCV) : elle propose l'intégration de l'ACV, de l'ASCV et de l'ACCV (UNEP, 2011b) ;
- Analyse des flux d'une substance (AFS) : elle se focalise sur le transfert d'une seule substance (par exemple, mercure) ou d'un groupe de substances (par exemple, les composés azotés) vers divers milieux (air, eau et sol) ;
- Étude d'impact environnemental (EIE) : elle vise l'évaluation d'un site spécifique ou d'un projet dans un lieu précis. Les outils de type EIE sont très souvent intégrés dans les législations nationales ;
- Analyse de risque (AR) : elle a pour objectif d'évaluer la toxicité humaine et l'écotoxicité. L'AR peut évaluer si les concentrations de substances sont inférieures à des concentrations de non-effet, considérées comme sûres ;

- Analyse de flux de matière (AFM) : elle comptabilise les flux de matière (papier, plastique, verre, béton, etc.) ou des composées techniques dans une région donnée.

I.1.4.2. Différents acteurs, plusieurs usages

Trois groupes d'acteurs majeurs sont associés à l'usage de l'ACV dans le processus d'aide à la décision : le gouvernement, les entreprises et les consommateurs (Figure 5) (UNEP, 1996 ; UNEP, 1999 ; Grisel et Osset, 2004).

Figure 5. Acteurs et usages de l'ACV – relation *top-down*



Source : élaboré à partir de Grisel et Osset (2004).

La figure 5 illustre les différents usages de l'ACV. Ces usages sont différents pour chaque catégorie d'acteurs présentée, mais ces catégories ne sont pas déconnectées les unes des autres. Par exemple, en excluant un produit ou certains de ses composants du marché ou en imposant de nouvelles conditions à la mise du produit sur le marché du produit, les gouvernements obligent ou incitent les entreprises à s'adapter. Ces dernières feront ainsi usage des informations environnementales pour changer leurs stratégies et trouver des solutions d'amélioration de la performance environnementale des produits. Inversement, les entreprises peuvent s'engager dans des actions volontaires à partir des informations produites par les ACV dans le but d'anticiper la réglementation. Les modes de consommation seront,

dans tous les cas, influencés à travers la disponibilité sur le marché d'un nombre plus large de produits considérés comme respectueux de l'environnement (relation *top-down*). Pour réaliser leurs décisions d'achat, les consommateurs peuvent utiliser les informations disponibles sur les ACV des produits, notamment celles correspondant aux étiquettes vertes (écolabels). L'ACV peut, toutefois, avoir des nombreuses applications pour les gouvernements et pour les entreprises, comme nous le présentons dans les points suivants.

Nous traitons ici juste de l'ACV dans le processus de décision publique, car une section entière est consacrée à la relation entre l'ACV et l'entreprise par la suite.

L'ACV dans le processus de décision publique

Dans le processus de décision publique, les ACV peuvent contribuer à la formulation de politiques et à la prise de décision en matière de réglementation environnementale (Grisel et Osset, 2004). Les gouvernements utilisent les informations issues des ACV dans le cadre de l'élaboration des différents instruments politiques affectant la vie des acteurs économiques et des consommateurs : par exemple, par l'harmonisation de la réglementation, par des ententes volontaires, des taxes et subventions. Ils peuvent ainsi encourager l'établissement de prix qui reflètent les coûts des dommages causés à l'environnement et apporter un soutien aux marchés de produit et services « écologiquement préférables » (UNEP, 1996 ; UNEP, 1999).

Les actions gouvernementales faisant usage des informations de type ACV sont de plus en plus courantes, notamment à l'échelle européenne. Ces actions se manifestent principalement par le biais des Directives Européennes¹¹ qui font mention ou qui exigent directement l'application des études ACV :

- la Directive 94/62/CE relative aux emballages et déchet d'emballages (Commission Européenne, 1994) ;
- la Directive 2002/91/CE sur la performance énergétique des bâtiments (Commission Européenne, 2002) ;
- la Directive 2006/32/CE relative à l'efficacité énergétique dans les utilisations finales et aux services énergétiques (Commission Européenne, 2006) ;

¹¹ D'après Antheaume et Christophe (2005), plus de 200 Directives et règlements européens ont été adoptés dans le domaine de l'environnement depuis les années 60.

- la Directive 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (Commission Européenne, 2009a).

En ce qui concerne plus spécifiquement le contexte français, un exemple récent est celui de l'affichage environnemental¹². Il s'agit d'un mécanisme qui donne l'accès aux consommateurs à une information environnementale « cycle de vie » et multicritères des produits. La France est en train de mettre en place ce dispositif dans le cadre du Grenelle Environnement¹³.

I.2. L'ACV ET L'ENTREPRISE : UNE LECTURE A PARTIR DES CONCEPTS PROPRES AUX OUTILS DE GESTION¹⁴

Dans la section précédente, nous avons vu que l'ACV est un outil d'aide à la décision qui contribue à déterminer les priorités d'action par rapport aux aspects environnementaux d'un produit dans les sphères publique, privée et même à l'échelle individuelle du consommateur. Maintenant nous allons voir que, à l'échelle de l'entreprise, l'ACV constitue un outil de gestion. Il ne s'agit pas d'un outil conçu spécifiquement pour l'entreprise mais l'ACV devient un outil de gestion lorsqu'elle participe aux trois grands actes de gestion : déléguer, évaluer et coordonner (Hatchuel et Moisdon, 1993).

Les outils de gestion peuvent être très divers sur le fond comme sur la forme (des tableaux de bord, des scores, des bases de données, des indicateurs, des plannings, des modèles de production, etc.). Moisdon (1997), souvent utilisé comme référence dans ce champ d'étude, définit un outil de gestion comme « *un ensemble de raisonnements et de connaissances reliant de façon formelle un certain nombre de variables issues de l'organisation, qu'il s'agisse de quantités, de prix, de niveaux de quantité ou de tout autre paramètre, et destiné à*

¹² <http://affichage-environnemental.afnor.org/> (accédé le 15 avril 2013).

¹³ Le Grenelle Environnement a été mis en place par le gouvernement français en 2007 en vue de définir des priorités d'action en matière de protection de l'environnement et de développement durable sur la base des consensus. En 2008, le Grenelle 1 a défini les objectifs du Grenelle. Depuis 2009, la deuxième phase (Grenelle 2) vise l'opérationnalisation du Grenelle à partir des actions concrètes. (<http://www.developpement-durable.gouv.fr/-Qu-est-ce-que-le-Grenelle-de-l-.html>).

¹⁴ Les outils de gestion sont aussi nommés « techniques managériales » (Hatchuel et Weil, 1992), « innovations managériales » (David, 1996a, 1996b) ; « dispositifs de gestion » (Moisdon, 1997), « instruments de gestion » (Gilbert, 1998), etc.

instruire divers actes classiques de la gestion, que l'on peut regrouper sous les termes de la trilogie : prévoir, décider, contrôler »¹⁵ (p.7).

Dans cette section, nous ne prétendons pas donner une vision exhaustive des approches théoriques sur les outils de gestion. Notre objectif est, dans un premier temps, d'introduire l'ACV à partir des concepts élémentaires par rapports aux composantes de tout outil de gestion pour pouvoir ensuite montrer les différentes façons d'appréhender l'ACV selon les différents courants du champ de l'instrumentation.

I.2.1. Un outil à trois composantes

Les points suivants sont dédiés à la présentation de l'ACV selon les trois composantes d'un outil de gestion : le substrat technique (dimension matérielle ou conceptuelle de l'outil), la philosophie gestionnaire et la vision simplifiée de l'organisation (Hatchuel et Weil, 1992).

I.2.1.1. La dimension technologique et matérielle

La dimension technologique et matérielle se rapporte au substrat technique, c'est à dire, les éléments théoriques et techniques guidant et/ou sur lesquels s'appuient l'outil (Hatchuel et Weil, 1992). Il s'agit tout simplement des « *symboles qui rendent sa représentation possible, et ce sont aussi les éléments concrets qui permettent son fonctionnement* » (David, 1998a, p.54).

L'ACV est constituée des procédures méthodologiques de la norme ISO qui conduisent son application mais aussi des besoins matériels et techniques nécessaires à sa mise en œuvre. Le tableau suivant présente les procédures normées ainsi que les besoins matériels relatifs aux étapes de réalisation d'une ACV. Ces deux éléments majeurs concernant le substrat technique de l'ACV sont décrits par la suite.

¹⁵ David (1998a), présente une conception plus large d'outil de gestion : « *dispositif formalisé permettant l'action organisée* ». Dans cette conception on peut considérer aussi une gamme encore plus large d'outils de gestion tels que de contrats d'objectifs, entretiens d'appréciation, groupes de travail, etc.

Tableau 3. Éléments théoriques et techniques de l'ACV

Procédures structurelles (ISO 14040-44)	Besoins matériels et techniques
1. Définition des objectifs et du champ de l'étude	-
2. Inventaire des émissions et des extractions	<ul style="list-style-type: none"> • Données d'ACV (données d'activité et données scientifiques)
3. Analyse de l'impact	<ul style="list-style-type: none"> • Données d'ACV (données scientifiques) • Méthodes d'évaluation d'impact • Logiciels de calcul
4. Interprétation	-

I.2.1.1.1. Les procédures structurelles de la norme ISO 14040-14044

En accord avec la norme ISO 14040-14044 (2006a ; 2006b)¹⁶, la réalisation d'une ACV est constituée de quatre étapes : (1) la définition des objectifs, (2) l'inventaire des extractions et des émissions, (3) l'analyse d'impact et (4) l'interprétation. D'après Jolliet *et al.* (2010) les procédures structurelles dictées par la norme ISO sont essentielles car elles facilitent la communication des résultats, la revue critique et le développement de l'ACV.

La définition des objectifs et du champ de l'étude

La première étape d'une étude ACV est la définition des objectifs et du champ de l'étude. Cette phase définit le système du produit et la façon dont l'étude ACV doit être conduite. L'objectif à atteindre conditionne fortement les choix méthodologiques à effectuer lors de l'étude et détermine également son niveau de détail. Une attention beaucoup plus importante est nécessaire pour une étude visant une certification, par exemple, que pour une étude visant uniquement une utilisation en interne (par exemple, amélioration d'un produit); pour le premier cas une analyse critique indépendante doit normalement avoir lieu tandis que pour le deuxième ce ne serait pas le cas (UNEP, 1996).

¹⁶ ISO 14040 – Lignes directrices générales (cadre méthodologique, exigence de transparence, dispositions applicables en cas de communication à des tiers, etc.); ISO 14041- Lignes directrices pour la définition des objectifs (étape 1) et pour la construction de l'inventaire des émissions et des extractions (étape 2); ISO 14042 – Lignes directrices pour l'évaluation des impacts (étape 3); ISO 14043 – Lignes directrices pour l'interprétation des résultats (étape 4) ; ISO 14044 – Compilation des normes ISO 14041 à 14043.

A la différence des étapes plus techniques de l'ACV que nous présentons par la suite, cette première étape est très descriptive. Plusieurs choix méthodologiques sont effectués lors de cette étape par rapport au champ de l'étude. Ces choix concernent plusieurs variables : l'unité fonctionnelle, les frontières du système, les aspects géographiques, technologiques et temporels, la représentativité et le niveau de détail des données à recueillir, le mode d'allocation, les catégories d'impact à prendre en compte et la méthode à utiliser. Pour chaque choix effectué, il est nécessaire de fournir des éléments de justification. Les procédures assurant la qualité de l'étude doivent également être indiquées dans cette étape ainsi que les aspects liés à la transparence (comme la décision d'effectuer une revue critique) et la communication externe.

L'inventaire du cycle de vie (ICV)

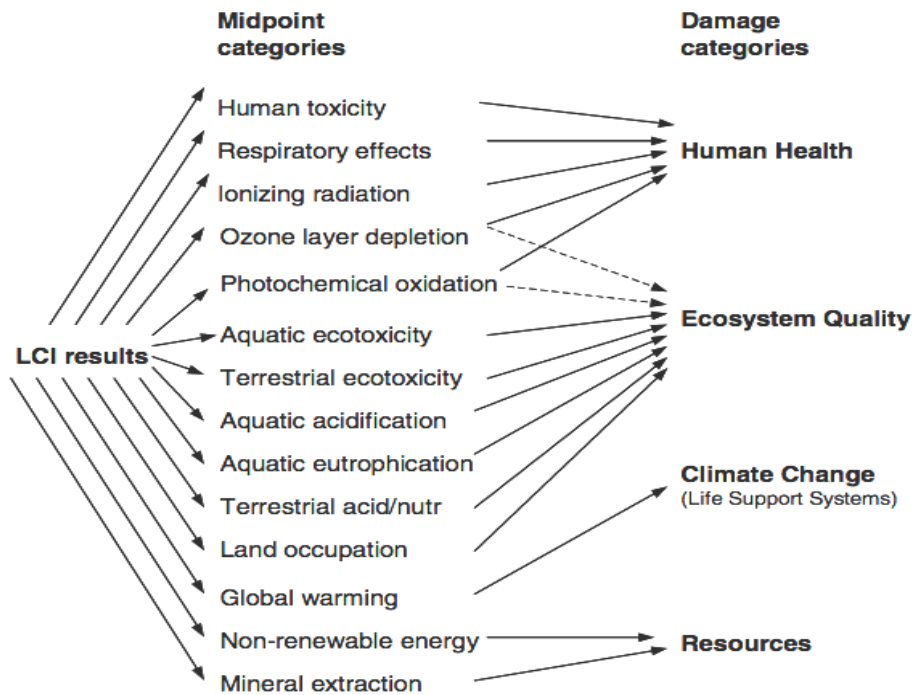
La deuxième étape de l'ACV est l'établissement de l'inventaire du cycle de vie (ICV). L'ICV quantifie les flux de matières et d'énergie entrant et sortant du système étudié. C'est à dire qu'une certaine variété de processus productifs (production ou extraction des matières premières, usinage, transport, distribution, usage et fin de vie, etc.) sont pris en compte. Tous ces processus doivent être spécifiés et chacun d'entre eux comprend des dizaines voir des centaines des données quantitatives (productivité, consommation d'électricité, de carburants, distances parcourues, types de transports utilisés, quantités de matières consommées, émissions, etc.) (UNEP, 1996).

L'ICV constitue le composant central d'une ACV et c'est à cette étape qu'il faut consacrer le plus de temps du fait de sa forte demande des données. Une fois consolidé, l'ICV constitue la base de données pour l'évaluation des impacts (Jolliet *et al.*, 2010).

L'évaluation des impacts potentiels

Dans la phase d'évaluation des impacts, les éléments inventoriés (ressources utilisées/inputs et les émissions générées/outputs) sont interprétés en terme d'impact potentiel. L'ACV permet de mesurer plusieurs catégories d'impacts environnementaux causés par les substances inventoriées. Ces catégories sont distinguées en catégories d'impacts intermédiaires (*midpoint categories*) qui représentent les impacts au milieu de la chaîne de causalité et catégories de dommages (*endpoint categories*) qui représentent les effets globaux des substances émises ou consommées. La figure 6 montre l'exemple du schéma correspondant au cadre fixé par l'Initiative pour le Cycle de Vie (Jolliet *et al.*, 2004).

Figure 6. Schéma général du cadre fixé par l'Initiative pour le Cycle de Vie (IMPACT 2002+)



Source : Jolliet *et al.* (2004).

Chaque élément de l'inventaire peut éventuellement contribuer à plusieurs types d'impact. Par exemple, les émissions de NO_x peuvent avoir un effet sur la santé humaine, l'acidification et le changement climatique. Cette *classification* est donc un aspect qualitatif du processus d'évaluation des impacts (UNEP, 1996). Une fois que les résultats de l'inventaire sont classés selon les impacts potentiels générés, c'est la *caractérisation* de ces éléments qui permet de quantifier leur contribution aux impacts par rapport à chaque problème environnemental (voir la description des facteurs de caractérisation plus bas dans la section I.2.1.1.2). Les indicateurs *midpoint* sont plus fréquemment pris en compte dans les études ACV car ils sont moins chargés d'incertitude¹⁷. Les indicateurs *endpoint* ont néanmoins l'avantage d'être plus parlant pour le public.

L'interprétation

L'interprétation, dernière étape de l'ACV, constitue un processus itératif dans lequel l'évaluation est pensée et réalisée plusieurs fois. Dans ce sens, une étude ACV peut être peu exigeante sur les détails dans un premier temps et devenir plus exhaustive au fur et à mesure de son avancement. Plus spécifiquement, l'interprétation des résultats doit indiquer les

¹⁷ Le calcul final peut, en effet, être plus chargé d'incertitude si la chaîne de causes à effets ne peut pas être suivie (dans le domaine biologique, par exemple).

principaux contributeurs aux impacts, la sensibilité des résultats et l'évaluation de la qualité des données (Jolliet *et al.*, 2010). A la fin de l'étude, l'interprétation des résultats peut également être accompagnée de comparaisons avec des études précédentes ainsi que des analyses d'incertitude. Les résultats sont aussi accompagnés des conclusions et des recommandations et, conformément à la norme, les limites de l'étude doivent être explicitées.

I.2.1.1.2. Les besoins matériels et techniques

La mise en œuvre d'une ACV requiert des données (données d'entreprise et données scientifiques), des méthodes d'évaluation d'impact permettant de traduire les éléments de l'inventaire en impacts potentiels et, en général, un logiciel adapté pour le calcul des résultats.

Les données d'ACV

Il est possible de distinguer deux catégories de données nécessaires à la réalisation d'une ACV : une première, située dans la sphère d'influence de l'entreprise, qui représente les données managériales (données spécifiques d'activité et moyennes industrielles) et une deuxième représentant les données scientifiques¹⁸ (facteurs d'émission et facteurs de caractérisation).

Le tableau 4 ci-dessous fait la distinction entre les différents types de données nécessaires à l'ACV par rapport à la construction de l'ICV et à l'étape d'évaluation des impacts.

Tableau 4. Typologie des données d'ACV

Type de données Phases de l'ACV	Données d'entreprise	Données scientifiques
Construction de l'ICV	1) Données spécifiques d'activité 2) Moyennes industrielles	Facteurs d'émission
Evaluation des impacts	–	Facteurs de caractérisation

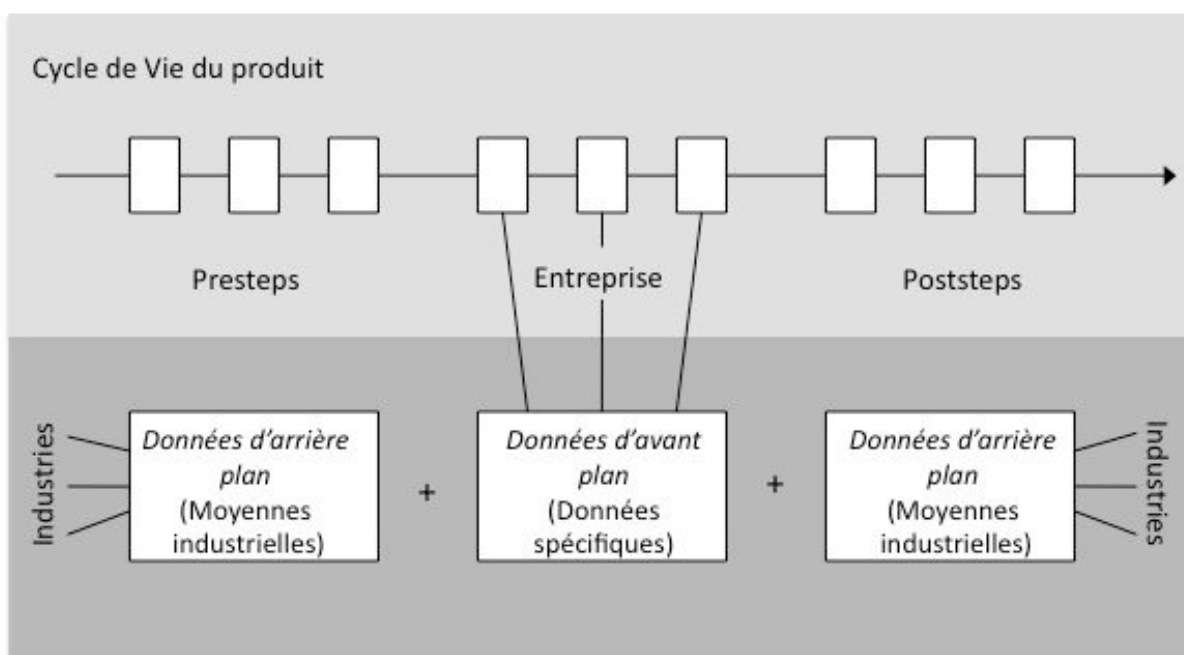
Source : élaborée à partir de Bicalho *et al.* (2012).

¹⁸ L'idée d'analyser les données d'ACV en données scientifiques et données d'entreprise n'est pas d'exclure le caractère scientifique des données d'entreprise. Comme le souligne Christophe (1995a), si l'on se situe au niveau de la comptabilité, « *Les recherches menées en comptabilité avec les emprunts méthodologiques très variés, tendent à faire de la comptabilité une technique de plus en plus scientifique.* » (p.11). Notre objectif ici est de faire une distinction claire entre la production des données au sein de l'entreprise et des données produites dans des champs scientifiques plus éloignés (chimie, biologie, sciences de la terre, etc.).

- Données d'entreprise

Les données d'entreprise (ou d'activité) regroupent les flux de référence, c'est-à-dire, les quantités de produits nécessaires pour remplir la fonction du produit (quantités de matières et d'énergie consommées pour le produit ou le service ainsi que les flux intermédiaires et de déchets à traiter). Celles-ci peuvent être distinguées en données spécifiques d'entreprise (décrivant normalement le processus d'avant plan) et les moyennes industrielles (décrivant les processus d'arrière plan).

Figure 7. Approche générale en matière d'utilisation des données d'ACV



Source : Schaltegger (1996).

Données spécifiques d'entreprise

Les données d'avant plan correspondent aux processus spécifiques au produit (des activités agricoles, usines de transformation, etc.) et doivent être préférentiellement de nature primaire, c'est-à-dire issues directement de l'unité de production ou de l'entreprise en question. Celles-ci peuvent être néanmoins difficiles à obtenir et ne sont pas toujours fiables (notamment quand l'étude n'est pas réalisée à la demande de l'entreprise). Il n'est ainsi pas rare qu'au lieu d'utiliser de données spécifiques, les données correspondant aux processus d'avant plan soient de nature secondaire, c'est-à-dire collectées à partir de bases de données ou de la littérature (selon leur disponibilité) (UNEP, 1999).

Moyennes industrielles

Les données d'arrière plan sont relatives aux processus d'arrière plan, non spécifiques au produit (par exemple, production d'électricité, des différents types de transports et des matières premières). Ces données correspondent normalement à des moyennes industrielles issues des bases de données ACV¹⁹ qui sont conçues pour faciliter l'application de L'ACV. Parmi les bases de données existantes, la base de données *Ecoinvent* est la plus complète et la plus utilisée au niveau mondial. Ces bases de données peuvent être constituées de processus élémentaires (sous forme désagrégée) ce qui rend leur utilisation plus flexible (par exemple, la base de données *Ecoinvent* contient plus de 2500 processus organisés autour de métadonnées) (Frischknecht et Rebitzer, 2005) ou de données simplifiées (agrégées). Cette agrégation est réalisée normalement pour des soucis de confidentialité. Elle se fait par l'établissement d'une moyenne de l'industrie en agrégeant certains processus élémentaires d'une même chaîne d'approvisionnement (UNEP, 2011a).

- Données scientifiques

Les données scientifiques sont des valeurs définies et validées scientifiquement pour être utilisées lors de la réalisation des études ACV. Celles-ci concernent, d'une part, les facteurs d'émission nécessaires à l'étape de construction de l'inventaire et, d'autre part, les facteurs de caractérisation nécessaires à l'étape d'évaluation des impacts. Ces données sont situées en dehors de la sphère managériale.

Facteurs d'émission

Un facteur d'émission (FE) est « *un taux moyen d'émission* » d'une source polluante relative à une unité productive²⁰. Autrement dit, les FE sont des valeurs qui permettent de convertir les données d'activité en potentiel d'émissions de substances contribuant à diverses catégories d'impact telles que les gaz à effet de serre ou les métaux lourds. Ces facteurs servent à calculer les quantités des sorties de l'inventaire.

¹⁹ Selon l'UNEP/SETAC une base de données d'ACV est un ensemble organisé de données ICV conformes aux normes ISO 14040 et 14044 qui répondent à des critères spécifiques (par rapport au traitement, validation et révision des données, le format interchangeable de l'information, la documentation, la nomenclature et la possibilité d'interconnexion entre l'ensemble de données) (UNEP, 2011a).

²⁰ La Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) fournit une définition d'un facteur d'émission spécifique aux gaz à effet de serre : « *An emission factor is defined as the average emission rate of a given GHG for a given source, relative to units of activity* » (http://unfccc.int/ghg_data/online_help/definitions/items/3817.php).

Si l'on prend le cas des gaz à effet de serre il s'agit, en fait, de coefficients déterminés par des études et mesures spécifiques des émissions de GES ou des substances spécifiques (CO₂, CH₄, N₂O, gaz réfrigérants, etc.) d'un service, d'une énergie, d'une matière, d'un mode de déplacement, (par exemple, pour un moteur particulier et par kilomètre parcouru en France). Chaque valeur d'un facteur d'émission possède une incertitude qui lui est associée.

Emissions de GES du gaz concerné = Données d'activité pour chaque facteur d'émissions x Valeurs constatées in situ de chaque facteur d'émission.

Facteurs de caractérisation

Selon les normes ISO (2006a) un facteur de caractérisation (FC) est un « *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* » (p.5). Autrement dit, les impacts potentiels sont calculés par le biais des FC qui expriment l'importance relative des émissions (ou de l'extraction) des substances par rapport aux différents impacts (Jolliet *et al.*, 2004). Les FC sont définis et validés scientifiquement dans chaque domaine : il s'agit d'une donnée scientifique définie par rapport à une substance de référence (Tableau 5) qui permet l'agrégation des substances de l'inventaire et le calcul des impacts.

Tableau 5. Exemples de substances de référence pour les catégories d'impact (méthode IMPACT 2002+)

Catégorie d'impact	Substance de référence
Toxicité Humaine (substances cancérigènes et non cancérigènes)	Kg chlorure de vinyle équivalent dans l'air
Effets respiratoires	Kg PM _{2,5} équivalent dans l'air
Destruction de la couche d'ozone	Kg CFC-11 équivalent dans l'air
Radiations ionisantes	Bq carbone-14 équivalent dans l'air
Formation de photo-oxydants	Kg éthylène équivalent dans l'air
Ecotoxicité terrestre	Kg triéthylène glycol équivalent dans l'eau
Acidification terrestre	Kg de SO ₂ équivalent dans l'air
Acidification aquatique	Kg de SO ₂ équivalent dans l'air
Eutrophisation	Kg de PO ₄ ³⁻ équivalent dans l'eau
Occupation des sols	M ² de terre équivalent
Changement climatique	Kg de CO ₂ équivalent dans l'air
Extraction de minerais	MJ d'énergie supplémentaire ou kg Fe équivalent
Energie non renouvelable	MJ totaux d'énergie non renouvelable

Source : Jolliet *et al.* (2010).

Si l'on prend, par exemple, la catégorie d'impact « changement climatique », les facteurs de caractérisation des substances contribuant à cet impact proviennent du GIEC²¹ (Groupe Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat), qui a défini le CO₂ comme la substance de référence et des valeurs équivalentes pour les autres gaz contribuant à l'effet de serre. Ainsi, pour le calcul de l'impact sur l'effet de serre les différentes émissions sont ramenées à l'émission équivalente de CO₂ permettant le calcul d'un indicateur final unique.

Le tableau 4 présente un exemple de calcul de résultat sur le changement climatique basé sur des facteurs de caractérisation.

Tableau 6. Calcul de résultat d'impact potentiel sur le changement climatique pour un bloc d'acier de 1kg

Substances (Inventaire)	Émissions (kg)	Facteurs de Caractérisation : potentiel de réchauffement global (kg éqCO ₂ /kg de substance émises/ PRG ₅₀₀ *)	Score d'impact (kg éqCO ₂ /kg)
CO ₂	253,9	1,0	253,9
CH ₄	0,15	6,5	1,0
N ₂ O	0,0013	156,0	0,2
TOTAL			255,1

* (PRG₅₀₀) Potentiel de Réchauffement Global sur 500 ans

Source : Jolliet *et al.* (2010).

Il ne faut pas confondre facteur de caractérisation avec facteur d'émission. Dans la catégorie changement climatique, la multiplication de la donnée d'activité par le facteur d'émission donne la quantité d'émission, qui est ensuite multipliée par le facteur de caractérisation, ce qui permet de quantifier l'impact climatique dont l'unité est le kilogramme équivalent dioxyde de carbone notée kg de CO₂éq (Tableau 4).

Les méthodes de caractérisation des impacts

L'ACV requiert l'utilisation des méthodes spécifiques pour la phase d'évaluation des impacts environnementaux. Ces méthodes permettent de caractériser les flux (énergie et matières) en indicateur d'impacts. Elles classifient d'abord les éléments par rapport aux types d'impacts potentiels générés. Ensuite, l'impact potentiel pour chaque émission est calculé par le biais de *facteurs de caractérisation* définis dans la méthode d'analyse d'impact.

²¹ L'abréviation anglaise est IPCC pour *International Panel on Climate Change*.

Le tableau 2 présente les méthodes les plus utilisées actuellement, lesquelles ne couvrent souvent pas les mêmes catégories d'impact et peuvent présenter des caractéristiques très différentes les unes des autres.

Tableau 7. Principales méthodes de caractérisation des impacts

Méthode	Caractéristiques principales	Cat. midpoint couvertes	Cat. endpoint couvertes	Pondération	Sources
Écofacteurs 97 (Écopoints)	<ul style="list-style-type: none"> Développée en Suisse ; Des versions alternatives pour d'autres pays (Hollande, Colombie, Japon) sont disponibles. 	10	–	Valeurs cibles politiques : par rapport aux objectifs suisses ; possibilité d'aboutir à une note unique.	Braunschweig et al., 1998.
Le Guide Hollandais sur l'ACV (CML)	<ul style="list-style-type: none"> Une de plus appliquées en Europe ; Ancienne CML 92 ; Véritable guide sur l'ACV qui fournit toutes les directives opérationnelles nécessaires pour son application. 	12	–	–	Guinée, 2002
TRACI	<ul style="list-style-type: none"> Développée aux Etats Unis (US-EPA); Etroitement liée aux méthodes d'analyse de risque aux Etats Unis. 	8	–	–	Bare et al., 2003.
Eco-indicateur 99	<ul style="list-style-type: none"> Développée aux Etats Unis (US-EPA). 	11	3	Procédure de pondération sur la base ; d'enquêtes (santé humaine 0,4; Ecosystèmes 0,4 ; Ressources 0,2).	Goedkoop et Spriensma, 1999.
IMPACT 2002+	<ul style="list-style-type: none"> Développée en Europe; Suit le principe proposé dans le cadre de l'Initiative pour le Cycle de Vie ; Permet une différenciation spatiale entre 50 zones d'Europe par rapport aux substances toxiques ; reprends des éléments d'autres méthodes (Eco-indicateur 99 et le Dutch Handbook). 	13	4	Laisse au libre choix de l'utilisateur.	Jolliet et al., 2003.

LIME (Volumes critiques)	<ul style="list-style-type: none"> Développée au Japon : quantifie les impacts environnementaux induits au Japon. 	11	4	Valeurs cibles politiques : par rapport aux objectifs japonais.	Itsubo et Inaba, 2003
ReCiPe	<ul style="list-style-type: none"> Développée au Pays-Bas ; Combine les approches d'impact intermédiaire et des dommages; Basé sur la méthode CML (pour les catégories midpoint) et la méthode Ecoindicateur 99 (pour les catégories endpoint). 	10	3	–	Goedkoop et al., 2008.
EU-LCA	<ul style="list-style-type: none"> Nouvelle méthode développée en Europe ; A pour objectif de donner des recommandations de mesure dans le cadre et les méthodes d'analyse d'impact (e.g. recommandation des modèles et facteurs de caractérisation). 	12	3	–	Hauschild et al., 2009.

Source : Adapté de Jolliet *et al.* (2010, p. 110-111).

Les différentes méthodes attribuent pour chaque substance de l'inventaire un facteur de caractérisation qui traduit sa contribution (en terme quantitatif) aux différents impacts.

Les logiciels de calcul d'impact

L'utilisation d'un logiciel de calcul est très souvent indispensable à la réalisation des études ACV. Ceux-ci sont recommandés lorsque le nombre des substances à prendre en compte devient important (Jolliet *et al.*, 2010) et sont généralement destinés à des fins spécifiques : *design* du produit, comparaison des différents produits ou comparaison des produits d'un secteur spécifique (par exemple, énergie, plastiques, gestion de déchets, matériaux de construction, etc.). Ils peuvent être développés spécifiquement pour une étude ou destinés à une plus large utilisation. Les logiciels sont généralement d'utilisation facile quand ils sont paramétrés directement selon les choix méthodologiques ; ce qui leur confère, en revanche, l'inconvénient d'être moins flexibles (UNEP, 1999). Les logiciels destinés à une plus large utilisation sont plus complexes mais ont l'avantage de donner plus de flexibilité à l'utilisateur et d'être plus transparents. Au delà de faciliter les calculs, ces logiciels sont souvent munis d'un certain nombre de ressources comme des bases de données et outils de modélisation qui facilitent la réalisation de l'ACV et rendent les résultats plus transparents (UNEP, 2003). Le site web du Centre de Recherche de la Commission Européenne (European Research Centre

EU-JRC) fournit une ample liste avec plus de 50 logiciels²² d'ACV parmi lesquels les plus connus sont SIMAPRO (Pré Consultants/1997), Gabi (IKP/1997), Umberto (IFEU) et TEAM (Ecobilan/1997). Ce sont aussi les plus complets et les plus utilisés.

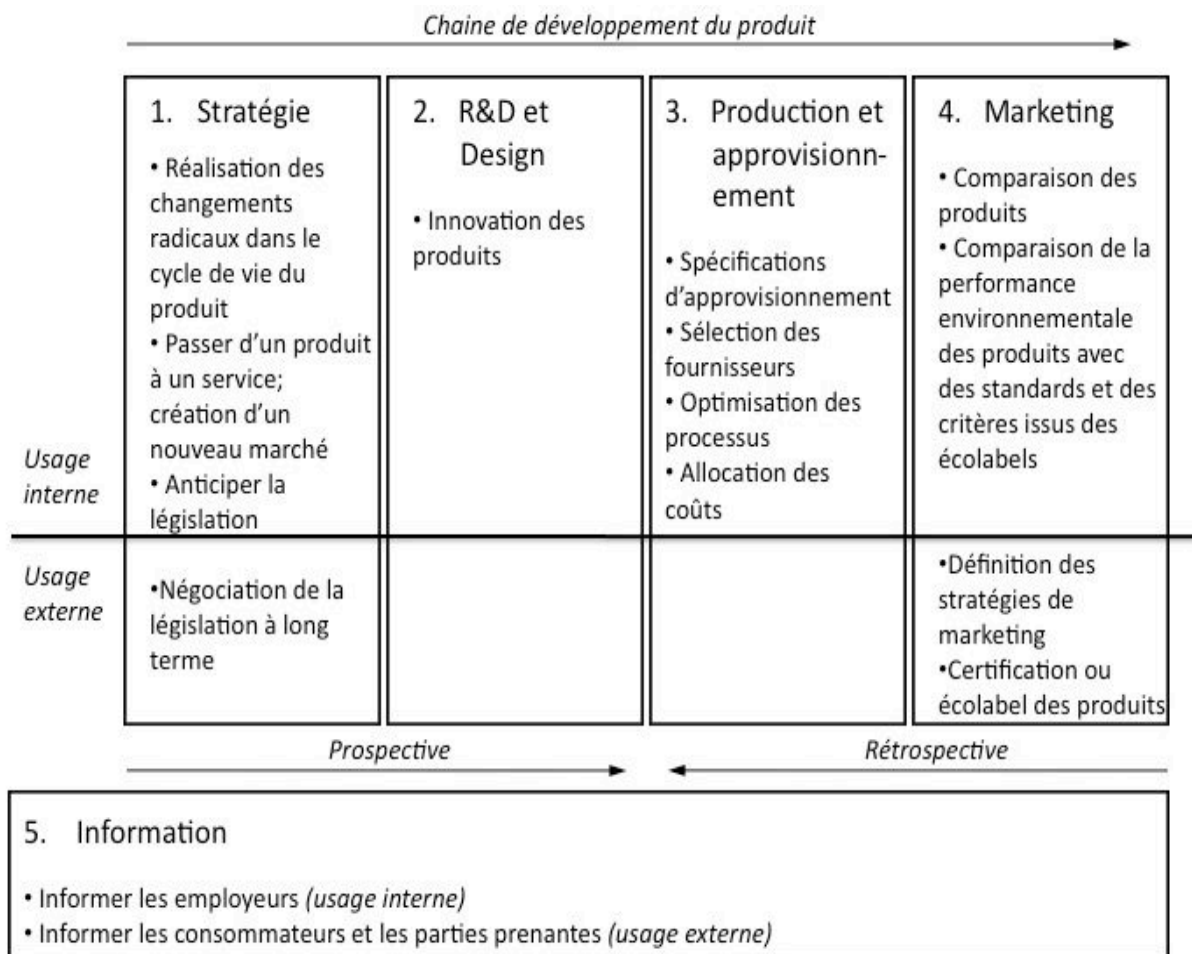
I.2.1.2. La philosophie gestionnaire

La philosophie gestionnaire qui se trouve dans l'outil est ce qui lui confère une dimension managériale. Pour David (1996b) la philosophie gestionnaire est liée à une logique de résolution de problèmes ou d'amélioration du fonctionnement de l'organisation. C'est à dire, qu'au sens de David, les applications de l'ACV au sein des entreprises sont directement liées à une philosophie gestionnaire. Ces applications peuvent être multiples et peuvent se situer au niveau du management stratégique ainsi que viser une amélioration ou une nouvelle conception des produits et des processus (Grisel et Osset , 2004). Frankl et Rubik (2001) distinguent quatre voies d'application de l'ACV pour les entreprises (Figure 8) et puis une dernière voie « informationnelle » placée à la base des ces applications :

- 1) La stratégie : l'ACV peut aider à identifier des améliorations de performance possibles d'une décision par rapport à la situation présente. Elle peut ainsi être utile comme support à la décision sur de changements structurels dans le cycle de vie d'un produit (bien ou service). Par exemple le choix de modes de gestion environnementale spécifiques (*e.g.* gestion de déchets) ou la création de nouveaux marchés comme l'exemple cité précédemment de l'entreprise Xerox qui loue de photocopieuses (au lieu de les vendre).
- 2) La R&D et le design : l'ACV peut servir de levier pour des nouvelles idées d'innovation concernant la mise en œuvre d'un produit (bien ou service) nouveau ou sensiblement amélioré dans sa dimension environnementale ;
- 3) La production et l'approvisionnement : l'ACV est utile comme support à la décision sur le choix d'investissements ou sur le choix des fournisseurs ;
- 4) Le marketing : la comparaison des produits à partir des résultats d'ACV est utilisée par les entreprises pour influencer les choix des consommateurs sur leurs produits – cas des ecolabels, des achats verts par les autorités publiques, ou des technologies propres par les acteurs privés.

²² <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm>

Figure 8. Applications possibles de l'ACV en entreprise



Source : Frankl et Rubik (2001).

La comptabilité environnementale au cœur de la philosophie gestionnaire

Le point (5) de la figure 8 indique que, indépendamment de l'objectif de l'ACV, celle-ci consistera tout d'abord à produire une information environnementale à usage interne ou externe. Cet aspect nous renvoie à la mise en pratique de la comptabilité environnementale qui nécessite des outils capables d'évaluer les conséquences écologiques des activités des entreprises en vue d'informer les tiers (Christophe, 1995a ; Antheaume et Christophe, 2005 ; Richard, 2012). Autrement dit, l'ACV constitue un outil de gestion et, plus spécifiquement, un outil de comptabilité environnementale²³.

Comme le montre la figure 8, l'information environnementale produite par l'ACV peut servir à la communication interne et externe de manière transversale aux autres voies d'application.

²³ Le chapitre II de la thèse est dédié intégralement à l'analyse de l'ACV comme outil de comptabilité environnementale.

Par exemple, dans le cas des ACV ayant pour but l'amélioration d'un produit, les entreprises communiquent rarement leurs résultats aux acteurs externes, ce qui est l'inverse dans le cas des ACV comparatives. Les résultats favorables des ACV comparatives sont largement communiqués par les entreprises. En outre, les facteurs externes tels que les pressions réglementaires et les forces du marché peuvent influencer (voire obliger) les entreprises à faire usage de l'ACV comme outil de comptabilité environnementale. Voyons ici l'enjeu clé concernant l'influence exercée par les parties prenantes dans le contexte de l'utilisation de l'outil. Si nous regardons ce contexte à partir du concept de parties prenantes²⁴, le manager, qui dispose de ressources limitées, serait obligé d'effectuer un choix par rapport à l'application de l'ACV. Ce choix, serait guidé en fonction de trois variables selon Freeman (1984) : le pouvoir, la légitimité et l'urgence (Capron et Quairel-Lanoizelée, 2004, p.98) :

- *« le pouvoir est détenu par des groupes d'acteurs qui ont la capacité d'influencer les décisions actuelles ou futures de la firme. La source de ce pouvoir peut être contractuelle ou coercitive ;*
- *la légitimité d'un groupe correspond à sa reconnaissance par la société en vertu d'un contrat, d'un droit moral ou d'un risque supporté du fait de l'activité de l'entreprise. Certains groupes sont légitimes mais n'ont pas de pouvoir (actionnaires minoritaires, riverains d'un site polluant non organisés en association de défense ;*
- *l'urgence caractérise les parties prenantes qui demandent une attention immédiate. (...) Elle correspond à une situation en général critique, notamment en cas d'exposition de risque ».*

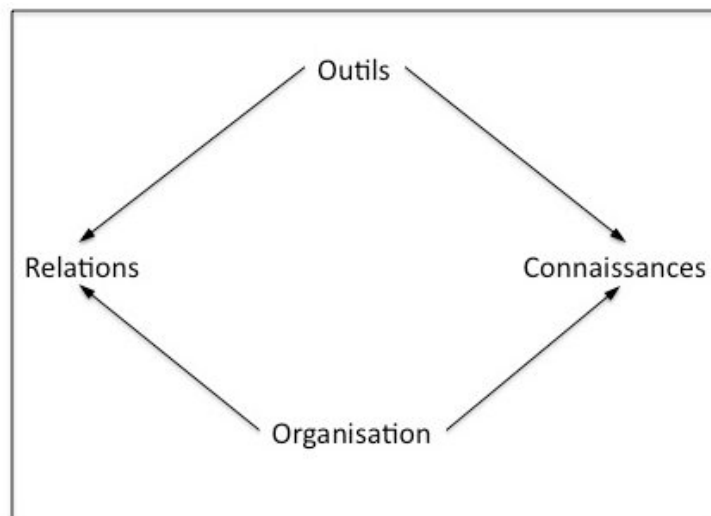
I.2.1.3. La rationalité limitée

Dans cette troisième dimension de l'outil de gestion, Hatchuel et Weil (1992) incluent les acteurs (utilisateurs et concepteurs) et leurs rôles autour de l'outil : il s'agit d'une « ...scène dont les personnages viennent expliciter les rôles que doivent tenir un petit nombre d'acteurs sommairement, voire caricaturalement définis » (p.125). Autrement dit, ces auteurs considèrent l'existence d'un rôle des acteurs autour de l'outil, mais leur vision reste limitée avec une vision simplifiée des relations organisationnelles. D'après David (1996a), la vision

²⁴ La théorie des parties prenantes proposée par Freeman (1984) a permis de fonder un modèle relationnel de l'organisation : celle-ci s'inscrit dans un contexte de relations multiples avec plusieurs groupes qui affectent et sont affectés par ses activités. Dans ce contexte, les managers agissent en tenant compte des intérêts de ces groupes qui sont susceptibles d'influer sur le devenir de l'organisation (Donaldson et Preston, 1995).

de Hatchuel et Weil concerne uniquement les outils orientés « connaissances ». Dans une vision plus large, on peut considérer que l'organisation et l'outil procèdent « *d'une rationalité limitée de même nature* » (p.16). C'est à dire que, de même que l'organisation (porteuse de connaissances et des relations), l'outil de gestion concerne à la fois les relations entre les acteurs (ou groupe d'acteurs) et les connaissances (ensemble des informations, représentations et savoir-faire). De plus, les deux entités, outil et organisation, intègrent une vision inachevée de l'autre (Figure 9).

Figure 9. Outils et organisation : des structures isomorphes



Source : David (1996a).

David classe ainsi les outils de gestion selon leur orientation plus ou moins accentuée vers les relations ou vers les connaissances²⁵. Les outils de gestion sont orientés « relations » s'ils s'adressent d'abord aux relations ; c'est le cas, par exemple, de la constitution des équipes de projets et des réseaux des formateurs. Inversement, les outils orientés « connaissances » concernent d'abord la production de savoirs et de règles logiques, indépendamment des transformations organisationnelles engendrées par leur utilisation. Pour David, les outils orientés « connaissances » ont une vision simplifiée des relations et vice-versa (David, 1996a, 1996b).

²⁵ David (1996b) inclut également dans cette classification des outils de gestion mixtes, qui s'adressent simultanément aux relations entre acteurs et aux connaissances produites, tels que les contrats d'objectifs qui décrivent à la fois la relation contractuelle entre deux acteurs et les objectifs basés sur des connaissances spécifiques.

I.2.1.3.1. Un outil orienté « *connaissances* »

La dimension technique et matérielle de l'ACV (présentée dans la Section I.2.1.1) nous amène à constater que l'ACV est un outil qui s'adresse d'abord et explicitement aux connaissances. Au sens de David, cette caractéristique suppose une vision simplifiée des relations organisationnelles autour de l'outil. Autrement dit, l'ACV vise d'abord les connaissances sur les aspects environnementaux des produits et des processus de l'entreprise même si cela peut faire émerger des nouveaux rapports entre les acteurs (par exemple, des contacts horizontaux entre des acteurs de l'entreprise et un cabinet d'études).

La forte orientation de l'ACV vers les connaissances peut aussi être observée à partir des développements de connaissance actuels sur la méthodologie. Comme nous avons montré dans l'historique (Section I.1.2), il s'agit d'un outil en plein développement. L'ACV est relativement récente, mais la communauté scientifique est très dynamique en la matière et l'outil fait aujourd'hui l'objet des nombreuses recherches internationales. La revue de la littérature spécialisée met en évidence trois axes de recherche principaux sur l'ACV : (1) La production de données, modèles et méthodes scientifiques, (2) le développement de bases de données d'ACV et (3) l'harmonisation méthodologique.

1) La production de données et méthodes scientifiques

Un nombre important de scientifiques travaillant sur l'ACV traitent de questions méthodologiques liées au développement de modèles et de données scientifiques (facteurs d'émission et facteurs de caractérisation) plus adaptés aux différents enjeux environnementaux et échelles spatiales (par exemple, Frischknecht *et al.*, 2000 ; Pennington *et al.*, 2002 ; 2005 ; Huijbregts *et al.*, 2005 ; Van Zelm *et al.*, 2007 ; Posh *et al.*, 2008). Ces travaux visent à élargir la prise en compte des aspects environnementaux ainsi que diminuer l'incertitude des méthodes de caractérisation des impacts (Cf. Section I.2.1.1.2.). Les avancements se font au niveau de la modélisation concernant plusieurs catégories d'impacts en ACV. Nous pouvons souligner, par exemple, les développements par rapport aux catégories liées aux substances toxiques et à la biodiversité :

- en termes de toxicité humaine et d'écotoxicité, un premier modèle consensuel (basé sur un consensus de la communauté scientifique)²⁶ a été mis à la disposition des

²⁶ A part le modèle consensuel le plus récent (USEtox), seulement deux modèles de caractérisation des impacts sont consensuels aujourd'hui: le modèle élaboré par le GIEC pour la catégorie changement climatique et le modèle développé par l'organisation météorologique mondiale pour la catégorie déplétion de la couche d'ozone.

utilisateurs récemment (Rosenbaum *et al.*, 2008 ; Hauschild *et al.*, 2008). Le modèle USEtox est désormais intégré dans les méthodes d'évaluation (comme IMPACT 2002+ et EU LCA) ;

- en ce qui concerne la catégorie d'impacts sur la biodiversité, plusieurs travaux ont été publiés dans la dernière décennie. Peu d'accord existe sur la validation de modèles d'évaluation sur le plan technique et scientifique. Malgré cela, les développements actuels sont nombreux et de plus en plus ambitieux sur la prise en compte des impacts sur la biodiversité (Lindeijer, 2000 ; Antón *et al.*, 2005 ; Milà i Canals *et al.*, 2007 ; de Baan *et al.*, 2013).

En outre, plusieurs nouvelles méthodes ont été développées pendant ces dernières années (Cf. Tableau 2, Section I.1.4.1) permettant la prise en compte de plusieurs catégories d'impacts à la fois (en évolution conjointe avec les développements des modèles de caractérisation) ainsi qu'une meilleure adaptation aux différentes localisations géographiques. Par exemple, la méthode IMPACT 2002+ est actuellement disponible dans des versions adaptées à plusieurs continents, voire des versions spatiales détaillées (cas pour l'Europe : 156 régions). Cette méthode permet aussi de prendre en compte 13 catégories d'impacts intermédiaires et 3 catégories d'impacts finaux avec la possibilité de pondération au libre choix de l'utilisateur (Jolliet *et al.*, 2004 ; 2010).

Enfin, nous pouvons également souligner un autre domaine de développement méthodologique qui est celui de l'approche conséquentielle (approche ACV axée sur les conséquences) avec pour objectif de prendre en compte l'effet rebond²⁷ (Dalgaard *et al.*, 2008 ; Schmidt, 2008). Plusieurs travaux défendent l'utilité de cette approche (considérée importante spécialement dans le contexte d'une prise de décision) et son application parallèle à l'approche conventionnelle (Schmidt, 2008 ; Finnveden *et al.*, 2009 ; Dandres, 2012).

2) Le développement de bases de données d'ACV

Plusieurs bases de données ont été développées et entretenues au cours de la dernière décennie (par des organismes publics, industriels et agences de conseil) pour permettre la réalisation d'ACV plus complètes. Selon Finnveden (2009), à côté des bases de données globales et nationales déjà existantes, un nombre important de bases de données publiques sont au cours de développement dans plusieurs pays (Brésil, Canada, Chine, Allemagne,

²⁷ La question de l'effet rebond en lien avec l'ACV est développée davantage dans le chapitre II (Section II.2.1.1).

Malaisie, Thaïlande, etc.). En outre, plusieurs groupes sectoriels de l'industrie ont créé des bases de données spécifiques par rapport à leurs produits (aluminium, matières plastiques, papier, etc.). Les bases de données sont très souvent intégrées dans les logiciels pour rendre plus pratique la réalisation de l'ACV.

3) Les progrès au niveau de l'harmonisation méthodologique

Malgré l'existence de procédures pour la réalisation de l'ACV, plusieurs variantes sont possibles lors de son application. Celle-ci inclut de nombreux choix méthodologiques (Cf. Section I.2.1.1.1). Il est possible, par exemple, de limiter les frontières du système à certaines étapes du cycle de vie et à certaines catégories d'impacts. Il est également possible d'effectuer une ACV uniquement avec des données secondaires issues de bases de données ou de la littérature. Ces choix, très souvent arbitrés par les objectifs spécifiques d'une étude, ont une forte influence sur les résultats et rendent les études difficiles à comparer.

La difficulté de comparer des ACV réalisées pour le même type de produit pose des problèmes, notamment au niveau de la certification des produits. Conformément à ce qui est présenté dans le tableau 8, deux types de certification ISO nécessitent au préalable la réalisation d'une ACV.

Tableau 8. Type de Certification obligeant l'application de l'ACV²⁸

Type de certification (étiquetage)	Exemples
TYPE I – Ecolabel certifiés (ISO 14024)	Ecolabel Européen (logo de la fleur) ; NF Environnement (délivré par l'Afnor en France)
TYPE III - Déclarations Environnementales – EPD (ISO 14025)	Ecoleaf, EPD Europe, EPD internationaux

Si des choix méthodologiques différents sont posés lors de la réalisation des ACV, quelle validité peut-on accorder à des certifications telles que des écolabels (du Type I) et des déclarations environnementales (étiquetage du Type III) qui rendent son application obligatoire? Cette question soulève donc un problème par rapport à la crédibilité des ACV et des certifications qui l'intègrent.

²⁸ Il existe aussi les étiquetages de Type II, concernant les auto-déclarations (ISO 14021) qui ne nécessitent pas forcément la réalisation d'une ACV et qui ne font pas l'objet d'un contrôle par une tierce partie indépendante. C'est le cas des labels comme AB (Agriculture Biologique), Max Havelaar, Ecocert, etc.

Des avancées très importantes sont réalisées actuellement au niveau de l'harmonisation, notamment dans le cadre des certifications du type III. En vue d'assurer la comparabilité des ACV de produits similaires et d'éviter la perte de confiance de la part des ONG et des consommateurs, plusieurs organismes accrédités avec la coopération des gouvernements et des groupes sectoriels de l'industrie sont en train de développer des « règles de catégories de produit²⁹ » (ou Product Category Rules – PCR) (Subramanian *et al.*, 2012). Selon ISO 14025 (2006c), les PCR sont « *Un ensemble de règles, d'exigences et de lignes directrices spécifiques prévues pour le développement de déclarations environnementales de Type III pour une ou plusieurs catégories de produits* ».

Les PCR visent ainsi à apporter des précisions sur les choix méthodologiques liés à la réalisation des ACV, et font spécialement référence au bilan carbone des produits (concernant la catégorie du changement climatique). Elles favorisent la comparabilité des déclarations environnementales de produits dans le cadre de la norme ISO14025 mais peuvent aussi être utilisées pour les certifications du type I en ce qui concerne l'ACV des produits. En parallèle à la création des PCR, les acteurs impliqués dans leur développement coordonnent l'alignement de ces règles au niveau international notamment pour éviter des coûts supplémentaires pour les acteurs économiques essayant de répondre à des différentes certifications (Ingwersen et Stevenson, 2012 ; Subramanian *et al.*, 2012).

Un effort significatif au niveau de l'harmonisation s'effectue également dans le cadre de la production des bases des données d'ACV (Commission Européenne, 2010b ; UNEP, 2011a ; Weidema *et al.*, 2011). L'Initiative du Cycle de Vie (UNEP/SETAC) a publié en 2011 les lignes directrices globales sur les bases des données des ACV : c'est à dire qu'un consensus existe actuellement en ce qui concerne la collecte des données, leur modélisation, leur agrégation et leur insertion dans des bases de données (UNEP, 2011a). Ces lignes directrices incluent également des critères d'enregistrement et de qualité des données. L'évaluation de la qualité des données peut même devenir obligatoire pour les grands développements de bases de données d'ACV ou des études de type ACV objectivant une communication externe dans le contexte européen (Commission Européenne, 2012).

²⁹ « *Une catégorie de produits est un groupe de produits, biens ou services, ayant une fonction équivalente* » (ISO14025, 2006). Plusieurs catégories de produits ont des règles (PCR) publiées récemment et d'autres sont en cours de développement. Globalement, les projets actuels incluent un nombre très divers de catégories de produits en matières plastiques, aluminium, produits agricoles, textile, bâtiments, minerais, emballages, etc.

I.2.1.3.2. La vision simplifiée des relations organisationnelles

A partir de la description des connaissances développées en matière d'ACV, nous pouvons constater un certain rôle des acteurs organisationnels (utilisateurs) dans le cadre de son évolution. Cette relation est mise en évidence par rapport au développement des bases de données et dans le cadre de l'harmonisation méthodologique : i) dans le développement des bases de données, les acteurs industriels se mobilisent pour créer des bases de données par rapport à leurs produits ; ii) les progrès au niveau de l'harmonisation incluent la coopération des groupes sectoriels de l'industrie pour le développement des « Règles de définition des catégories de produits » en vue de permettre des études ACV comparables. Ce contexte est cohérent avec le modèle proposé par David (Cf. Figure 9) qui admet que l'organisation joue un rôle dans la conception et/ou dans l'évolution des outils de gestion, indépendamment du fait que l'outil soit orienté « connaissances » ou orienté « relations ».

Nous pouvons, néanmoins, constater un écart important en matière de conception/évolution de l'outil par rapport aux relations organisationnelles : le manque de développements en matière de production (et de qualité) de données spécifiques d'entreprise. Les développements de cette nature sont absents à notre connaissance. Pourtant, nous avons vu que ces données constituent un besoin matériel majeur pour la réalisation des ACV. Leur utilisation est prioritaire par rapport aux données secondaires issues des bases de données par rapport aux processus d'avant plan. Ces données sont, néanmoins, difficiles à obtenir ou, si elles sont disponibles, sont souvent peu fiables (Cf. Section I.2.1.1.2). Un aspect pouvant expliquer, au moins partiellement, ce manque de participation des entreprises sur des aspects qui les concernent directement l'ACV peut être la complexité de sa démarche d'application. Si le concept du cycle de vie (Cf. Section I.1.3) est simple par principe, l'application de l'ACV est souvent complexe et demande un investissement considérable notamment pour la collecte des données³⁰. Les études ACV sont pratiquées principalement par les entreprises et les industriels. Cependant, à cause de la multitude des aspects techniques relatifs à la méthodologie, les ACV sont (dans la plupart des cas) réalisées par des experts issus de cabinets spécialisés ou institutions de recherche (UNEP, 1999). Autrement dit, l'entreprise n'est souvent pas l'utilisateur direct de l'outil. Celui-ci est plutôt maîtrisé et appliqué par des acteurs intermédiaires extérieurs à l'organisation.

³⁰ Cet aspect est mis en évidence dans la partie empirique de notre travail. Voir par exemple la section V.2.3 (Chapitre V) et la section VI.1.3 (Chapitre VI).

Cet aspect nous renvoie au prochain point sur les différents courants dans ce champ d'étude. Nous verrons que cette vision de l'ACV dans la pratique, qui paraît trop simplifier les relations organisationnelles, correspond vraiment à une approche basée sur la passivité des utilisateurs. Néanmoins, il est possible d'avoir un regard plus étendu de l'ACV à partir d'une approche élargie des outils de gestion.

I.2.2. L'existence de deux approches opposées

Il est possible de distinguer deux grands courants en matière d'outil de gestion (Lorino, 2002). Ces courants désignent différentes approches de outil de gestion sur lesquelles nous pouvons nous appuyer pour appréhender une ACV au sein des entreprises. La première est centrée sur la dimension matérielle et conceptuelle de l'outil et repose sur la passivité accordée aux utilisateurs de l'outil. Le deuxième courant, plus critique, perçoit l'outil de gestion à travers du prisme de toutes ses composantes : la dimension matérielle de l'outil (substrat technique) ainsi que sa dimension sociale et organisationnelle. Dans cette section nous présenterons ces deux grands courants.

I.2.2.1. Les approches basées sur la passivité des utilisateurs

Le courant s'inscrivant dans la logique de l'acteur passif conçoit l'outil de gestion de manière décontextualisée de la réalité dans laquelle il est introduit (Berry, 1983 ; Moisdon, 1997). Nous avons vu, avec la troisième dimension de l'outil de gestion proposée par Hatchuel et Weil, que l'outil dépend bien plus de son substrat technique (connaissances) que de relations organisationnelles. Dès lors, l'outil de gestion suppose l'existence d'une réalité objective et indépendante du regard de l'utilisateur de l'outil selon une logique positiviste (Simon, 1991).

Les approches basées sur la passivité accordée aux utilisateurs sont marquées notamment par une distinction très nette entre la phase de conception et la phase d'utilisation de l'outil. Ces approches sont appuyées par une logique représentationniste et par une logique de conformation qui coexistent dans la plupart des cas (Ravononarimanga-Raherimandimby, 2011).

I.2.2.1.1. La conception représentationniste

Selon Lorino (2002) la conception représentationniste correspond à une vision centrée sur la capacité de l'outil de représenter le réel grâce uniquement à ses qualités intrinsèques. Les approches basées sur la conception représentationniste s'intéressent à l'efficacité de l'outil à

répliquer la réalité et à la simuler. Cette conception est aussi appelée « codification » : la représentation de la réalité s'effectue notamment par la modélisation des connaissances et leur codage par des systèmes experts et la mise en place des modèles de calcul (Hatchuel et Weil, 1992). Dans cette perspective, l'outil n'a pas besoin d'être contextualisé pour être approprié car l'acteur est vu comme une entité ayant un rapport d'extériorité total avec l'outil. Ici l'acteur est « *désincarné, sans désirs, stratégies, buts ou identités* » (Grimand, 2006, p.15).

I.2.2.1.2. La logique de conformation

La logique de conformation correspond à l'idée que les outils de gestion induisent des comportements à l'avance. Dans la logique de conformation les utilisateurs sont passifs devant un outil déjà conçu et imposant un ensemble de normes à appliquer. Cette perspective peut désigner deux types de conformation : la conformation au niveau institutionnel (croyance en des outils universels) et la conformation au niveau organisationnel (Ravonarimanga-Raherimandimby, 2011) :

- la conformation au niveau institutionnel est liée particulièrement à l'introduction des outils connus (externes) au sein des organisations par effet de mimétisme. Cette solution est néanmoins souvent critiquée du fait de la non adaptation de l'outil au contexte interne de l'organisation qui peut même écarter l'outil peu de temps après son introduction (Moison, 1997 ; Berry, 1983) ;
- la conformation au niveau organisationnel s'adresse de manière générale aux outils qui s'imposent aux utilisateurs (même s'il est créé spécifiquement pour l'organisation) à partir des modèles et d'usages prescrits d'avance. Les approches de ce type sont souvent menées pour évaluer l'efficacité et l'impact de l'outil au niveau de son implémentation au sein de l'organisation (Carton *et al.*, 2006).

I.2.2.2. Les approches élargies

Les approches basées sur la passivité des utilisateurs ont été souvent critiquées notamment en raison des écarts pouvant exister entre l'usage espéré et l'usage effectif des outils au sein des organisations (Moison, 1997 ; Berry, 1983 ; de Vaujany *et al.*, 2005, 2006 ; Grimand, 2006). Beaucoup d'auteurs s'interrogent ainsi sur le rôle des acteurs lors de la mise en œuvre de ces outils (Lorino, 2002 ; David, 1996a, 1996b ; de Vaujany, 2005 ; Ravonarimanga-Raherimandimby, 2011 ; etc.). Ces auteurs prônent une vision élargie, voire holistique des

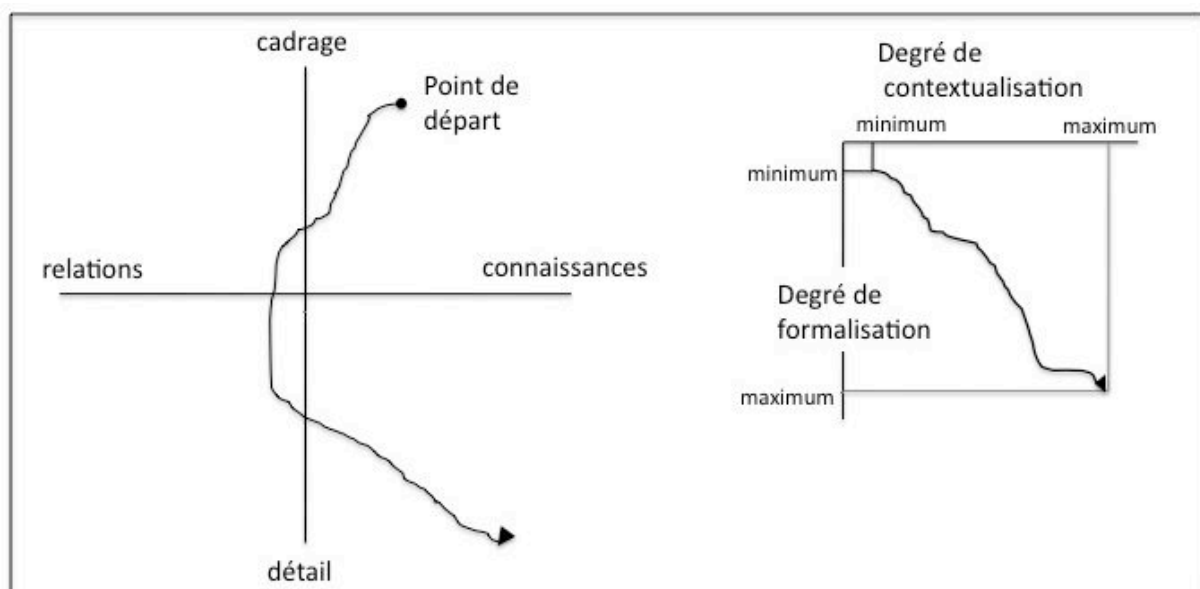
outils de gestion. Contrairement aux approches basées sur la passivité des acteurs, les approches élargies ne font pas de séparation entre la phase de conception et d'utilisation de l'outil. Ici, le développement de l'outil est vu plutôt comme un processus inachevé dans lequel l'outil peut être adapté et réadapté selon le contexte et les besoins des acteurs. On passe donc d'une conception imposée à la compréhension du processus de conception et la mise en œuvre de l'outil qui inclue un dialogue entre ses concepteurs et utilisateurs et qui peut mener vers des changements au niveau de sa structure et/ou de son fonctionnement.

Parmi les approches élargies se trouvent la logique de formalisation/contextualisation (David, 1996a, 1996b) et la logique d'appropriation (de Vaujany, 2005, 2006).

I.2.2.2.1. La logique de formalisation/contextualisation

Nous avons vu précédemment que David (1996a, 1996b) classe les outils de gestion selon leur orientation plus ou moins accentuée vers les relations ou vers les connaissances. Cette typologie de David inclut également la distance entre un outil et une organisation qui indique le processus de contextualisation d'un outil. Cette « distance » est tracée dans un graphique à travers l'introduction d'un point de départ du processus situé selon l'orientation de l'outil (connaissances ou relations – axe horizontal) et son degré de formalisation (degré de précision de l'innovation – axe vertical).

Figure 10. Visualisation du processus de contextualisation d'un outil de gestion



Source : David (1996a).

Dans cette perspective, la contextualisation constitue une troisième variable qui intervient dans la conceptualisation (formalisation) de l'outil. Selon David (1996a), la contextualisation

peut être vue comme « *un état ou un processus particulier de transformation réciproque de l'innovation* » (p.17). Selon cet auteur si l'on admet que les acteurs n'ont au départ qu'une vision incomplète de l'outil et qu'en contraste l'outil n'a qu'une vision incomplète de l'organisation (Cf. Section I.2.1.3) « *le processus de contextualisation (...) peut être vu comme un processus d'exploration croisée* » (p.18). Ce processus va ainsi conditionner ainsi le niveau de transformation plus ou moins fort de l'outil et de l'organisation selon le degré d'intégration entre les deux.

I.2.2.2.2. L'approche appropriative

L'approche appropriative est fondée principalement sur la notion de conception pour l'usage dans laquelle les phases de conception et d'utilisation sont entremêlées dans un cycle itératif et continu. Autrement dit, nous avons ici une dimension sociale et organisationnelle, c'est-à-dire que la vision des acteurs (utilisateurs de l'outil) est intégrée dans la boucle de conception/évolution de l'outil. La notion d'appropriation au sens de Grimand (2006) constitue une opportunité de repenser les rapports entre conception et usage de l'outil car elle invite les acteurs à penser l'outil dès la phase de conception, l'appropriation de la technologie et les modalités d'interaction entre technologie et utilisateurs. Les acteurs donnent ainsi du sens à l'utilisation de l'outil à partir de la prise en compte des dimensions normative et adaptative de l'outil (au delà de sa dimension matérielle) (de Vaujany, 2005 ; Grimand, 2006).

- la dimension normative de l'outil de gestion constitue l'ensemble des règles ou les objectifs plus ou moins formels émis par les concepteurs déterminant son développement. (logique imposée par les acteurs concepteurs) ;
- la dimension adaptative de l'outil vient de l'interprétation de l'outil par les utilisateurs. Cette dimension se traduit par un processus « chemin faisant » qui réengage des nouvelles phases de conception en fonction des recommandations recueillies. Il s'agit également du point de vue exprimé par les acteurs, leurs perceptions et comportements à l'égard de l'outil.

CONCLUSION

L'ACV est un outil d'aide à la décision permettant de mettre en pratique la pensée du cycle de vie dans sa dimension environnementale. L'ACV devient un outil de gestion à partir du moment où elle s'applique au sein d'une entreprise. Dans cette optique, il s'agit d'un outil qui s'adresse d'abord aux connaissances (sur les aspects environnementaux des produits). Bien que de manière secondaire, la vision de l'organisation est intégrée dans le processus évolutif de l'ACV : les acteurs utilisateurs maintiennent une certaine participation au processus d'harmonisation de la méthodologie et au développement des bases de données d'ACV (globalement établies sur des moyennes industrielles). Cette implication de l'entreprise dans l'évolution de l'outil nous paraît, néanmoins, très réductrice au vu de son rôle dans la réalisation des ACV : l'entreprise est à la source des données d'activité indispensables à l'application de la méthodologie.

La pratique actuelle des ACV nous renvoie à une approche des outils de gestion basée sur la passivité des acteurs utilisateurs. L'ACV est imposée à des utilisateurs organisationnels passifs et de manière décontextualisée de leur réalité. Mais, comme tout outil introduit auprès des organisations, il est possible de lire l'ACV selon une logique différente dans laquelle l'outil entretient une double relation avec elles :

- l'outil apporte à l'entreprise une nouvelle façon de s'organiser, de gérer son activité, de communiquer, etc. (dimension normative) ;
- l'entreprise interprète l'outil et l'adapte à ses spécificités, c'est à dire qu'elle apporte des informations liées à son activité quotidienne pour permettre le développement de l'outil (dimension adaptative).

Dans notre recherche nous nous sommes basé sur cette approche élargie des outils de gestion pour étudier le rôle de l'entreprise dans la production de l'information environnementale par l'ACV.

L'enjeu du prochain chapitre est de vérifier quelles sont les limites de l'outil à l'égard de la comptabilité environnementale et comment ce champ de la gestion perçoit l'implication de l'entreprise dans l'évolution de l'ACV.

CHAPITRE II

L'ACV VUE PAR LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE

Nous avons jusqu'ici présenté les différentes manières d'interpréter l'ACV au sein de l'entreprise au travers du prisme de la littérature sur les outils de gestion et de la littérature spécialisée. Pour continuer notre raisonnement, nous allons présenter dans ce chapitre une analyse de la littérature sur l'ACV en comptabilité environnementale. Cette dernière est au cœur de la philosophie gestionnaire de l'ACV. Elle constitue, d'ailleurs, le seul champ théorique des sciences de gestion qui s'intéresse directement à l'ACV. L'objectif maintenant est de voir comment le champ théorique de la comptabilité environnementale conçoit la contribution de l'ACV pour l'entreprise ainsi que son interaction avec elle.

Dans ce chapitre nous présentons tout d'abord les deux éléments majeurs qui permettent de situer l'ACV dans le champ de comptabilité environnementale : d'une part, la similitude entre l'ACV et la comptabilité analytique, et d'autre part la prise en compte du capital naturel. Nous allons voir que la prise en compte du capital naturel par l'ACV comporte certaines limites.

La deuxième section propose une discussion sur les limites de l'ACV. Nous discutons ainsi les différentes approches critiques sur l'outil dans le champ de la comptabilité environnementale. Nous avons pour but de montrer que, malgré le fait que la dimension argumentative de ces approches soit différente, les auteurs partagent une vision commune sur la contribution de l'ACV comme outil de comptabilité environnementale pour l'entreprise. Nous mettons également en évidence le fait que les limites de l'outil affectent à la fois la qualité et la pertinence de l'information. Ces éléments constituent des faiblesses particulièrement importantes dans certains contextes d'application de l'outil, principalement dans des cadres réglementaires.

La troisième section présente les principales voies d'évolution pour l'ACV identifiées dans la littérature. Nous allons voir que ces solutions d'amélioration sont essentielles pour que l'ACV puisse constituer un outil efficace de comptabilité environnementale dans une logique de

soutenabilité (conservation) forte. Enfin, nous mettons en exergue la négligence apparente de ces propositions en ce qui concerne l'implication de l'entreprise dans le processus de mise en œuvre et de développement de l'ACV.

II.1. L'ACV ET LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE

Le thème de la comptabilité environnementale (CE) a émergé lors de la crise écologique au début des années 1970³¹. La CE se situe à la fois à l'échelle macro et micro-économique (Richard, 2012 ; p.31-32). Elle est d'abord apparue en comptabilité nationale. A l'échelle nationale, la CE porte notamment sur la capacité des systèmes de comptabilité nationale et de leurs agrégats tels que le calcul du produit intérieur brut PIB à tenir compte des capitaux naturels et humain³² (Faucheux et Froger, 1994). Certains économistes arrivent même au calcul d'un indicateur de correction du revenu national dans l'ambition de conserver le capital naturel intact (voir par exemple Hueting, 1992 ; Gerlagh *et al.*, 2002). Au niveau micro-économique, le Suisse Müller-Wenk (1972), a été le premier à traiter la CE dans la littérature mondiale avec la publication « Comptabilité écologique, une introduction » (Richard, 2012, p.32). A ce niveau, la CE traite des questions associées au développement durable au sein des entreprises. Notre réflexion sur l'ACV s'inscrit dans cette deuxième dimension de la CE.

D'après Christophe (1995) la CE peut être définie comme « *un système d'information efficient sur le degré de raréfaction des éléments naturels engendré par l'activité des entreprises, utilisable pour réduire cette raréfaction et pour informer les tiers* » (cité par Labouze et Labouze, 1995, p.99). La mise en pratique de la CE renvoie aux outils qui doivent permettre (Antheaume et Christophe, 2005, p.3):

- « *d'une part de compléter ce que « compte » la comptabilité générale par la prise en compte des flux physiques et des coûts que l'entreprise occasionne à d'autres du fait de ses actions ;*
- *d'autre part d'étendre les catégories d'acteurs à qui l'entreprise rend des comptes ».*

³¹ La protection de l'environnement fait, néanmoins, l'objet de réflexions depuis longtemps. Dans « La comptabilité verte : De la politique environnementale à l'écobilan », premier ouvrage français dédié au sujet de la comptabilité environnementale, Christophe (1995a) reprend, par exemple, des réflexions anciennes de Platon ainsi que des constats historiques faisant preuve d'une certaine conscience environnementale de la part du gouvernement français depuis longtemps.

³² Den Butter et Verbruggen (1993) distinguent deux approches possibles pour tenir compte du capital naturel dans les comptes nationaux. La première consiste à calculer un PIB vert, c'est à dire un revenu soutenable égal au PIB conventionnel auquel on soustrait la dépréciation du capital naturel. La seconde approche vise à déterminer des indicateurs d'état de l'environnement en termes physiques et de les comparer à la croissance du PIB (Faucheux et Froger, 1994).

L'ACV constitue ainsi un outil de CE car cette dernière peut s'appuyer sur l'ACV pour identifier, estimer, consolider, interpréter et communiquer les données sur les impacts environnementaux générés par les activités des entreprises (Labouze et Labouze, 1991, 1995 ; Christophe, 1995a ; Antheaume, 1999 ; Gray et Bebbington, 2001 ; Schaltegger et Burrit, 2001 ; Christophe, 2004 ; Antheaume et Christophe, 2005 ; Richard, 2009, 2012).

Deux caractéristiques majeures permettent d'établir le lien entre l'outil et le champ de la CE. D'une part, l'ACV correspond à une extension de la comptabilité analytique (Christophe, 1995a) ; d'autre part, il s'agit d'un outil qui permet d'intégrer le capital naturel dans la production des informations sur l'entreprise – élément clé de la CE. Dans cette section nous présenterons ces caractéristiques principales qui inscrivent l'ACV dans le champ de la CE.

II.1.1. Une forme (élargie) de comptabilité analytique

D'après Christophe (1995a), l'ACV peut être comprise comme une extension de la comptabilité analytique : « *En comptabilité analytique on calcule quelles sont les quantités de matières premières X ou Y, de main d'œuvre, d'électricité... etc, qui seront nécessaires à la production d'un produit P. Dans le cadre de l'ACV, à cette analyse préalable viendra s'ajouter la composante environnementale* » (p.85).

Comme le soulignent Richard et Collette dans leur ouvrage consacré au Système comptable français et aux normes IFRS (2005, p.4), « *la comptabilité est protéiforme* » ; *elle apparaît sous la forme des divers systèmes d'information poursuivant des objectifs différents* ». En matière de comptabilité traditionnelle, deux grandes branches de comptabilité sont distinguées : la comptabilité générale (ou financière) et la comptabilité analytique (ou de gestion). Dans le premier cas, l'information vise les tiers qui travaillent avec l'entreprise et « *donne une représentation patrimoniale de l'entreprise et décrit les relations de l'entreprise avec l'extérieur* » (Christophe, 2006, p.2). A la différence de la comptabilité générale, la comptabilité analytique s'intéresse au contrôle de la performance économique du site de production et est destinée à l'usage interne³³. Elle vise essentiellement à aider les dirigeants à prendre des décisions en matière de gestion (Christophe, 2006). En comptabilité analytique on quantifie, entre autres, les matières premières et les ressources énergétiques utilisées dans une production. Autrement dit, cette comptabilité de flux peut couvrir une bonne partie des

³³ Nous tenons à souligner que, contrairement à la comptabilité générale, la comptabilité analytique ne s'applique pas sur la base de règles communes à toutes les entreprises (même s'il existe des grands principes à caractère général).

besoins en matière des données par rapport au système d'avant plan : elle génère des données d'entreprise relatives au système principal du produit. L'ACV a donc un lien étroit avec la comptabilité analytique même si, sur le fond, elle peut viser une diffusion d'information qui dépasse bien la sphère interne (Cf. Figure 8, Section I.2.1.2, Chapitre I).

Tableau 9. Parallèle entre la comptabilité analytique et l'ACV

Caractéristique	Comptabilité analytique	ACV
Objectif poursuivi	Contrôle de la performance économique du site de production	Efficience environnementale
Flux physiques pris en compte	<ul style="list-style-type: none"> Flux de matières et d'énergie entrant dans le système de production principal 	<ul style="list-style-type: none"> Flux de matières et d'énergie entrant et sortant dans toutes les étapes du cycle de vie Quantité d'émissions en amont Quantité d'émissions en aval
Flux d'émissions pris en compte	–	<ul style="list-style-type: none"> Flux d'émission dans l'air Flux d'émissions dans l'eau Flux d'émissions dans le sol en (en fonction des catégories d'impact pris en compte)
Public visé	Financiers – l'information est destinée uniquement à l'usage interne	Plusieurs – L'information peut être destinée à l'usage interne uniquement, à l'usage externe ou les deux
Concepteurs et cadre évolutif	Ingénieurs de production et comptables	Ingénieurs externes
Utilisateurs	Ingénieurs de production et comptables	Ingénieurs externes (pour la plupart des cas)

Source : élaboré à partir de Christophe (1995a).

En outre, du point de vue historique, nous pouvons signaler une similarité intéressante entre l'ACV et la comptabilité analytique. Cette dernière a été développée, à la base, par des ingénieurs (de production) et non par des comptables (Christophe, 1995a) ; cette forme de comptabilité nécessite aussi des connaissances multiples car, tout comme l'ACV, elle a un caractère scientifique et technique marqué. Il est ainsi difficile d'appliquer une comptabilité analytique sur la base de connaissances uniquement d'ingénierie ou uniquement comptables. C'est seulement tardivement que les comptables se sont intéressés à la comptabilité analytique du fait qu'il fallait préparer une information assimilable par les financiers. Mais comme souligné par Christophe, il ne s'agissait pas de remplacer les ingénieurs de production dans ce qui était de leur compétence : « *les comptables n'ont pas supplanté les ingénieurs, seuls ces*

derniers sont en mesure d'améliorer techniquement certains processus de production ». Christophe termine cette réflexion en soulignant un aspect sensible en matière des données : *« Les comptables ne se sont pas davantage affranchis d'une certaine tutelle scientifique, ils restent prisonniers des informations que leur fournissent les ingénieurs de production et sont généralement incapables d'en vérifier le bien fondé... »* (p.103). Ce phénomène est à mettre en parallèle avec le cas des ACV. Cependant, à la différence de la comptabilité analytique, les ingénieurs réalisateurs des études ACV sont généralement placés à l'extérieur de l'entreprise (Cf. Section I.2.1.3.2, Chapitre I) ce qui restreint la communication entre les comptables (et les gestionnaires de manière plus large) et ces ingénieurs. On pourrait donc considérer que, dans le cas des ACV, non seulement l'entreprise reste prisonnière de l'information fournie par les ingénieurs mais aussi, du fait de la présence d'un intermédiaire réalisateur qui est extérieur à l'entreprise, elle reste à la marge des contributions significatives au développement des ACV.

II.1.2. La prise en compte du capital naturel

Les pressions grandissantes de la société qui découlent de la crise écologique et l'évolution de l'importance des coûts environnementaux ont généré des nouveaux besoins au sein des entreprises en matière de production d'information. Ces besoins sont fondamentalement liés à une reconnaissance (bien que tardive par rapport à d'autres domaines) du capital naturel et de la nécessité de la protection de l'environnement dans le domaine économique³⁴.

La prise en compte du « capital naturel » est un élément clé qui différencie la CE de la comptabilité traditionnelle (Richard, 2012) : dans la comptabilité traditionnelle, le seul capital véritablement concerné et protégé est le capital financier tandis que la CE vise à prendre en compte le capital naturel³⁵. La CE s'insère, ainsi, dans la notion du développement durable³⁶ qui traite du problème de la limite des ressources et à la nécessité de leur conservation : *« pour que le développement durable puisse advenir dans le monde entier, les nantis doivent adopter un mode de vie qui respecte les limites écologiques de la planète »* (WCED, 1987).

³⁴ Nous rappelons ici que l'économie est la discipline qui se rapproche le plus de la comptabilité (Richard et Collette, 2005, p. 7)

³⁵ En comptabilité environnementale, le capital naturel est traité dans tous les cas, mais il est possible également de considérer d'autres formes de capitaux comme le capital humain, le capital socio-organisationnel et le capital artistique (Richard, 2012, p.38).

³⁶ Le concept de développement durable a été popularisé en 1987 par le rapport Bruntland « Notre avenir à tous » qui définit ce terme comme : *« un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs »* (WCED, 1987).

Dans ce contexte, l'ACV constitue un outil qui permet aux entreprises de « compléter ce qui compte » en matière de production d'information pour rendre compte des effets de leurs activités à ses parties prenantes. Nous allons voir par la suite que cette prise en compte peut être effectuée selon deux logiques de conservation distinctes par rapport à la notion de développement durable.

II.1.2.1. Deux logiques de conservation distinctes

Selon Costanza et Daly (1992), le capital naturel constitue l'extension de la notion économique de capital (biens fabriqués) aux biens et services environnementaux. La définition générale du capital étant celle d' « un stock de biens ou de services à forte valeur dans le futur », le capital naturel constitue un stock de biens et de services écosystémiques. Par exemple, un écosystème forestier constitue un capital naturel mesurable. Il fournit des biens comme le bois de chauffage, des produits forestiers non ligneux (par exemple, plantes médicinales) etc. Les services issus de cet écosystème sont aussi nombreux : conservation de l'eau, protection des sols, conservation de la biodiversité, protection des cultures agricoles, absorption de gaz à effet de serre et apport d'oxygène, régulation de la température, écotourisme forestier, etc. (Costanza *et al.*, 1997).

Dans le champ de l'économie, le débat sur la conservation du capital naturel a commencé à partir des années 60, en parallèle aux mouvements politiques dits « écologistes ». Avec l'introduction de la notion du développement durable lors du Sommet de la Terre de Rio (1992), la question connaît une importance accrue dans tous les niveaux des discours de la société (Juffé, 2012).

Deux logiques de conservation distinctes du capital naturel s'affrontent selon deux différents courants en économie : celle de l'école néoclassique dite de la soutenabilité faible et celle des économistes écologiques, dite de la soutenabilité forte (Neumayer, 1999). Le tableau 10 présente une synthèse des principaux thèmes d'opposition entre ces deux courants.

Tableau 10. Soutenabilité forte et soutenabilité faible

Thème	Soutenabilité (conservation) faible	Soutenabilité (conservation) forte
Priorité à poursuivre dans la quête d'un développement soutenable	Prévenir une catastrophe écologique qui mettrait en péril les sociétés humaines	Questionnement de fond sur les relations entre les humains et les milieux naturels
Vision des relations entre les humains et les milieux naturels	La nature est un ensemble de ressources. Les humains doivent apprendre à mieux la maîtriser pour résoudre les problèmes actuels	Les êtres humains et la nature ne peuvent pas être séparés et doivent coexister en harmonie
Que cherchons-nous à préserver ?	Le bien-être de l'espèce humaine	L'ensemble du capital naturel, y compris l'espèce humaine
Ecart entre la situation actuelle et une situation de développement soutenable	La situation actuelle est proche de développement durable, à laquelle on devrait parvenir en 30 à 50 ans	La situation est très loin d'une situation de développement durable, tellement éloignée qu'il est difficile de se faire une idée de ce qu'est la durabilité. L'atteindre exigerait de 150 à 200 ans
Nature des changements requis	Des changements à la marge du système actuel	Des changements structurels fondamentaux
Importance du capital naturel	Le capital naturel est important mais il peut être compensé par des innovations technologiques	Il faut à tout prix chercher à conserver le capital naturel
Nature du chemin vers un développement soutenable	Des structures autoritaires et coercitives peuvent être utilisées (par exemple les forces du marché). Les développements de la technologie devraient permettre la résolution d'un grand nombre de problèmes	Il devrait y avoir une participation démocratique et transparente. Des ajustements purement techniques génèreront plus de problèmes indésirables qu'ils n'en résoudront
Pertinence du thème de l'éco-justice	L'équité intergénérationnelle est un thème à part. Le développement durable s'intéresse surtout aux questions d'écologie. Les questions d'équité survivront en temps voulu. Les conditions de vie des pays industrialisés doivent être préservées	L'équité intergénérationnelle est une composante intégrale et indispensable du développement durable. On ne pourra faire l'économie d'un traitement des problèmes et aspirations du tiers monde
Quelle est la nature de la soutenabilité ?	Soutenabilité de la civilisation occidentale ou, au moins, du niveau actuel de développement économique. La croissance économique est indispensable à la poursuite du développement durable	La croissance économique telle qu'elle est conçue aujourd'hui devrait être redéfinie ou perdre son statut d'objectif prioritaire. Ceci remet en question la manière dont nous mesurons et concevons le développement

Source : complété de Gray et Bebbington (2001, p.14) dans Antheaume et Christophe (2005).

Dans les sous-sections suivantes nous présentons ces deux paradigmes qui font partie des grandes lignes de classification des CE de Richard (2009, 2012) et caractériseront l'ACV à la lumière de cette distinction.

II. 1.2.1.1. La soutenabilité (conservation) au sens faible

La logique de soutenabilité faible est fondée sur les travaux des économistes néoclassiques comme Solow (1986, 1993)³⁷ et Hartwick (1977, 1978)³⁸ (cités dans Neumayer, 1999, p.1) qui reconnaissent la nature comme un capital productif et défendent l'idée de la conservation du stock des capitaux dans le temps. Le stock de capital comprend : le capital physique qui se constitue des biens construits (bâtiments, écoles, routes, etc.), le capital humain (ensemble des connaissances et des qualifications) et le capital naturel représenté par les actifs naturels fournissant des services économiques et écologiques.

Dans l'optique de la soutenabilité faible le capital naturel peut diminuer à la condition que le capital physique augmente (ou vice-versa). Autrement dit, la soutenabilité faible « autorise des recompositions entre les parties constitutives du capital global » (Faucheux et Froger, 1994). Ce courant optimiste considère que le progrès technologique est accompagné par des baisses importantes de consommation des ressources naturelles. L'idée fondamentale est que les deux formes de capitaux puissent se compenser afin de maintenir une croissance constante: c'est sur cet aspect que se situe la différence principale entre la soutenabilité faible et la soutenabilité forte (Neumayer, 1999 ; Ayres, 2007).

II. 1.2.1.2. La soutenabilité (conservation) forte

La logique de la soutenabilité forte est née des travaux des économistes écologiques (comme Georgescu-Roegen (1971, 1979)³⁹ et Daly (1989, 1991, 1996)⁴⁰ pour citer certains des plus connus) (Neumayer, 1999 ; Ayres, 2007). A la différence de la notion précédente qui préconise l'idée de substitution (par laquelle le capital naturel peut être compensé ou

³⁷ Solow R.M. (1986), On the Intergenerational Allocation of Natural Resources, *Scand. J. of Economics* 88 (1): 141-149. Solow R.M. (1993), An almost practical step toward sustainability, *Resources Policy* 19 (3): 162-172.

³⁸ Hartwick, J.M. (1977), Intergenerational equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources, *The American Economic Review*, 67 (5): 972-974. Hartwick, J.M. (1978). Investing returns from depleting renewable resource stocks and intergenerational equity, *Economics Letters*, 1 (1): 85-88.

³⁹ Georgescu-Roegen, N. (1971), *The Entropy Law and the Economic Process*, Cambridge, Mass.: Harvard University Press. Georgescu-Roegen, N., (1995) [1979]. *La décroissance. Entropie – Ecologie – Economie* (1979). Présentation et traduction de MM. Jacques Grinevald et Ivo Rens. Nouvelle édition, 1995. [Première édition, 1979]. Paris : Editions Sang de la terre, 1995, 254 p.

⁴⁰ Daly, H. E., Cobb, J.B.Jr. (1989), *For the Common Good*, Boston: Beacon Press. Daly, H. E. (1991), *Steady-State Economics*, Second edition with new essays, Island Press. Daly H. E. (1996), *Beyond Growth: the economics of sustainable development*, Beacon Press.

substitué), les partisans de la soutenabilité forte soulignent la nécessité d'une conservation séparée des capitaux. Cette approche plus pessimiste est fondée sur le principe de précaution⁴¹ : les tenants de l'économie écologique n'excluent pas un scénario où certaines ressources naturelles seraient épuisées avant que les solutions de remplacement ne soient trouvées. Ici, l'économie est considérée comme un sous-système d'un système plus vaste qui est celui de l'écologie : le bien être humain dépend de la santé des écosystèmes (Costanza, 1991 ; Daly et Costanza, 1992). Dans cette ligne de pensée « *L'homme et la nature (et plus précisément la Terre-mère) sont deux entités symbiotiques, tout ce qui peut arriver de bon à l'un est bon pour l'autre...* » (Juffé, 2012, p.14).

Dans l'optique de la soutenabilité forte, la richesse officielle d'un pays ne pourrait pas augmenter au détriment de la richesse naturelle. De même, la décision d'un acteur économique pour le maintien du capital naturel ne devrait pas être conditionnée à l'augmentation de son capital financier. En vue d'assurer la conservation du capital naturel Daly (1990) propose trois règles de conservation minimale :

- ne pas exploiter les ressources renouvelables au-delà de leurs taux de régénération ;
- ne pas excéder les capacités d'assimilation et de recyclage des écosystèmes dans lesquels les déchets sont rejetés ;
- exploiter les ressources naturelles épuisables dans un rythme tel que l'effet sur l'épuisement des ses ressources soit neutralisé par des mécanismes de substitution basés sur des ressources renouvelables.

⁴¹ Le principe de précaution figure dans la Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement (1992, principe 15) « *en cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement* ». <http://www.un.org/french/events/rio92/rio-fp.htm#three>.

Une voie vers la « bonne croissance » ?

La « bonne croissance » – plus souvent appelée décroissance⁴² soutenable et parfois croissance zéro ou décroissance de l’empreinte écologique – constitue une innovation théorique radicale qui s’est développée à la fin du cycle de haute-croissance d’après guerre. Plutôt qu’une décroissance au sens d’une pauvreté vertueuse, la bonne croissance désigne « *une pensée anti-systémique, écologique, qui conteste tant la valeur que la durabilité du capitalisme* » (Duverger, 2009). Autrement dit, une « *croissance zéro sur le plan quantitatif ne signifie pas absence de croissance sur le plan qualitatif* » (Christophe, 2007, p.42). A notre sens, ce courant s’inscrit partiellement dans l’approche de soutenabilité forte. Les adeptes de ce mouvement⁴³ convergent avec la logique de soutenabilité forte sur les questions d’ordre sociétale (écologie, modes de production, échanges, emplois, transports, alimentation). Ainsi, en ce qui concerne la conservation du capital naturel, leurs principes paraissent bien similaires à ceux du courant de la conservation forte. Cependant, comme signalé par Duverger (2009), certaines questions d’ordre philosophique sont abordées explicitement par les défenseurs de la « bonne croissance » comme le rapport à l’altérité, la quête du bonheur, le sens du progrès et de la technique, la finalité des échanges et la réflexion sur le besoin et le désir. En outre, les adeptes de la décroissance s’opposent explicitement au concept de développement et donc à la notion de développement durable. C’est à dire que, à leur sens, le développement ne peut pas être durable (Latouche, 2010, p.114). Dans cette approche, la richesse d’un pays ne pourrait pas augmenter au détriment de la nature mais non plus être fondée sur la richesse individuelle au sein de classes polarisées⁴⁴. Les penseurs de la décroissance sont aussi très critiques sur la traduction monétaire de l’économie libérale (où ce qui n’a pas un prix n’a pas de valeur) (Duverger, 2009).

⁴² Le terme décroissance est apparu en 1971 avec la publication de l’ouvrage intitulé « *The Entropy Law and the Economic Process* » de l’économiste et mathématicien roumain Nicholas Georgescu-Roegen (cité plus haut). La première étude importante sur la décroissance a été publiée dans l’année suivante par le Club de Rome : le rapport intitulé « *Limits to Growth* », ou rapport Meadows (en français : Halte à la Croissance ?) mettant l’accent sur les dangers économiques de la croissance de la consommation des matières premières et de la croissance démographique (Christophe, 2007 ; Duverger, 2009 ; Latouche, 2010). Ce terme sonne comme une provocation : d’après Latouche (2010), « *La prégnance dans notre imaginaire de la religion de la croissance et de l’économie est telle que parler de décroissance nécessaire est littéralement blasphématoire, et celui qui s’y risque est au minimum traité d’iconoclaste* ». (p.11). Nous préférons ainsi employer le terme « bonne croissance » au lieu de « décroissance » pour éviter une mauvaise compréhension du lecteur.

⁴³ En France, le mouvement de la décroissance compte des personnalités telles que les fondateurs de l’écologie politique Jacques Ellul et Bernard Charbonneau, de penseurs comme Serge Latouche et Pierre Rabhi et des chercheurs en gestion comme Bernard Christophe.

⁴⁴ Pour Pierre Rabhi, spécialiste renommé de l’agroécologie, ce que nous appelons d’« économie » est précisément la négation de ce que signifie le mot économie : « *prudence, parcimonie, mesure* » (Rabhi, 2010, p.69). L’économie telle que nous l’avons conçue est « *l’art subtil de faire de la prédation une science* » (p.76) et l’instrument de domination et d’exploitation des nouveaux maîtres du monde.

Christophe (2007), premier auteur à aborder le sujet dans une approche micro-économique, souligne que la décroissance soutenable (ou plutôt la bonne croissance) signifie, au niveau de l'entreprise, *« que l'on va faire disparaître certaines productions qui nuisent à l'environnement au profit d'autres que le protègent d'avantage. Mais faire des reconversions implique que certaines entreprises (à tout au moins pendant un certain laps de temps décroissent »*. (Christophe, 2007, p.13). En ce sens, elle signifierait une régression de certains secteurs de l'économie tandis que d'autres pourraient continuer d'accroître leurs activités. Pour Christophe, comme le développement durable et la décroissance ont des points communs, il ne s'agit pas de tout réinventer.

II.1.3. L'ACV : un outil de comptabilité environnementale basé sur la logique de conservation faible

Richard (2009) propose un modèle de classification des comptabilités environnementales basé sur huit critères⁴⁵. Parmi ces critères, l'auteur inclut le type de conservation du capital naturel selon les notions de soutenabilité faible et de soutenabilité forte.

Pour Richard (2012), l'ACV telle qu'elle est appliquée aujourd'hui constitue une CE de type (soutenabilité) faible. Autrement dit, l'ACV admet la substitution du capital naturel par le capital physique. Le problème selon Richard repose notamment sur l'évaluation effectuée par unité de produit (principe d'efficacité) : cette évaluation par unité de produit nie la possibilité de juger le degré de soutenabilité d'une entreprise. Selon Richard, l'ACV sert *« à justifier les stratégies des entreprises plutôt que de véritables instruments de vérification de leur soutenabilité (...) une vérification de la soutenabilité passe par l'examen de la masse globale des inputs et des outputs (comparée à des limites, elles-mêmes exprimées en valeur absolue) »* (p. 95).

De manière générale, si nous faisons un parallèle avec la quantité et la diversité des travaux issues de la recherche ingénierique spécialisée, les travaux existants sur l'ACV dans le champ de la CE ne sont pas très diversifiés (Labouze et Labouze 1991 ; Christophe, 1995a ; Antheaume, 1999 ; Schaltegger, 1996 ; Gray et Bebbington, 2001 ; Schaltegger et Burrit, 2001 ; Richard, 2009 ; Richard, 2012). En revanche, ce type de recherche apporte des

⁴⁵ Les huit critères d'identification et de classification des comptabilités environnementales proposés par Richard sont : les capitaux concernés, l'objectif poursuivi, le type de conservation des capitaux, le degré de responsabilité, le mode d'évaluation, la dimension spatiale, le degré de détail et de temporalité, le type de résultat (Richard, 2009). Richard présente la typologie des nombreuses comptabilités environnementales selon ce modèle de classement dans son ouvrage « Comptabilité et développement durable » paru en 2012.

critiques importantes à l'égard de la méthodologie des ACV en ce qui concerne son rôle d'outil pour les CE. Dans la section suivante nous proposons une discussion approfondie sur les limites de l'ACV. Cette discussion nous paraît cruciale en vue de montrer certains points sensibles par rapport à son utilisation et de voir comment les auteurs du champ de la gestion perçoivent l'implication de l'entreprise dans l'évolution de l'ACV.

II.2. LES LIMITES DE L'ACV

Les études développées sur l'ACV à caractère applicatif dans le champ de la CE portent principalement sur des analyses des coûts du cycle de vie⁴⁶ (ACCV) (Schaltegger et Burrit, 2000, p.240) plutôt que sur l'ACV proprement dite. Les critiques sur l'ACV dans le champ de la CE sont néanmoins courantes dans ce courant de recherche. Les opinions des auteurs convergent souvent vers la même conclusion : la contribution de l'ACV reste fortement limitée à la réflexion sur le cycle de vie du produit (ou à la pensée du cycle de vie, Cf. Section I.1.3, Chapitre I). Autrement dit, l'ACV permet une compréhension des enjeux environnementaux liés au cycle de vie des produits (dans l'idée d'un outil d'apprentissage) qui est susceptible d'exercer un impact sur la façon d'opérer des entreprises. Mais elle ne permet pas une vérification de leur soutenabilité (Schaltegger, 1996 ; Gray et Bebbington, 2001 ; Richard, 2012). Gray et Bebbington (2001, p.190) soulignent par exemple que « *...environmental (and social) issues are so complex that single answers are simply impossible. All LCA can do is help us understand this world of essential complex* ». Schaltegger, qui a publié un ouvrage collectif dédié complètement à l'ACV en 1996⁴⁷, affirme que l'ACV telle qu'elle est pratiquée peut entraîner de mauvaises décisions en matière de gestion environnementale que ce soit de la part des entreprises comme des décideurs publics. D'après cet auteur « *...LCA should only be taken as a philosophy for strategic management to think about product life cycle on principle, or the current approach of LCA should be improved very much* » Schaltegger (1996, p.147). Ce point de vue sur l'ACV par rapport à sa contribution comme outil de CE est donc souvent partagé par les auteurs. Malgré cela, les arguments justifiant cet avis ne sont pas forcément les mêmes.

Nous avons identifié deux approches critiques majeures sur les limites de l'ACV. La première est axée sur ses limites par rapport au principe d'efficacité (Gray, 2001 ; Richard, 2012). La

⁴⁶ Voir par exemple Huizing et Dekker, 1992 ; Antheaume, 1999 ; Lamberton, 2000. Nous tenons, néanmoins, à préciser que la CE ne débouche pas forcément sur une monétisation du capital naturel (Richard, 2009). Autrement dit, le seul calcul des impacts environnementaux en termes physique constitue déjà une CE.

⁴⁷ Life Cycle Assessment (LCA) – Quo vadis?, Birkhäuser Verlag.

deuxième se situe au niveau des aspects affectant la pertinence et la fiabilité de l'information environnementale (Schaltegger, 1996 ; Bicalho *et al.*, 2012). Dans cette section nous présentons les limites de l'ACV à partir des critiques existantes au sein de ces deux approches. Nous recourrons, néanmoins, à la littérature technique sur l'ACV pour enrichir notre analyse.

II. 2.1. Les limites d'une évaluation fondée sur l'efficacité

Le concept d'éco-efficacité, introduit dans la littérature par Schaltegger et Sturm (1990), a été largement diffusé à partir de 1992 avec la publication « *Changing course* » de Schmidheiny (1992) par la WBCSD (Ehrenfeld, 2005). L'éco-efficacité «*expresses the efficiency⁴⁸ with which ecological resources are used to meet established economic goals* (Schaltegger et Burrit, 2000, p.24). Intégrée à la logique du cycle de vie l'éco-efficacité «*is reached by the delivery of competitively-priced services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life-cycle, to a level at least in line with the Earth's estimated carrying capacity* »⁴⁹ (p.49). Ce concept réside donc dans l'idée de performance à partir de la combinaison de deux axes du développement durable : l'environnement et l'économie.

Sur le plan pratique, l'éco-efficacité se traduit par une équation simple, à savoir le ratio entre la quantité (la valeur physique) de ce qui est produit et l'impact environnemental total de la production (Ehrenfeld, 2005).

$$\text{Éco-efficacité} = \frac{\text{Valeur totale du produit ou service}}{\text{Impact environnemental total généré}}$$

En plus, Schaltegger et Burrit distinguent deux types d'éco-efficacité :

- l'éco-efficacité basée sur l'efficacité du produit ;
- l'éco-efficacité basée sur l'efficacité fonctionnelle du produit.

⁴⁸ L'efficacité consiste à la réalisation des objectifs de production avec le niveau minimum d'intrants (Schaltegger et Burrit, 2000, p.24).

⁴⁹ WBCSD (World Business Council for Sustainable Development) (1993). Getting Eco-efficient : How can business contribute to sustainable development ? (Proceedings of the First Antwerp Eco-Efficiency Workshop, Antwerp, November 1993).

L'éco-efficience basé sur l'efficacité du produit se formalise par l'équation suivante :

$$\text{Éco-efficience} = \frac{\text{Quantité totale produite}}{\text{Impact environnemental (total)}}$$

L'éco-efficience basée sur l'efficacité *fonctionnelle* du produit constitue une notion fondamentale de l'ACV (Ehrenfeld, 2005). Selon la norme ISO 14040 (2006) l'ACV est la compilation et l'évaluation des entrants et sortants, ainsi que des impacts potentiels environnementaux d'un système de produits au cours de son cycle de vie. Cette compilation est faite en fonction d'un flux de référence, c'est à dire une unité correspondant à la fonction du produit (Cf. Section I.1.3.1, Chapitre I). Appliqué à l'ACV, l'équation de l'éco-efficience prend la forme suivante :

$$\text{Eco-efficience} = \frac{\text{Fonction rendue par la quantité produite}}{\text{Impact environnemental (total)}}$$

Du point de vue de Richard (2012), une CE fondée sur la notion d'éco-efficience n'est pas en mesure de satisfaire la logique de conservation forte du capital naturel. D'une part, car elle ne permet pas de juger le degré de soutenabilité d'une entreprise (Cf. Section II.1.1.3). D'autre part, car les changements en termes de demande et de production générés par les options d'amélioration à mettre en place à partir (uniquement) des indicateurs d'éco-efficience peuvent générer des « effets rebond⁵⁰ ».

II. 2.1.1. L'effet rebond

L'effet rebond (ou « *take-back effect* ») est le terme utilisé pour décrire le « *extent of energy saving produced by an efficiency investment that is taken back by consumers in the form of higher consumption...* » (Herring, 2004). Autrement dit, l'effet rebond correspond à une augmentation de la production globale (et donc des impacts en termes absolus) générée par une amélioration de l'efficacité. Ce phénomène est étudié depuis longtemps par les économistes du domaine de l'énergie. Il a été d'abord constaté par Jevons (1865) dans l'ouvrage « Sur la question du charbon »⁵¹. Cet économiste anglais avait constaté que la consommation de charbon en Angleterre avait augmenté de façon significative après

⁵⁰ Le problème de l'effet rebond lié à des indicateurs d'éco-efficience est abordé de façon spécifique par Richard et Plot dans un ouvrage à paraître (Gestion Environnementale, Ed la Découverte, Repères, 2014).

⁵¹ Traduction de « *The coal question* »

l'introduction de la machine à vapeur (efficace) de James Watt. Ces machines, plus rentables en matière d'énergie – et donc plus intéressantes pour la consommation, ont conduit à une augmentation de la consommation totale du charbon malgré leur moindre consommation par unité. Dans cette perspective, l'effet négatif unitaire du produit diminue mais pas l'effet de sa consommation globale. C'est à dire que, dans ce cas, le progrès technique au lieu de diminuer l'impact environnemental, conduirait, au contraire, à son augmentation à cause d'une production et consommation totales plus élevées (Herring, 1999 ; Greening *et al.*, 2000).

A partir des années 1980, après les crises pétrolières, le débat sur l'effet rebond s'est intensifié parmi les économistes. Brookes (en 1979) et Khazoom (en 1980) ont été les premiers à analyser les relations entre l'efficacité et l'effet rebond à travers des études empiriques. Ces études ont, d'une part, confirmé le constat historique de Jevons et, d'autre part, ont fait la distinction entre les effets rebond micro et macroéconomiques (Herring, 1999).

II. 2.1.1.1. Trois types d'effet rebond

Trois types d'effet rebond sont clairement distingués dans la littérature (Greening *et al.*, 2000 ; Sorrel et Dimitropoulos, 2007) :

- l'effet rebond direct : l'effet rebond est lié à l'effet d'un seul produit. L'efficacité énergétique génère une baisse de prix d'un bien ou service. Par conséquent, une augmentation de la consommation du même bien (effet de substitution) se produit. Par exemple, malgré la diminution des émissions de CO₂ des véhicules (par unité) en France, la totalité de ces émissions ont continué de croître, en raison d'une hausse du taux d'équipement des ménages⁵² et des distances parcourues ;
- l'effet rebond indirect : les économies réalisées grâce à la réduction des coûts d'efficacité d'un produit provoque une augmentation de la demande pour d'autres biens qui nécessitent, eux-mêmes, de l'énergie et des ressources pour être produits et pour fonctionner. Par exemple, l'amélioration de l'efficacité énergétique du chauffage en France a donné lieu à l'augmentation de l'électroménager des ménages, à la hausse de la température et de la surface moyenne des logements ;

⁵² Plus de 80% ont au moins une voiture en 2005, contre 60% en 1973 selon Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (Chiquiri, 2011).

- l'effet rebond macro-économique : cette forme de rebond correspond regroupe les effets rebond direct et indirect dans l'économie globale. Autrement dit, l'efficacité favorise la croissance économique qui se traduit par l'accroissement de la consommation de biens, d'une part, et la production globale, d'autre part. Dans l'ensemble, ce phénomène oriente la consommation d'énergie et de ressources naturelles à la hausse. D'ailleurs, dans un contexte macro-économique, les changements technologiques peuvent générer des effets transformationnels (Greening *et al.*, 2000 ; Herring, 2004). C'est à dire, qu'ils ont également le potentiel de changer les préférences des consommateurs, de modifier les institutions sociales et de réorganiser les structures de production.

II. 2.1.1.2. L'existence de deux hypothèses opposées

Deux hypothèses s'opposent en terme d'effet rebond. La première admet l'effet rebond mais considère que les bénéfices environnementaux de l'éco-efficience sont indiscutables ; la deuxième s'inscrit dans une optique de méfiance vis-à-vis des bénéfices de l'éco-efficience en matière d'environnement (Madlener et Alcott, 2009).

Les défenseurs de l'efficience admettent que les économies d'énergies sont inférieures aux niveaux estimés mais affirment que l'effet rebond ne remet pas en cause l'intérêt de l'efficience pour la conservation des ressources naturelles. Autrement dit, leur hypothèse est que, malgré l'existence de l'effet rebond, l'augmentation de l'efficience permettrait de diminuer la consommation totale d'énergie – qui aurait été bien supérieure en l'absence des améliorations techniques (Schipper et Grubb, 2000).

Contrairement à l'hypothèse précédente, les moins optimistes par rapport à l'efficience essaient de mettre en évidence le problème posé par la stratégie gagnant-gagnant ou « *win-win* »⁵³. Pour ceux-ci, l'idée de concilier des gains à la fois économiques et écologiques est peu efficace (voir mauvaise) pour la conservation de la nature puisque les gains économiques sont réinvestis dans des biens qui réduisent les gains écologiques⁵⁴ (Lifset, 2002). Leur hypothèse consiste ainsi à dire que l'éco-efficience peut servir les objectifs de croissance de la richesse au niveau économique mais pas forcément celle de la conservation du capital naturel.

⁵³ Les stratégies « *win-win* » reposent fondamentalement sur l'argument des gains économiques (diminution des coûts) à partir des améliorations environnementales (Boiral, 2005).

⁵⁴ Cet argument est souvent aussi utilisé par les partisans de la « bonne croissance ». Voir par exemple « Latouche » (2010, p.116).

Elle peut, au contraire, produire un effet inverse, conduisant à une consommation plus importante des ressources en termes absolus (Khazzoom, 1980 ; Brookes, 1990).

La difficulté consiste, toutefois, à confirmer ces hypothèses dans des différents cas de figure (Herring, 1999 ; Greening *et al.*, 2000 ; Sorrel et Dimitropoulos, 2007) . Une révision de plus de 75 estimations a montré, par exemple, que dans toutes ces études, l'effet rebond a été inférieur à la diminution de la consommation d'énergie totale⁵⁵. Greening *et al.* (2000) soulignent, néanmoins, l'aspect incomplet et incertain de ces estimations : peu d'études ont combiné des observations directes et des évaluations économétriques ; de plus, seuls les impacts directs ont été pris en compte dans la plupart de ces études. En conséquence, il est difficile d'en tirer des conclusions, notamment sur les effets macro-économiques. En ce qui concerne particulièrement les effets transformationnels, il n'existe pas de théorie pour prédire ces effets, et encore moins de mesures permettant de les vérifier (Greening *et al.*, 2000).

Les estimations d'effet rebond macro-économiques sont rares et normalement se limitent aux pays de l'OCDE. Comme souligné dans une étude du Centre de Recherche sur l'Energie en Grande Bretagne (UKERC) les résultats de ces estimations « *sont fondés sur un mélange d'arguments théoriques, d'exemples anecdotiques et de preuves « suggestives » issues d'analyse économétrique et de l'histoire économique* »⁵⁶.

L'effet rebond dans les ACV

L'application de la méthodologie ACV considère généralement le processus de production comme linéaire. Dans notre thèse nous traitons plus précisément de l'ACV dite « attributionnelle ». L'évaluation d'une ACV attributionnelle est statique. C'est à dire qu'elle ne cherche pas à évaluer les conséquences du passage d'un produit d'un état A à un état B. Dans ce cas, les aspects tels que les mécanismes du marché ou de développements technologiques secondaires ne sont pas inclus dans l'évaluation (Guinée *et al.*, 2002). Mais une ACV peut aussi être utilisée dans le but d'évaluer des conséquences. Il s'agit de l'ACV « conséquentielle ».

⁵⁵ (Greening et Greene, 1998) cité dans Greening *et al.* (2000). L'étude a montré que les effets rebond directs restaient assez modestes dans les économies développées, de l'ordre de 10 à 30%, mais probablement plus importants, jusqu'à 60% dans les économies en développement.

⁵⁶ Cité dans ADEME (2010b).

Les ACV conséquentielles tentent de prendre en compte l'effet rebond au niveau macro-économique⁵⁷. Ces ACV sont particulièrement importantes dans le cadre d'une réforme environnementale : un changement significatif (dans le secteur énergétique, par exemple) est susceptible d'affecter d'autres secteurs qui vont générer des impacts supplémentaires (Dandres, 2012). Autrement dit, ces ACV essaient d'évaluer les conséquences d'un changement par rapport à la situation actuelle. Au lieu d'attribuer des moyennes pondérées par le biais de règles d'allocation⁵⁸, l'approche conséquentielle allonge le système du produit en tenant compte (indirectement) d'autres processus affectés tels que les fournisseurs et les technologies. Toutefois, il n'est pas possible de dire que l'ACV conséquentielle soit meilleure que l'ACV attributionnelle ou vice-versa. Comme souligné par Dandres (2012), les ACV attributionnelle et conséquentielle ne répondent pas aux mêmes besoins et doivent être considérées comme complémentaires.

En ce qui concerne particulièrement les ACV conséquentielles, des développements considérables sont encore nécessaires pour améliorer les évaluations. D'une part, il n'est pas possible de prendre en compte tous les types d'effets indirects. D'autre part, il faut encore trouver les meilleures façons de traduire les éléments de rebond en termes d'impact environnemental. Un autre problème lié à cette approche est le manque de précision du résultat, étant donné que plusieurs scénarios hypothétiques doivent être considérés (Dalgaard *et al.*, 2008 ; Schmidt, 2008).

Dans tous les cas, au vu de l'incertitude par rapport aux effets rebond, il serait fondamental de dépasser l'approche de l'éco-efficience pour arriver à la mise en pratique d'une conservation du capital naturel au sens de la soutenabilité forte. Comme nous l'avons vu, cette dernière repose sur le principe de précaution. Dans cette logique, seul un changement structurel des modes de vies actuels serait capable de nous amener à un développement soutenable.

⁵⁷ Les effets rebond indirects sont couverts par l'ACV conséquentielle à travers des modélisations du système économique qui prennent en compte les contraintes de production et les effets d'élasticité reliant la capacité de production et de la demande (Dandres, 2012)

⁵⁸ L'allocation est nécessaire lorsque plus d'un produit est généré par les différents processus du cycle de vie. Il permet la répartition des charges environnementales entre les produits dans un système multifonctionnel (Gnansounou *et al.*, 2009), c'est à dire, un système fournissant un produit principal (par rapport à l'unité fonctionnelle) et d'autres coproduits (avec des fonctions supplémentaires). Compte tenu du fait qu'une règle universelle d'allocation n'existe pas, un choix est nécessaire pour attribuer les émissions générées par les différents produits pendant le processus du cycle de vie. Cet aspect est illustré dans le chapitre V, section V.1.2.5.

II. 2.2. Les limites par rapport à la qualité de l'information

La qualité d'une ACV dépend fortement de la disponibilité et de la qualité (en termes de validité et crédibilité) des données utilisées lors de la réalisation de l'ACV (Jolliet *et al.*, p.66). Bicalho *et al.* (2012) ont analysé les limites de l'ACV affectant la qualité et la pertinence de l'information du type ACV. Cette étude a indiqué, sur la base d'un contexte spécifique⁵⁹, que ces limites méthodologiques sont fortement liés à des aspects de CE. Ces liens ont été démontrés au travers de deux catégories de limites par rapport à l'ACV :

- le manque des données : certains problèmes sont liés à un manque de données scientifiques qui paraissent hors de la compétence de l'entreprise. Mais tous les problèmes identifiés dans la littérature spécialisée ont des liaisons plus ou moins fortes avec la comptabilité environnementale à cause d'un manque de données sur l'activité de l'entreprise ;
- le manque de normalisation : le lien ici concerne particulièrement l'absence d'exigences portant sur l'utilisation des données d'entreprise dans les ACV. Il s'agit d'un problème supplémentaire affectant la pertinence des résultats d'ACV au niveau de l'harmonisation de la méthodologie⁶⁰.

Dans cette section nous nous sommes focalisés sur le problème des données. Comme nous l'avons vu dans le chapitre I, les données d'ACV constituent un besoin matériel essentiel à son application (Cf. Section I.2.1.3.1, Chapitre I). Le manque de données reste, néanmoins, une difficulté majeure en matière d'ACV. Ce problème est largement discuté dans la littérature technique depuis le début des années 90 (Guinée *et al.*, 1990 ; Zimmermann *et al.*, 1996 ; Schaltegger, 1996 ; Finveden, 2000 ; Reap *et al.*, 2008a, 2008b). Il s'agit, en effet, d'une limite cruciale pour la production d'une information environnementale de qualité en vue de l'application de l'ACV.

Nous abordons en premier lieu les problèmes concernant les données scientifiques pour ensuite énumérer les obstacles par rapport au manque de données d'entreprise. A la vue de ces limites nous allons traiter la question de la pertinence de l'application de l'ACV dans des cadres réglementaires.

⁵⁹ Le contexte étudié concerne le cadre d'application de la Directive EnR en tant qu'instrument politique pour la promotion des biocarburants durables. Ce contexte est repris dans la partie empirique de notre thèse.

⁶⁰ Voir le chapitre I, section I.2.1.3.1/point 3 sur les progrès au niveau de l'harmonisation méthodologique. Il convient de noter que les avancements portant sur le choix et la qualité des données d'activité utilisées dans les ACV sont rares et s'adressent particulièrement à la production des bases des données (normalement constituées des moyennes industrielles).

II.2.2.1. Le manque d'information scientifique

Le manque d'information scientifique joue fortement sur la capacité de l'ACV de prendre en compte les enjeux environnementaux (la prise en compte de l'environnement est incomplète) et la précision des informations environnementales qu'elle produit (l'incertitude par rapport à ces informations est souvent très forte). Les limites concernant l'information scientifique dans les ACV est associée à deux types de données⁶¹:

- les facteurs d'émissions (FE) : les FE sont nécessaires au calcul des plusieurs types d'émissions (émissions de GES, métaux lourds, pesticides, etc.). Ces valeurs sont souvent peu adaptées aux conditions locales de l'évaluation ;
- les facteurs de caractérisation (FC) : le manque et l'imprécision des méthodes et des FC rend impossible aujourd'hui une évaluation satisfaisante de certains impacts tels que la disponibilité et la qualité de l'eau, la qualité du sol et les impacts finaux sur la biodiversité (Jolliet *et al.*, 2010).

Les points suivants présentent quelques précisions sur les limites de l'ACV par rapport à ces deux types de données.

II.2.2.1.1. Le manque de facteurs d'émissions adaptés aux conditions locales

Le manque des FE spécifiques à un milieu pose un problème par rapport à un certain nombre des catégories d'impact dans les ACV comme la toxicité, l'écotoxicité, l'acidification, l'eutrophisation, le changement climatique, etc. Si l'on revient à l'exemple donné dans le chapitre 1 (Section I.2.1.1.2) sur les émissions de GES, le manque des FE spécifiques au milieu pose un problème notamment quand le produit ou le service évalué comprend une phase agricole dans son cycle de vie. Le manque des FE, dans ce cas, est lié particulièrement à deux aspects : *i*) les modifications en matière d'émissions de carbone des sols ; et *ii*) les émissions d'oxydes nitreux liés à l'utilisation des fertilisants. La prise en compte de ces éléments peut transformer complètement les bilans de gaz à effet de serre des ACV actuelles. Cette question sera abordée plus en détail dans la partie empirique de notre travail, précisément dans la section IV.3.1.3 du chapitre IV.

⁶¹ Voir le chapitre I, section I.2.1.1.2 pour la définition des facteurs d'émission et facteurs de caractérisation.

II.2.2.1.2. Le manque et l'imprécision des facteurs de caractérisation

Pour prendre l'exemple de la méthode IMPACT 2002+, une des plus complètes à l'heure actuelle (représenté dans la figure 6 du chapitre précédent), l'évaluation des impacts est possible pour plusieurs catégories. Il est, néanmoins, impossible d'évaluer de façon satisfaisante aujourd'hui des impacts tels que la disponibilité et la qualité en eau, la qualité du sol et les impacts sur la biodiversité. La prise en compte de ces impacts n'est pas simple dans les ACV car leurs sources d'émissions sont variées et complexes à déterminer. Les modélisateurs des méthodes manquent, en fait, de données pour opérationnaliser les indicateurs (Lindeijer, 2000 ; de Baan *et al.*, 2013). Le problème est similaire pour certaines catégories d'impacts intermédiaires dépendantes des caractéristiques du milieu, comme c'est le cas pour la toxicité. Le devenir d'une substance en terme de toxicité ne sera pas le même dans un lac (avec un fort volume de dilution et temps de résidence de l'eau élevé) que dans une rivière (qui peut transporter la substance jusqu'à l'océan). De même, une substance peut avoir des effets plus sérieux dans une région à forte densité qu'à faible densité de population (Jolliet *et al.*, 2010). Il n'existe pas encore de modèles scientifiquement validés pour l'évaluation de ces impacts et les propositions actuelles restent très incertaines et incomplètes. Le tableau 11 présente les limites par rapport aux catégories d'impacts les plus connues.

Tableau 11. Limites par rapport aux catégories d'impacts en ACV

CATEGORIES D'IMPACTS INTERMEDIAIRES	LIMITES PAR RAPPORT AUX FACTEURS DE CARACTERISATION FC
Toxicité humaine	L'imprécision et l'incertitude des FC (par défaut) sont hautes et le nombre des substances polluantes considérées n'est pas exhaustif (e.g. modèle usetox). Les impacts réels sur les écosystèmes ne sont pas connus (et il n'existe pas de bases de données locales sur ces questions)
Ecotoxicité terrestre	
Acidification (terrestre et aquatique)	
Eutrophisation	
Occupation des sols	Seule la dimension spatiale de rareté est normalement prise en compte dans les modèles ; certains enjeux essentiels restant exclus : la perte d'éléments nutritifs du sol (due à l'acidification des sols) ; la dégradation de la structure du sol (qui entraîne une diminution de la fertilité et des problèmes d'érosion)
Changement climatique (1)	Les FC pour le changement climatique sont considérés appropriés indépendamment de la localisation géographique de l'étude
CATEGORIES D'IMPACT FINAL	LIMITES PAR RAPPORT AUX FACTEURS DE CARACTERISATION
Qualité des écosystèmes	Plusieurs catégories intermédiaires contribuent à la perte de qualité des écosystèmes. mais le manque d'information scientifique ne permet pas encore de quantifier leur contribution de façon satisfaisante.
Santé humaine	L'approche actuelle (en terme de potentiel toxique humain) ne représente pas l'exposition des populations aux différentes substances émises dans l'environnement puisque la localisation respective des sources d'émissions et de populations n'est pas prise en compte ; D'autres aspects exclus : le bruit, les odeurs, les effets craints (OGM, lignes à haute tension, ondes, etc.)
Changement climatique (2)	Les modèles reliant le changement climatique aux dommages sur la qualité des écosystèmes et la santé humaine ne sont pas suffisamment précis pour dériver des FC fiables. Il est donc pour la quasi-totalité des cas, arrêté au niveau intermédiaire (avec pour unité le kg de CO2 équivalent)

Sources : élaboré à partir de Jolliet *et al.* (2010) ; RDC (2005).

Parmi les catégories d'impacts les plus sollicitées, celles considérées comme les plus matures en termes de méthode sont :

- tout d'abord, la catégorie d'impact sur l'épuisement des ressources en énergie non-renouvelable (qui n'est pas présentée dans le tableau car cette catégorie ne présente pas de problème particulier) ;

- la catégorie (intermédiaire) d'impact sur le changement climatique qui inclut des facteurs de caractérisation largement reconnus par la communauté scientifique et considérés appropriés indépendamment de la localisation géographique.

Hormis ces deux catégories d'impacts, des approches plus sophistiquées, capables de traiter de l'écosystème spécifique et les zones géographiques différentes restent à développer ou à peaufiner pour plusieurs catégories d'impacts.

II.2.2.2. Le manque de données d'entreprise

Le manque d'accès à des données d'activité de qualité est une limite cruciale en matière d'ACV. Comme souligne Jolliet *et al.* (2010, p.59) « *L'obtention de données d'inventaire fiables, clairement décrites, et régulièrement mises à jour, n'est pas aisée et peut rendre délicate l'application de l'ACV* ». Ce problème concerne particulièrement les données spécifiques d'entreprise et, de façon plus large, les moyennes industrielles.

II.2.2.2.1. Un accès restreint aux données spécifiques d'entreprise

Si dans le domaine de la gestion financière, la comptabilité et l'audit systématiques ont été imposés pour la conservation du capital financier, ceci n'est pas encore le cas pour la conservation du capital naturel (Richard, 2012). En conséquence, le recueil des données primaires de bonne qualité pour l'ACV – sur la base de grandeurs d'entrée précises propres à chaque site – constitue généralement une tâche difficile. C'est pourquoi les études ACV s'appuient majoritairement sur des données secondaires, et non sur des données primaires, comme cela devrait être fait (Schaltegger, 1996).

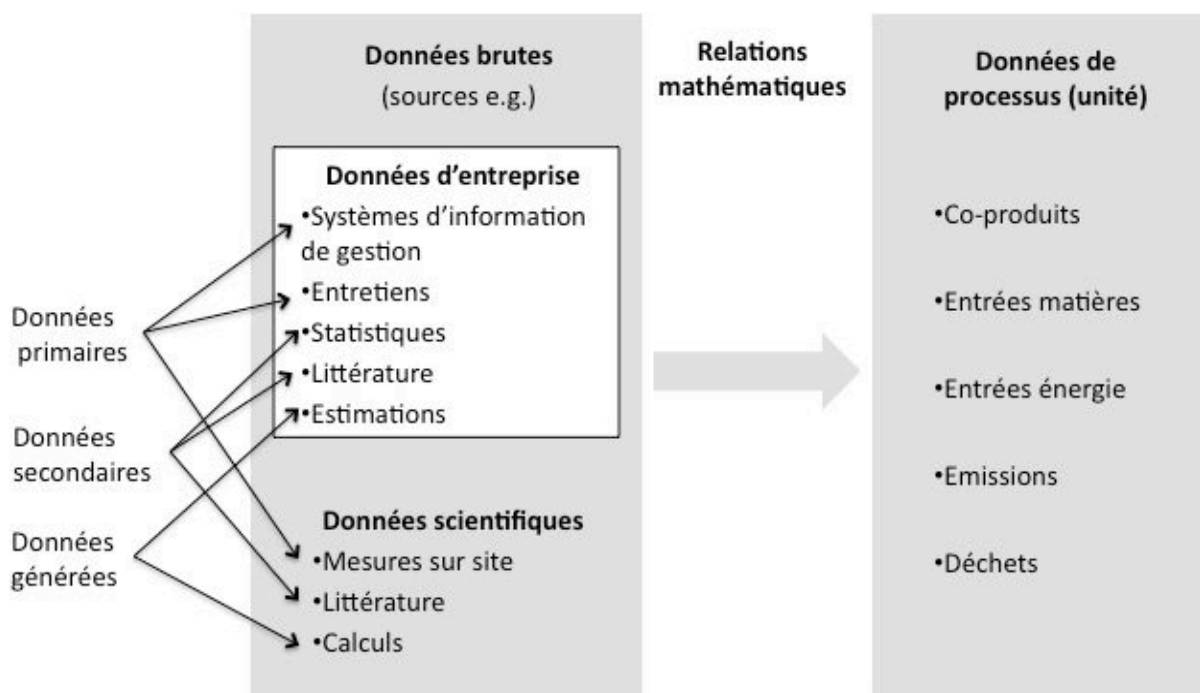
En outre, les estimations de qualité de données sont très peu pris en compte dans les ACV (Jolliet *et al.*, 2010 ; p.66). Les indicateurs de qualité des données d'ACV, d'abord proposés par Weidema et Wesnaes (1996) et plus tard adaptés pour la norme ISO 14040, sont basés sur des aspects tels que la fiabilité, l'exhaustivité, les corrélations géographiques, temporelles et technologiques, et la taille de l'échantillon. Néanmoins, comme vu dans le chapitre I (Section I.2.1.1.2), une prise en compte plus importante des évaluations de la qualité des données commence à s'installer au niveau de l'harmonisation par rapport au développement des bases des données d'ACV conçues à partir des moyennes industrielles (UNEP, 2011a ; Commission européenne, 2012).

II. 2.2.2.2. Une utilisation disproportionnée des moyennes industrielles

Les moyennes industrielles issues des bases de données ACV représentent généralement les processus d'arrière plan (processus non spécifiques de production comme par exemple la production d'électricité, des différents types de transports et des matières premières) (Cf. Section I.2.1.1.2). Mais elles sont, en outre, souvent utilisées pour les processus d'avant plan à la place des données spécifiques d'entreprise quand celles-ci sont difficiles à obtenir.

D'autre part, tout comme pour les données spécifiques d'entreprise, les données d'activité nécessaires à la construction de bases de données devraient (dans une perspective idéale) provenir des données spécifiques enregistrées par l'entreprise (normalement des systèmes d'information de gestion) et auditées par un organisme extérieur (Schaltegger, 1996). Pourtant, ces données ne font, en principe, pas objet d'audit et proviennent de sources diverses: par exemple des données primaires collectées à travers des entretiens, questionnaires, enquêtes, rapports comptables ou des données secondaires issues des statistiques nationales, rapports publics ou de la littérature (Figure 11). Par ailleurs, les bases des données existantes ne répondent souvent pas à tous les critères d'enregistrement et de qualité (conformément aux normes ISO 14040 et 14044) ce qui demande une précaution supplémentaire lors de leur utilisation (UNEP, 2011a).

Figure 11. Schéma de développement de données de processus



Source : Adapté de UNEP (2011a).

II.2.3. Quelle pertinence de l'application de l'ACV dans un cadre réglementaire ?

Les approches critiques que nous venons de présenter sont convergentes sur le fait que l'ACV ne constitue pas actuellement une base solide de vérification de la soutenabilité des activités des entreprises. Cette limite n'a, logiquement, pas le même degré d'importance dans tous les cas d'application de l'ACV. Elle nous paraît particulièrement sensible dans le cas des usages externes de l'information. L'ACV est très souvent associé à une démarche commerciale de l'entreprise pour orienter le choix du consommateur en se démarquant sur un segment de produit ou de marché par l'acquisition des écolabels ou de l'amélioration (écoconception ou redesign) des produits (Cf. Section I.2.1.2, Chapitre I). Mais le problème nous paraît encore plus important dans le contexte des contraintes réglementaires nationales ou européennes, qui requièrent la réalisation d'une ACV pour l'acquisition de certifications ou qualifications. Celles-ci permettent d'indiquer le niveau de performance environnementale des produits ou de prouver le respect des normes sanitaires imposées aux entreprises qui, grâce à cela, peuvent dans certains cas bénéficier d'aides publiques (Cf. Section I.1.4.2, Chapitre I).

En employant l'ACV telle que pratiquée aujourd'hui, ce ne sont pas les meilleures entreprises qui sont récompensées mais plutôt les meilleures moyennes de l'industrie (Schaltegger, 1996 ; Bicalho, 2012). D'après Schaltegger (1996): « *the use of publicly available background inventory data may result in wrong decisions, and any benefit to the natural environment may suffer substantially or even be negative* » (p.141). Autrement dit, l'utilisation des données construites à partir des moyennes industrielles (issues de bases des données centralisées) sur les interventions environnementales détruit toute incitation pour les entreprises à réduire leurs impacts sur l'environnement.

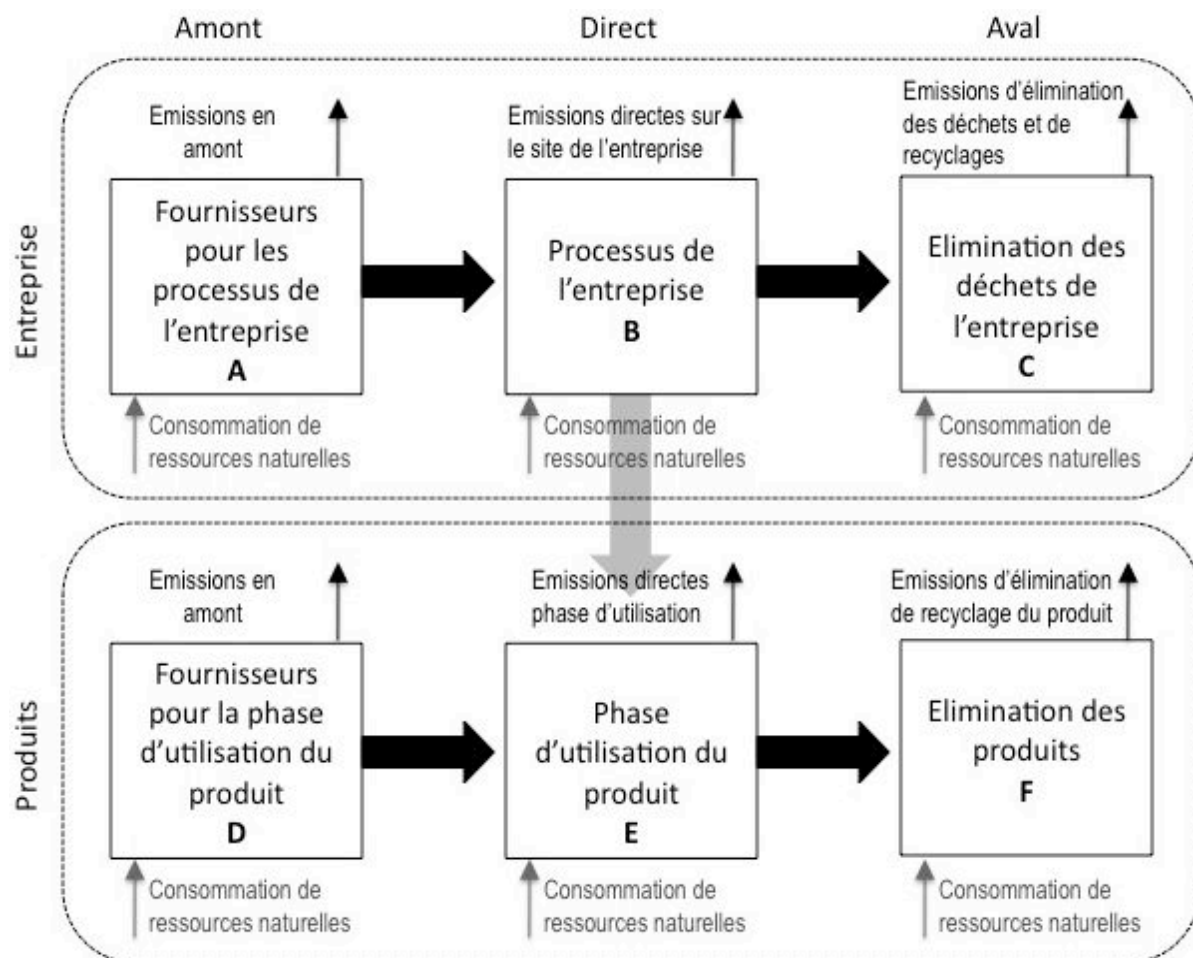
II.3. QUELQUES VOIES D'ÉVOLUTION POUR L'ACV COMME OUTIL DE COMPTABILITÉ ENVIRONNEMENTALE. VERS UNE SOUTENABILITÉ (CONSERVATION) FORTE ?

Dans cette section nous présentons les principales voies d'évolution pour l'ACV identifiées dans la littérature. Nous allons voir que ces solutions d'amélioration ne sont pas divergentes. Au contraire, elles peuvent être regardées comme des pistes d'évolution qui se complètent dans l'optique de la soutenabilité forte.

II.3.1. Les ACV spécifiques d'entreprise

Les ACV spécifiques d'entreprise impliquent l'utilisation des données propres à l'entreprise et à ses produits/activités (Jolliet *et al.*, 2010, p.91). Ces ACV sont très peu pratiquées, mais constituent actuellement un des thèmes centraux du débat autour de l'évolution et de l'harmonisation des ACV⁶². La figure suivante illustre une approche d'ACV spécifique d'entreprise, avec la prise en compte des impacts directs et indirects.

Figure 12. Schéma d'ACV d'entreprise tenant compte des impacts directs et indirects



Source : Quantis (bureau de consultants) dans Jolliet *et al.* (2010, p.191).

⁶² Par exemple, ISO a publié récemment un cadre normalisé par rapport à l'application de "l'empreinte carbone des organisations" (ISO 14069), pour la quantification et la déclaration des émissions de GES à l'échelle de l'organisation : http://www.iso.org/iso/catalogue_detail.htm?csnumber=43280. Une autre Initiative axée sur le bilan carbone des organisations est le Protocole GES élaboré conjointement par le World Business Council for Sustainable Development (WBCSB) et le World Resources Institute (WRI). Ce protocole fournit des recommandations détaillées à l'intention des entreprises pour quantifier leurs émissions de GES : <http://www.ghgprotocol.org/standards/corporate-standard>. En outre, ISO en partenariat avec la Commission Européenne a lancé en 2012 un projet pour le développement d'un standard pour les ACV appliquées aux entreprises (futur ISO 14072) : http://www.iso.org/iso/fr/catalogue_detail.htm?csnumber=61104.

Conformément au schéma présenté dans la figure 12, l'ACV spécifique peut prendre en compte les impacts directs et indirects comme indiqué les normes ISO 14000 : les impacts du site de production sont évalués et comparés à ceux de la chaîne d'approvisionnement, de la phase d'utilisation du produit ou du désapprovisionnement de déchets (Joliet *et al.*, 2010, p.192). L'idée de l'ACV spécifique d'entreprise, telle que présentée par les ingénieurs et par les institutions de promotion et développement de l'ACV⁶³, constituent une option d'évaluation environnementale qui ne se substitue pas l'utilité des ACV des produits (basés sur des moyennes). Au contraire, au vu du champ de la CE, les ACV spécifiques constituent pour certains auteurs (Schaltegger, 1996 ; Richard, 2012) le seul moyen pour faire évoluer l'ACV de façon à ce que l'outil puisse apporter une contribution significative en termes de gestion de l'environnement.

Dans les points suivants, nous présentons deux approches d'application de l'ACV selon cette ligne spécifique soutenues par certains auteurs dans le champ de la CE.

II. 3.1.1. Les ACV spécifiques d'entreprise avec un résultat calculé par unité de produit

La réalisation des ACV spécifiques est soutenue par Schaltegger, l'un des principaux précurseurs du concept d'éco-efficience, en vue de résoudre le problème de la fiabilité et de la pertinence de l'information environnementale du type ACV. Il s'agit de réaliser uniquement des ACV spécifiques à chaque entreprise avec ses propres données. D'après Schaltegger (1996), d'un point de vue économique, il est beaucoup plus simple de rassembler des données environnementales au sein de chaque entreprise que de centraliser cette tâche. Cela signifie que chaque entreprise devrait se concentrer sur la comptabilisation de ses interventions environnementales qui peuvent être mesurées de façon assez précise. Une telle démarche permettrait l'utilisation des informations précises et représentatives de chaque organisation et serait donc beaucoup plus efficace que la collecte centrale d'information pour les ACV. L'approche centraliste de collecte de données pour l'ACV devrait ainsi être rejetée pour laisser place uniquement à l'approche spécifique au sein de chaque entreprise (Schaltegger, 1996).

⁶³ Voir par exemple dans le site de l'Initiative du Cycle de Vie (UNEP/SETAC) la présentation du *flagship* « LCA in organisations » : <http://www.lifecycleinitiative.org/activities/phase-iii/lca-in-organisations/>

II. 3.1.2. Les ACV spécifiques d'entreprise avec un résultat calculé en valeur absolue

En se basant sur le travail de Hallay et Pfriem (1992), Richard (2012) est partisan d'une approche similaire d'ACV spécifique d'entreprise. La seule différence par rapport à l'approche précédente est que l'auteur, plutôt opposé à la logique de l'éco-efficience, défend l'idée du calcul d'une valeur absolue au lieu d'une valeur par unité de produit (Richard, 2012, p.96).

Dans ce contexte, on peut imaginer que, à partir d'une ACV spécifique, deux résultats pourraient être calculés : un par unité de produit et un autre qui concerne la valeur absolue de l'impact généré par l'entreprise. Par ailleurs, si l'on part de l'idée que l'ACV sert à plusieurs usages⁶⁴ le calcul par unité paraît indispensable pour certaines applications. Par exemple pour des usages au sein de l'entreprise, comme l'innovation des produits, la valeur par unité s'avérerait indispensable. Par contre, au sens de Richard, cette valeur par unité de produit ne présenterait pas d'utilité pour juger de la soutenabilité de la firme.

Il convient de noter que les ACV spécifiques (calculés en valeur absolue ou par unité de produit) n'admettent pas l'utilisation des moyennes industrielles, même pour les processus d'arrière plan. Cela imposerait des changements importants au niveau privé et public en matière de gestion de l'environnement. D'une part car la mise en pratique des ACV spécifiques (au sens d'une production de preuves de soutenabilité) impliquerait la production systématique des informations environnementales au sein des entreprises à l'échelle mondiale. D'autre part car cette pratique suppose l'action des gouvernements à travers leurs organismes régulateurs.

II.3.2. L'approche « *produit-site* »

Nous avons vu précédemment (Cf. Section II.2.2.1) que le manque d'information scientifique ne permet pas une prise en compte complète de l'environnement par les ACV. Une manière de combler les lacunes en matière d'évaluation environnementale par l'ACV est de combiner la méthodologie avec d'autres outils.

A titre d'illustration, Richard indique deux systèmes d'évaluation comme des CE du type fort : la méthode IDEA⁶⁵ (Vilain, 2008) et l'évaluation appliqué par Lamberton dans son cas

⁶⁴ La section I.1.4.2., du chapitre I décrit les applications au sein des différents groupes de la société et la section I.2.1.2 montre les différentes applications possibles de l'ACV au sein de l'entreprise.

⁶⁵ <http://www.idea.portea.fr/>

« City Farm » (2000) (Richard, 2012, p.96). Il est intéressant de remarquer qu'au sein de ces deux systèmes d'évaluation nous avons une évaluation du type ACV. Par exemple, Lamberton dans son cas « City Farm » applique l'ACV combinée à deux outils : un système d'indicateurs spécifiques de performance environnementale basée sur une évaluation du type site (étude d'impact environnementale - EIE)⁶⁶ avec des seuils de pollution à ne pas dépasser et un système d'évaluation du type binaire (oui ou non) par rapport au respect des certaines règles. Dans le cas d'IDEA, le système d'évaluation intègre dans sa série d'indicateurs un bilan énergétique combiné à plusieurs indicateurs territoriaux dans différents domaines (organisation de l'espace, pratiques agricoles, efficience, etc.) (Vilain, 2008 ; Altukhova, 2013). Autrement dit, les CE du type fort actuellement disponibles reposent sur l'application des systèmes d'évaluation combinant des outils de différentes natures. Cette combinaison permet d'arriver à un modèle d'évaluation du type « *produit-site* » plus satisfaisant en matière de développement durable au sens de Costanza et Daly (1992) que l'application d'un outil individuel. Cette approche, à la fois holistique et spécifique, est courante dans la recherche ingénierique (voir par exemple van der Werf et Petit, 2002 ; Kleijn *et al.*, 2008 ; Figueirêdo *et al.*, 2010 ; Black *et al.*, 2011). Par ailleurs, des travaux pratiques combinant des approches territoriales avec l'ACV intègrent déjà certains des axes principaux de recherche appliquée de certains organismes y compris en France.⁶⁷

Finalement, les combinaisons de l'ACV avec d'autres méthodes d'évaluation environnementales – dans certains cas classifiées par Richard comme CE du type fort – sont des approches déjà pratiquées et bien connues dans les sciences de l'ingénierie même si elles ne font que très rarement mention de la CE. Notons, par contre, que ces approches ne permettraient pas de faire évoluer l'ACV en terme de qualité et de crédibilité de l'information environnementale. Comme souligné par Schaltegger, « *Although the LCA and site-specific approaches are often seen as complementary, the quality of information produced differs greatly* » (Schaltegger, 1996, p.147). Autrement dit, que l'ACV soit appliquée individuellement ou au sein des systèmes d'évaluation plus complets, la question de la qualité de l'information reste à résoudre.

⁶⁶ Voir le tableau 2 (Chapitre I) qui récence les caractéristiques principales des outils d'évaluation d'impact.

⁶⁷ Par exemple, l'ELSA (Environmental Life cycle and Sustainability Assessment) est un groupe de recherche dédié à l'ACV appliquée aux agro-bio procédés qui intègre des recherches axées sur l'approche « *produit-site* ». <http://www1.montpellier.inra.fr/elsa/?cat=274>, accédé le 3 avril 2013.

II. 3.3. La détermination de seuils écologiques

L'établissement des normes pour la gestion de l'environnement est un aspect qui pose souvent problème. Les seuils écologiques sont basés sur des informations scientifiques limitées au savoir actuel : les experts ne sont souvent pas en mesure de déterminer les niveaux d'assimilation et de régénération de la nature avec certitude. Par ailleurs, la détermination de ces seuils résulte d'une interaction complexe entre science, politique et intérêts économiques. Autrement dit, il s'agit d'un « *un processus itératif d'arbitrages destiné à retenir une solution satisfaisante au regard des impératifs économiques, sociaux et écologiques* » (Faucheux et Froger, 1994, p.24). Comme l'indique Faucheux et Froger, « *la sélection des niveaux soutenables de l'environnement relève d'un choix d'ordre, non pas technique, mais essentiellement politique* » (p.25). Malgré cela, les seuils écologiques sont considérés comme essentiels pour le maintien du capital naturel au cours du temps (Constanza et Daly, 1992). L'établissement de ces seuils constitue ainsi un élément déterminant pour le développement des CE du type fort que ce soit au niveau macro-économique (Hueting *et al.*, 1992) ou à l'échelle de l'entreprise (Christophe, 2007 ; Richard, 2012).

A l'échelle nationale, des recours à des moyens tels que l'attribution de prix fictifs à la nature ou des méthodes d'évaluation de dépréciation du capital naturel ne constituent pas des réponses efficaces au déficit de la conservation du capital naturel⁶⁸ : rien n'indique que l'optimum économique correspond nécessairement à l'utilisation soutenable des ressources en terme de survivabilité des fonctions non substituables (capacité d'assimilation et de régénération) de la nature (Faucheux et Froger, 1994). En ce sens, l'existence de normes signalant de la bonne (ou de la mauvaise) gestion du capital naturel s'avère incontournable. Si l'on prend par exemple les travaux d'Hueting qui s'inscrivent dans une logique de soutenabilité forte en matière de comptabilité nationale (Faucheux et Froger, 1994, Richard, 2012), l'intérêt consiste à mesurer le coût que doit supporter une nation pour atteindre un niveau soutenable de l'environnement par rapport à des normes physiques fixées ex ante (Hueting *et al.*, 1992).

Dans cette ligne de pensée, Christophe (2007) affirme que, à l'échelle micro-économique « (...) *sans aide extérieure l'entreprise a un champ d'action limité, elle doit d'abord penser à sa survie, même si c'est au détriment de la planète* » (p.18). Au sens de Christophe « *Être responsable, c'est se fixer des limites (...). Mais se fixer des limites n'est pas facile car nous*

⁶⁸ Voir par exemple les travaux de Repetto *et al.* (1989), Pearce et Atkinson (1993) et Peskin (1991) (cités par Faucheux et Froger, 1994).

avons une vision des choses liée à notre espérance de vie moyenne (quelques dizaines d'années) qui nous incite à privilégier ce court terme qui nous concerne d'avantage ». Comme souligné par Capron et Quairel-Lanoizelée (2004) dans leur ouvrage « Mythes et réalités de l'entreprise responsable », les actions de responsabilité des entreprises (libres de règles contraignantes) progressent mais « *de façon très inégale, parfois hésitante et parfois opportuniste* » (p.92). D'ailleurs, la théorie de parties prenantes, omniprésente dans la littérature sur la responsabilité sociétale des entreprises « (...) *construit une représentation réductrice de la responsabilité sociétale des entreprises. Qu'en est-il des parties qui ne parlent pas, des parties prenantes muettes (faune, flore), des tiers absents (générations futures, victimes potentielles...)? Qu'en est-il des valeurs ou des intérêts des parties trop faibles pour être représentés ?* » (p.99). Pour ces auteurs une vraie intégration des objectifs environnementaux (ou sociaux) par les entreprises, avec notamment la prise en compte des biens communs globaux, ne peut pas reposer uniquement sur les démarches volontaires (p.236).

En matière d'outils de CE, Richard (2012) considère que ceux-ci peuvent fournir une information sur la soutenabilité des entreprises à la condition qu'ils soient associés à des normes de sécurité minimales contraignantes à ne pas dépasser (p.96). Selon Richard, ces normes seraient « *des normes physiques, calculées de façon à éviter aux intéressés de s'engager dans des zones critiques dans lesquelles le risque d'irréversibilité ne peut être exclu* » (Ciriacy-Wantrup, 1968) cité par Richard (p.34). Dans cette perspective, l'ACV devrait être accompagnée des seuils indiquant le niveau de consommation de matières premières et/ou des émissions polluantes à être respectés.

II.3.3.1. L'ACV associée à des seuils écologiques

La prise en compte des seuils écologiques dans les ACV peut s'effectuer lors d'une étape optionnelle, c'est à dire non obligatoire dans le cadre des normes ISO 14040-44. Il s'agit, généralement, des procédures de « normalisation » et de « pondération ». Selon l'objectif de l'étude, ces procédures peuvent intégrer⁶⁹, d'une part la mise en contexte des résultats d'impact (avec l'introduction des valeurs de référence) et, d'autre part analyser la distance des résultats à des seuils écologiques ciblés.

⁶⁹ Dans ce cas, ces procédures s'ajouteraient aux procédures de classification et de caractérisation lors de l'étape d'évaluation des impacts (Cf. Section I.2.1.1.1, Chapitre I).

II.3.3.1.1. La mise en contexte des résultats d'impact : l'introduction des valeurs de référence

L'amplitude d'un résultat d'impact peut être calculé à partir de l'introduction d'une valeur de référence (ou facteur de normalisation). ISO 14044 (2006) définit l'étape de normalisation comme le calcul « *of the magnitude of indicator results relative to some reference information* » (p.22). Autrement dit, il s'agit de comparer la contribution du produit à une catégorie d'impact donnée (par exemple, le changement climatique) à une valeur de référence. Cette information de référence peut se rapporter à une communauté donnée (par exemple, l'Europe). D'autres informations de référence peuvent également être adoptées (par exemple, une situation cible). Le principal objectif de normaliser les résultats des indicateurs de la catégorie est de mieux comprendre l'importance relative et l'ampleur des résultats. La normalisation peut être utilisée pour fournir ou communiquer des informations sur l'importance relative des résultats (Guinée *et al.*, 2002, p.90). Elle sert également d'étape préalable à l'interprétation et à la pondération des résultats (à laquelle nous faisons référence dans le point suivant).

Plusieurs méthodes de caractérisation permettent de prendre en compte l'étape de normalisation lors de la phase d'évaluation des impacts au sein des ACV (CML, TRACI, IMPACT 2002+, LIME, ReCiPe, etc.) (Jolliet *et al.*, 2010, p.110-11). Nous tenons néanmoins, à souligner que les facteurs de référence (par rapport à la normalisation) n'ont pas besoin d'intégrer une méthode de caractérisation donnée pour être pris en compte au sein d'une ACV (Guinée *et al.*, 2002, p.91). Parfois il suffit de bien expliciter la valeur de référence dans les objectifs de l'étude et de prendre en compte la valeur en question dans la méthodologie de calcul pour l'évaluation de l'impact⁷⁰.

II.3.3.1.2. La pondération des résultats d'impact reliée à une valeur cible

L'idée de la pondération est d'attribuer⁷¹ une valeur (coefficient) à l'impact⁷¹ selon son importance par rapport au contexte de l'étude. Les résultats obtenus sont multipliés par leur valeur d'importance. Dans certains cas tous les résultats peuvent être rassemblés pour arriver à une valeur finale totale équivalente à l'index environnemental (Guinée *et al.*, 2002, p.93). Cette estimation consiste donc à prendre en compte certaines préférences et valeurs sociales (plutôt une question d'opinion que de science) tandis que la caractérisation des impacts à

⁷⁰ Nous procédons de cette manière dans l'évaluation du type l'ACV que nous réalisons pour cette thèse (Cf. Chapitre V).

⁷¹ Notons que, dans ce cas, l'impact a déjà une valeur, par exemple en g-éq CO₂ pour l'effet de serre.

l'évaluation des impacts consiste à attribuer une connaissance scientifique ou empirique sur les impacts environnementaux. Les méthodes permettant de prendre en compte la pondération des résultats se fondent normalement sur la monétarisation⁷², des enquêtes réalisées auprès des experts⁷³ ou sur une distance à une valeur cible (Jolliet *et al.*, 2010, p.107). Cette dernière approche correspond donc plus précisément à la prise en compte des seuils écologiques au sein des ACV.

Les facteurs de pondération reliés à une valeur cible (valeur soutenable à atteindre) correspondent à une valeur politique, administrative ou environnementale. Par exemple, la méthode des Éco-facteurs ou des Éco-points (Braunschweig *et al.*, 1998) permet d'effectuer une pondération comparative des différentes nuisances sur l'environnement à partir de valeurs cibles politiques d'émissions. Les résultats sont ainsi calculés à partir des flux des substances réels vers l'environnement (flux actuels) et des flux considérés comme critiques (flux critiques). Ces derniers correspondent à des valeurs cibles de la politique environnementale suisse, c'est à dire des objectifs fixés par la loi, généralement déduits de considérations scientifiques. Cette approche, qui suit la lignée des travaux d'Huetting, est souvent évoquée par des scientifiques du champ de la CE (Christophe, 1995a ; Antheaume et Christophe, 2005 ; Richard, 2012).

A l'exemple de la méthode des Éco-facteurs, la prise en compte de normes physiques de respect est un aspect qui s'applique, encore que minoritairement, dans le cadre des ACV. Il nous paraît néanmoins important de garder à l'esprit que l'enjeu dans ce cas se situe dans la sphère politique, c'est à dire que le cœur de la question est dans la détermination de ces seuils et de leur introduction dans des cadres réglementaires qui obligent ou qui incitent les acteurs économiques à les respecter. L'intégration de ces seuils au sein des méthodes de caractérisation (comme la méthode des Éco-facteurs ou Éco-points) reste un élément matériel qui a pour but de faciliter leur prise en compte dans les ACV. Cela ne constitue pas forcément un élément indispensable pour que ces seuils minimaux de conservation soient pris en compte dans les ACV menées par les entreprises⁷⁴. Dans tout les cas de figure (et malgré les limites

⁷² Les facteurs de pondération sur une base monétaire peuvent être basée, par exemple, sur l'approche du « consentement à payer » qui détermine ce que les personnes sont prêtes à payer pour éviter un dommage.

⁷³ Les facteurs de pondération créés à partir des avis d'experts correspondent à l'importance relative accordée par ces derniers sur les dommages ou les catégories d'impact. Cette approche est utilisée, par exemple, dans la méthode Ecoindicateur 99 qui intègre des facteurs de pondération construits sur la base des enquêtes.

⁷⁴ Par exemple, le bilan de GES (qui constitue une étude de type ACV) que nous présentons dans le chapitre V, n'intègre pas l'usage des méthodes de caractérisation spécifiques permettant ce type de pondération. En revanche, l'évaluation de l'impact prend en compte une valeur de référence qui permet de comparer la contribution du produit à la catégorie d'impact évalué. Elle considère également une norme physique exprimée en pourcentage qui indique le niveau de réduction des émissions minimales pour que le produit soit conforme.

de connaissances en matière d'environnement), le fond scientifique du choix de la norme indiquant l'interdiction de l'impact à partir d'un certain seuil, paraît un aspect essentiel auquel il faut accorder une importance particulière.

Notons enfin que tout cela nous renvoie aux questions relatives à la nécessité de réaliser des ACV spécifiques au site et de la pertinence de l'ACV dans des cadres réglementaires déjà discutées plus haut : « *Le fait de soustraire aux données de l'inventaire leurs dimensions spatiales et temporelles indique qu'elles ne peuvent plus être utilisées pour juger si une exposition ou un rejet dans l'environnement est au-dessus ou au-dessous d'un certain seuil* » (Khalifa, 2002, p.8).

II.3.4. L'absence des approches s'intéressant à la dimension adaptative de l'ACV

Nous venons de voir que, malgré les limites de l'ACV, il existe des voies d'amélioration possibles pour qu'elle soit un outil de CE qui contribue significativement à la gestion des aspects environnementaux. Il est intéressant de remarquer que ces solutions ne sont pas remplaçables :

- Les ACV spécifiques cherchent, d'abord, une quantification correcte des impacts environnementaux (par rapport au problème de qualité et de pertinence de l'ACV). Elles peuvent, en outre, tenter d'éviter le problème de l'effet rebond avec le calcul d'une valeur absolue ;
- L'approche « *produit-site* » essaye de dépasser les limites de l'ACV avec une prise en compte plus complète de l'environnement en combinant l'ACV avec d'autres outils. Mais cette solution ne permet pas progresser l'ACV proprement dite ;
- La disposition des seuils écologiques contraignants constitue une condition pour que l'ACV (appliquée individuellement ou combinée avec d'autres outils au sein des systèmes d'évaluation plus large), puisse signaler de la bonne ou de la mauvaise conservation du capital naturel.

Ces solutions semblent être cohérentes avec la logique de soutenabilité forte, particulièrement si elles sont vues de manière combinée. Cependant, nous voyons qu'à l'exemple de la communauté scientifique spécialisée sur l'ACV, les auteurs de la CE ont tendance à concevoir l'ACV comme un outil qui évolue dans un sens unique. Autrement dit, dans le champ de la CE, l'ACV est regardée comme un outil extérieur à l'entreprise. A la différence de ce que

préconise l'approche élargie des outils de gestion (qui s'interrogent sur le rôle des utilisateurs), l'entreprise est considérée comme un utilisateur passif de l'information restant à l'écart du développement de l'outil. L'affirmation suivante de Gray et Bebbington (2001, p.192) montre bien cette vision : « *Accountants should really know the dangers of accepting the claims of a technique and, even more so, accepting numbers and answers that come from little understood techniques* ». Autrement dit, si, d'une part, ces auteurs se méfient des résultats des ACV et sont conscients de la méconnaissance de l'outil par les comptables, ils négligent, d'autre part, le rôle de ces utilisateurs dans l'application et l'amélioration de l'outil⁷⁵. Or, nous avons vu dans le chapitre précédent que l'amélioration d'un outil de gestion suppose la participation des utilisateurs au sein des organisations : ceux-ci peuvent apporter des informations significatives vis-à-vis de l'évolution de l'outil de gestion car ils participent à sa mise en œuvre au sein des organisations (David, 1998a).

Certains auteurs se sont interrogés sur la question de la qualité et de la pertinence de l'information du type ACV (Schaltegger, 1996 ; Bicalho *et al.*, 2012). Mais ces auteurs ne sont pas allés jusqu'à regarder ce qui se passe au niveau du processus de production de l'information. A notre connaissance, il n'existe pas de travaux qui ont étudié la mise en œuvre de l'ACV pour voir dans quelle mesure l'implication de l'entreprise peut jouer un rôle dans ce processus.

⁷⁵ Un aspect qui paraît contribuer à cette négligence apparente du rôle de l'entreprise dans la réalisation et évolution des ACV est la présence des acteurs intermédiaires extérieurs à l'organisation lors du processus de mise en œuvre de l'outil (voir le tableau 9).

CONCLUSION DE LA PARTIE I

L'ACV constitue un outil de comptabilité environnementale qui repose sur la logique de soutenabilité (conservation) faible. L'analyse de la littérature nous indique que telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui, sa contribution reste limitée à la réflexion sur le cycle de vie des produits. Les ACV actuelles peuvent, en effet, conduire à des résultats biaisés et qui n'ont pas vraiment d'utilité pour évaluer la soutenabilité des activités des entreprises. L'utilisation de l'outil s'avère particulièrement sensible dans le contexte des contraintes réglementaires. Au lieu d'inciter les entreprises à réduire leurs impacts sur l'environnement, les « qualifications » obtenues à travers des ACV risquent de produire un effet contraire : elles peuvent détruire toute incitation pour les entreprises à agir correctement sur le plan environnemental car elles tendent à récompenser des moyennes industrielles plutôt que les résultats propres aux entreprises.

En revanche, nous avons constaté qu'il est possible de dépasser les limites de l'ACV à travers la réalisation des ACV spécifiques (avec un calcul de résultat par unité de produit et un calcul de résultat en valeur absolue) accompagnées des seuils de pollution à ne pas dépasser. Cette solution peut aussi être combinée à l'application d'autres outils d'évaluation environnementale pour une prise en compte plus complète des impacts environnementaux (approche « *produit-site* »). Les approches critiques et les voies d'évolution que nous avons identifiées sont, néanmoins, axées sur les limites liées au substrat technique de l'outil et ne s'interrogent pas sur le rôle des utilisateurs dans la réalisation des ACV de qualité.

Dans la deuxième partie de notre thèse nous allons chercher à combler cette lacune théorique de l'ACV en nous situant au niveau de la gestion et, plus précisément, de la comptabilité environnementale. Nous tenons compte des aspects identifiés dans la littérature, mais nous cherchons à dépasser cette analyse avec la considération des dimensions normative et adaptative de l'ACV. Nous allons étudier le rôle de l'entreprise dans la réalisation d'une ACV pour voir quels sont les éléments d'amélioration qu'elle pourrait apporter à l'outil. Nous avons choisi de réaliser cette étude dans un contexte réglementaire car nous nous interrogeons également sur la pertinence de l'ACV dans ce cadre d'application particulier.

PARTIE II : RECHERCHE EMPIRIQUE

LE ROLE DE L'ENTREPRISE DANS LA PRODUCTION DE L'INFORMATION ENVIRONNEMENTALE EN VUE DE LA REALISATION D'UNE ACV

Dans cette thèse nous cherchons à comprendre dans quelle mesure l'entreprise peut apporter une contribution à l'évolution de l'ACV comme outil de comptabilité environnementale. Pour cela nous avons mis en exergue dans le premier chapitre la possibilité d'appréhender l'ACV au-delà de son aspect matériel et technique avec la prise en compte de sa dimension normative et adaptative. Dans le deuxième chapitre nous avons montré que certaines limites de l'ACV sont directement liées à des questions de management : l'accès restreint aux données spécifiques d'entreprise et l'utilisation disproportionnée des moyennes industrielles dans la réalisation des ACV sont des aspects qui peuvent compromettre la qualité et la pertinence de l'information environnementale générée par cet outil.

Notre problématique a été construite à partir d'un problème concret, à savoir : « le biodiesel issu de l'huile de palme brésilienne répond-il aux critères européens de soutenabilité? ». Le cœur de notre travail se situe ainsi dans cette partie empirique qui est marquée par l'application concrète d'une évaluation de type ACV. Grâce à cette démarche, nous avons pu chercher à comprendre les apports de l'entreprise dans la réalisation d'une ACV et comment l'instrumentation de la gestion peut aider à dépasser les limites de cet outil.

Le chapitre III présente notre méthodologie afin de montrer la cohérence des aspects opérationnels de la recherche avec la réalisation de nos objectifs. Les chapitres IV et V tentent de répondre à la question concrète de la soutenabilité du biodiesel étudié. Plus particulièrement, le chapitre V apporte des éléments de réponse quant au rôle de l'entreprise dans la production de l'information en vue de l'application de l'ACV : ce chapitre démontre la participation de l'entreprise lors du processus de collecte de données ainsi que l'influence des données d'entreprise dans l'information environnementale créée. Le chapitre VI cherche à compléter notre réflexion à partir d'une analyse sur les limites de l'ACV par rapport à la qualité et la pertinence de l'information en vue de l'évaluation que nous avons réalisée. Ce dernier chapitre cherche à répondre à la question concernant l'instrumentation de la gestion pour dépasser les limites de l'ACV.

CHAPITRE III

METHODOLOGIE

La première partie de notre thèse a révélé que les limites de l'ACV sont particulièrement préoccupantes quand l'outil s'applique au sein de cadres réglementaires. L'objectif originel de notre thèse est justement de produire des éléments de réponse scientifiquement fondés sur l'application de l'ACV dans un contexte réglementaire: il s'agit d'étudier la soutenabilité de la production d'huile de palme au Brésil dans le cadre de la Directive EnR. Cette problématique concrète nous place dans un contexte de construction de la réalité, c'est-à-dire, des sciences de l'action (Allard-Poesi et Maréchal, 2007) : nous nous inscrivons dans un processus complexe qui est, lui-même, matière première de notre analyse sur l'implication de l'entreprise dans la mise en œuvre de l'ACV. Lors de ce processus, nous avons joué un rôle d'animation auprès de différents acteurs, ce qui nous inscrit dans une démarche de recherche-intervention (David, 2001b).

Dans cette recherche, nous souhaitons dépasser ce qui a été déjà effectué en matière d'ACV dans le champ de la comptabilité environnementale. Notre objectif consiste à apporter des éléments de réflexion en matière de gestion pouvant être utiles à l'évolution de l'ACV. Dans ce chapitre, nous essayons de montrer que l'architecture de notre recherche est cohérente avec la réalisation de cet objectif.

Nous allons d'abord présenter notre design de recherche (Section III.1). Nous montrons que notre volonté de comprendre le processus de production de l'information environnementale par l'ACV et d'interpréter le rôle de l'entreprise dans ce processus nous inscrit dans une optique interprétativiste. La pertinence de l'étude de cas sur la production d'huile de palme au Brésil dans le contexte de la Directive EnR est discutée et justifiée. Notre démarche de recherche-intervention est également expliquée et inclut une description des acteurs avec lesquels nous avons co-construit notre démarche de recherche. Ensuite, nous proposons une présentation détaillée de la démarche de recherche (Section III.2). Nous expliquons le processus d'intervention (contextualisation) et de production de connaissances (formalisation) réalisés de manière itérative au cours de notre étude. Nous présentons également une description des méthodes de recherche utilisées au cours de notre démarche.

III.1. UN DESIGN DE LA RECHERCHE CONSTRUIT SUR LA BASE D'UNE ETUDE DE CAS

Le design de notre recherche a été complètement conditionné par la réalisation d'une étude de cas.

Dans cette première section nous allons d'abord présenter le positionnement épistémologique que nous avons retenu dans notre thèse. Par la suite nous exposerons le choix d'utilisation d'un cas basé sur un problème concret ainsi que notre démarche de recherche-intervention.

III.1.1. Une posture interprétativiste

D'après Perret et Seville, 2007, le choix de la posture épistémologique et méthodologique de la recherche est déterminant pour contrôler la démarche ainsi que pour accroître la validité de la connaissance produite afin de lui conférer un caractère cumulable. Il est possible de distinguer deux postures épistémologiques fondamentales en sciences de gestion : le positivisme et le constructivisme (Usunier *et al.*, 2007). Ces deux postures sont caractérisées par deux manières opposées de voir la réalité. Les positivistes tendent vers l'objectivité et considèrent que la réalité peut être expliquée de manière objective. Les chercheurs positivistes se sont ainsi désintéressés des logiques sociales et organisationnelles (Wacheux, 1996). Inversement, le positionnement constructiviste est fondée sur l'idée que la réalité n'existe pas ; elle est plutôt construite (ou inventée) par les acteurs (Glaserfeld, 2001). Dans la posture constructiviste, il est possible de faire la distinction entre une posture radicale qui est celle que nous venons de décrire et une posture modérée, appelée interprétativisme. Les partisans de l'interprétativisme laissent la question de la réalité en suspens car ils considèrent que l'essence de l'objet ne peut pas être atteinte. Chanlat (1998) souligne que « *alors que l'exigence explicative essaie de comprendre le phénomène de l'extérieur, l'exigence compréhensive cherche à le connaître de l'intérieur et à le replacer dans son cadre à partir de ce que les acteurs, qui sont aussi des sujets, en disent. Il ne s'agit plus ici d'atteindre la vérité sociale dans son objectivité chimérique mais la vérité en situation (...)* » (p.32). Les démarches de recherche interprétativistes privilégient ainsi la compréhension des phénomènes qui est, d'ailleurs, développée de l'intérieur du phénomène (Perret et Seville, 2007 ; Allard-Poesi et Maréchal, 2007).

Notre recherche s'intéresse au rôle de l'entreprise dans la production de l'information par l'ACV dans un contexte socio-organisationnel particulier. Nous avons ainsi une volonté de

comprendre le processus de mise en œuvre d'une ACV et d'interpréter le rôle de l'entreprise dans ce processus. Cela nous inscrit dans une optique interprétativiste. Dans notre recherche nous avons procédé à une immersion dans le phénomène étudié. Notre objet de recherche s'est construit durant le processus même de la recherche. Ce positionnement épistémologique est cohérent avec le double rôle que nous avons adopté pendant notre thèse : d'une part, en apportant une réponse par rapport à une problématique concrète ; d'autre part en observant et en analysant le processus dans lequel nous nous inscrivons avec la considération des vécus subjectifs des acteurs. Ce processus a été conditionné par la réalisation de l'étude de cas que nous présentons dans le point suivant.

III.1.2. L'utilisation d'une étude de cas reposant sur un double contexte

Yin (1984) définit l'approche de la méthode de cas comme « *une enquête empirique qui définit un phénomène contemporain dans son contexte de vie réelle (...) dans laquelle des sources d'information multiples sont utilisées* » (p.23). Dans notre thèse, nous utilisons la méthode de cas telle que définit par Yin : nous étudions la soutenabilité de la production de biodiesel issu d'huile de palme brésilienne dans le contexte de la Directive EnR. Il s'agit d'une étude de cas unique mais dont le contexte repose sur une double spécificité que nous présentons dans les sections suivantes, en soulignant également la pertinence de l'étude de cas pour notre recherche.

III.1.2.1. La Directive EnR et les critères de durabilité européens pour les biocarburants

Dans le cadre du paquet climat énergie, les pays européens se sont engagés à intégrer dans leur consommation énergétique une participation moyenne de 20 % des énergies renouvelables d'ici 2020. En cohérence avec ces engagements, la *Directive Européenne 2009/28/CE du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables* (Directive EnR) a défini des objectifs nationaux globaux pour chaque pays de l'UE. Dans ce cadre, elle fixe également pour chaque État membre un objectif d'au moins 10% d'EnR dans la consommation énergétique finale du secteur des transports ; objectif auquel peuvent notamment contribuer les biocarburants. En réponse aux polémiques concernant les impacts environnementaux des biocarburants, la Commission Européenne a assorti cet objectif d'exigences de durabilité spécifiques à leur production. Cette dernière devra respecter des **critères de durabilité**. Un des critères majeurs concerne le respect d'une réduction minimale (au départ de 35 % puis avec une augmentation jusqu'à 50 % en 2017 et

60% en 2018 dans la configuration actuelle de la directive) d'émissions de gaz à effet de serre (GES) pour les biocarburants par rapport aux filières fossiles⁷⁶. La Directive EnR interdit également l'utilisation de matières premières provenant de terres de grande valeur en termes de biodiversité. Certains critères de nature qualitative concernant la protection des sols, de l'eau, et de l'air ainsi que de conditions sociales sont aussi intégrés (Commission Européenne, 2009a).

Les biocarburants qui ne répondront pas aux critères de durabilité ne seront pas pris en compte dans les objectifs nationaux et ne pourront pas non plus bénéficier d'aides publiques. Ces critères entrent dans le cadre des objectifs européens mais s'appliquent indépendamment du fait que les biocarburants soient produits à l'intérieur ou en dehors de l'Union Européenne⁷⁷ (Commission Européenne, 2009a).

III.1.2.2. La production d'huile de palme au Brésil

L'huile de palme, la plus consommée des huiles dans le monde (Oil World, 2012), devient particulièrement attractive pour répondre à la demande de biocarburants. D'abord, en raison de sa productivité, la plus élevée parmi les oléagineux: 3,5 à 4 tonnes par hectare, environ dix fois plus élevée que le rendement en huile du soja (Tan *et al.*, 2007 ; Mekhilefa *et al.*, 2011 ; Oil World, 2012). Ensuite, par son coût de production relativement inférieur à ceux d'autres huiles (Thoenes, 2006 ; Yusoff et Hansen, 2007).

Cette huile est extraite de la pulpe des fruits du palmier à huile. Comme celui-ci est cultivé exclusivement dans les zones tropicales du globe, sa production soulève de questions importantes en matière de développement durable. En raison des polémiques autour du sujet de la production d'huile de palme, en lien notamment avec la déforestation, un nombre considérable d'études a été réalisé sur les impacts environnementaux de la production en Malaisie et en Indonésie – ces deux pays couvrent ensemble plus de 80% de la production mondiale d'huile de palme (Oil World, 2012).

En revanche, le cas est très différent en Amazonie brésilienne. La production du Brésil en matière d'huile de palme est encore très marginale, puisque ce dernier réalise seulement 0,5% de la production mondiale. Par ailleurs, peu de travaux existent sur la production d'huile de palme, notamment dans littérature internationale.

⁷⁶ Avec la prise en compte des modifications de stocks de carbone dans les sols et la biomasse.

⁷⁷ D'après Eickhout *et al.* (2008), l'Europe devrait importer plus de 50% des biocarburants pour atteindre son objectif à l'horizon 2020.

Cependant, ce caractère marginal de la production d'huile de palme brésilienne à l'échelle globale devrait profondément évoluer prochainement. Au cours des cinq dernières années, trois sociétés géantes ont débuté leurs activités pour accroître la production du palmier à huile dans la région amazonienne: le groupe minier Vale, l'entreprise pétrolière Petrobrás et son partenaire européen Galp, toutes axées sur la production de biodiesel.

III.1.2.3. La pertinence du cas choisi

Cette double spécificité du contexte réel⁷⁸ de notre étude de cas présente un intérêt d'ordre pratique évident pour la menée de la recherche. D'une part, l'Europe n'est pas en mesure de répondre à son objectif énoncé de 10% d'énergies renouvelables dans les transports sans recourir, pour une bonne partie, à l'importation de biocarburants (ou de matières premières pour la production de biocarburants). D'autre part, la forte perspective d'accroissement de la production d'huile de palme au Brésil fait du pays un candidat à l'exportation d'huile de palme vers l'Europe pour la production de bioénergie dans les années à venir. Cependant pour atteindre cet objectif, le Brésil doit répondre aux exigences de soutenabilité imposées par la Directive EnR.

D'un point de vue théorique, la pertinence de l'étude de cas se justifie par deux raisons principales. Tout d'abord, la preuve de la conformité au critère concernant la réduction des émissions de gaz à effet de serre suppose la réalisation d'une évaluation de type ACV⁷⁹. Ensuite, le contexte de l'étude nous renvoie à un aspect particulièrement sensible évoqué dans le chapitre II : la question à la fois de la qualité et de la pertinence de l'information environnementale de type ACV dans un cadre réglementaire qui introduit des bénéfices ou des pertes pour certains acteurs économiques du marché.

L'exploration d'un modèle de comptabilité environnementale

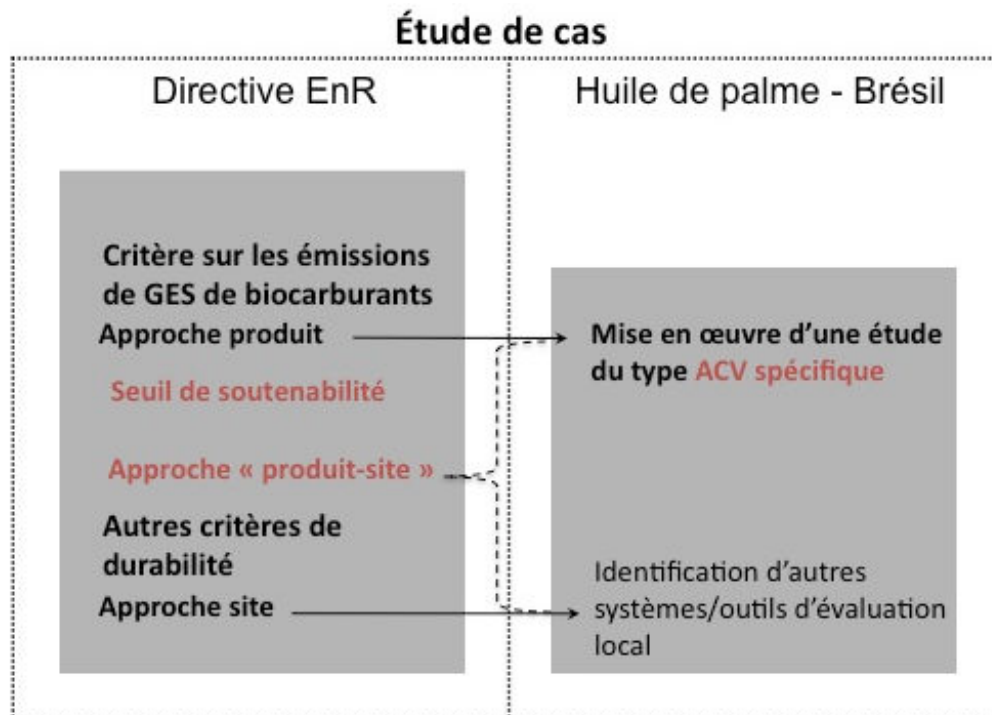
Le système d'évaluation imposé par la Directive EnR par rapport à la production de biocarburants peut être vu comme un modèle de comptabilité environnementale dans lequel l'ACV constitue un outil central. En cohérence avec les voies d'évolution pour l'ACV au sens d'une soutenabilité (conservation) forte identifiés dans le chapitre II (Section II.3), l'étude de cas choisie nous permet de mener notre analyse à partir de trois éléments clés : la mise en

⁷⁸ Nous exposerons plus bas notre choix d'une démarche de recherche-intervention. Ce choix implique nécessairement d'ancrer l'objet de recherche dans un problème concret (Allard-Poesi et Maréchal, 2007, p. 49).

⁷⁹ Nous préférons ici faire mention à une évaluation « de type » ACV car il ne s'agit pas d'une ACV complète : dans le cadre de la Directive EnR, l'ACV se limite au bilan carbone.

œuvre d'une ACV spécifique (qui constitue l'objet principale d'analyse) ; et puis deux éléments contextuels qui sont l'approche « *produit-site* » et l'existence d'un seuil de soutenabilité par rapport aux émissions de GES (Figure 13).

Figure 13. Mise en perspective de l'étude de cas par rapport aux voies d'évolution pour l'ACV comme outil de CE



- L'existence d'un seuil de soutenabilité

Nous avons vu dans le chapitre II (Section II.3.3.) que la conservation du capital naturel impose l'existence des règles environnementales contraignantes. La mise en œuvre de l'ACV dans le contexte de l'étude de cas choisi est accompagnée d'un seuil de durabilité: la Directive EnR exige une réduction minimale 35% de GES pour les biocarburants par rapport aux carburants fossiles. Il paraît important, néanmoins, de savoir ce que représente ce seuil en termes physiques par rapport à la conservation du capital naturel. Nous intégrons ainsi dans l'analyse contextuelle que nous avons réalisée, une discussion sur cette règle environnementale (Cf. Section IV.1, Chapitre IV).

- Une approche d'évaluation « *produit-site* »

L'évaluation environnementale au sens de la Directive EnR suppose l'application des systèmes d'évaluation complémentaires pour la prise en compte d'un ensemble de critères qui sont pas évalués par le biais d'une ACV : des critères de nature qualitative concernant certains

aspects locaux comme la conservation de la biodiversité, la conservation des sols, des ressources en eau ainsi qu'un certain nombre d'aspects sociaux. Nous avons ainsi l'opportunité de situer la logique de soutenabilité (forte ou faible) de cette approche « *produit-site* » de la Directive EnR en la confrontant au contexte de production d'huile de palme au Brésil. Nous essayons également d'identifier les outils d'évaluation (complémentaires à l'ACV) adaptés au contexte étudié (Cf. Section IV.3, Chapitre IV).

- La mise en œuvre d'une ACV à caractère spécifique

Les ACV spécifiques impliquent l'utilisation de données propres à l'entreprise et à ses produits/activités. Dans l'étude de cas nous privilégions l'utilisation de données spécifiques dans la mise en œuvre de l'ACV (Cf. Chapitre V). Traiter d'un problème concret implique, néanmoins, deux limites par rapport à cet aspect :

1) Au sens de Schaltegger (1996, 1997), une ACV spécifique n'admet pas l'utilisation des moyennes industrielles, même pour les processus d'arrière plan. Dans la conjoncture actuelle, il est très difficile d'accéder à ces données spécifiques pour tous les processus du produit que nous avons étudié (notamment pour les processus d'arrière plan). La seule réponse qu'on peut apporter aujourd'hui à ce problème est une réponse partielle: nous privilégions l'utilisation des données spécifiques uniquement pour les processus du système principal (processus d'avant plan) dans la mise en œuvre de l'ACV. Une telle approche nous offre la possibilité d'analyser la dimension normative et adaptative de l'ACV – la rencontre entre les acteurs de l'entreprise et l'outil – au delà de ses aspects techniques et matériels (Cf. Chapitre VI).

2) Le calcul d'une valeur absolue (Cf. Chapitre II, Section II.3.1.2) ne s'insère pas parmi les aspects méthodologiques précisés dans la Directive EnR et, en conséquence, n'est pas pris en compte dans notre étude empirique.

L'enjeu pour nous est de traiter l'aspect concernant la qualité et la pertinence de l'ACV dans le contexte étudié. Il s'agit d'un problème crucial dans la réalisation des ACV, qu'elle soit orientée vers le calcul des impacts par unité de produit (comme dans le cas étudié) ou en valeur absolue.

III.1. 3. Une démarche de recherche-intervention

Dans la revue de littérature que nous avons présentée dans la première partie de notre thèse, nous avons montré que l'ACV fait partie des outils pouvant être utilisés par l'entreprise pour

mener à bien ses opérations de comptabilité environnementale. L'ACV peut ainsi être considérée comme un outil de gestion, au sens de Moisdon (1997), dans le cadre de cette activité gestionnaire de comptabilité environnementale.

La notion d'intervention⁸⁰ en sciences de gestion est très répandue dans le cadre des recherches visant la conception et/ou l'implémentation des outils et des modèles de gestion au sein des organisations (Hatchuel, 1994a ; Landry *et al.*, 1996 ; David, 1998b ; David, 2001a, 2001b ; Hatchuel et David, 2008 ; Ravononarimanga-Raherimandimby, 2011). Ainsi notre choix s'est-il porté naturellement vers les méthodes de recherche-intervention.

David (1996a) présente les méthodes de recherche-intervention comme des démarches de recherche assez élargies pouvant d'une part intégrer les objectifs de conception et de mise en place des modèles et outils de gestion et d'autre part les démarches de recherche-action. D'après Hugon et Seibel (1988, p.13), la recherche-action peut se définir comme une méthode de recherche dans laquelle il y a « *action délibérée de transformation de la réalité* ». La recherche-action est constituée d'un double objectif: « *transformer la réalité et produire des connaissances concernant ces transformations* », (cité dans Allard-Poesi et Maréchal, 2007). Les principes communs de la démarche de recherche-intervention avec ceux de la recherche-action sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 12. Les principes communs aux démarches scientifiques d'intervention

Principe 1	L'objectif est de comprendre en profondeur le fonctionnement du système, de l'aider à définir des trajectoires possibles d'évolution, de l'aider à en choisir une à réaliser et à en évaluer le résultat. Toutefois, dans ce cadre le chercheur utilise sa position pour produire des connaissances depuis l'intérieur du système et non depuis l'extérieur
Principe 2	La production de la connaissance se fait dans l'interaction avec le terrain
Principe 3	Le chercheur parcourt différents niveaux théoriques : faits mis en forme, théories intermédiaires, théories générales, niveaux axiomatique (concepts de base) et paradigmatique (postulats de base)
Principe 4	L'intervention sur la réalité justifie son caractère normatif par référence à des principes scientifiques (recherche de la vérité) et démocratique (égal respect des acteurs). C'est grâce à cette dimension que les sciences de gestion échappent aux dérives des approches fonctionnalistes et acquièrent une dimension critique

Source : David (2001b).

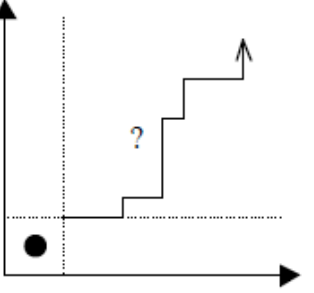
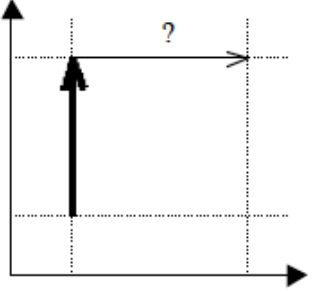
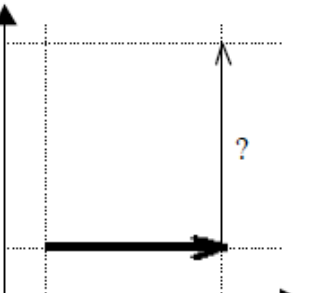
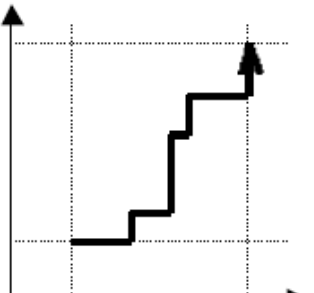
⁸⁰ L'intérêt porté à la notion d'intervention est plutôt venu, au départ, d'autres communautés de recherche, notamment en anthropologie et en psychologie sociale (Lewin, 1951 ; Bastide, 1971 ; Van Willigen, 1986) (David, 2001b).

D'autre part, il est possible de distinguer au sein de la recherche-intervention quatre démarches de recherche en fonction de leur capacité à produire des changements (de conduites ou des actions individuels et/ou sociaux). Cette distinction est fondée sur deux dimensions complémentaires : le degré de formalisation et le degré de contextualisation (David, 1996b).

- Le degré de formalisation indique le degré formel des changements produits ou à produire par la recherche ;
- Le degré de contextualisation souligne le degré d'intégration au contexte des changements produits par la recherche.

Dans la recherche-intervention la contextualisation et la formalisation de modèles et d'outils de gestion évoluent de manière interactive (progression en escalier). Les flèches en traits épais indiquent ce qui est fait et celles en traits fins ce qui serait une suite logique du processus (David, 1996b).

Figure 14. Formalisation et contextualisation du changement dans les démarches de recherche

		Objectif	
		Construction mentale de la réalité	Construction concrète de la réalité
Démarche	<i>Partir de l'observation des faits ou d'un travail du groupe sur son propre comportement</i>	Observation Contextualisation du changement  Formalisation du changement	Recherche action Contextualisation du changement  Formalisation du changement
		Conception « en chambre » de modèles de gestion Contextualisation du changement  Formalisation du changement	Recherche intervention Contextualisation du changement  Formalisation du changement

Source : David (1996b).

D'après David, cette démarche de recherche repose sur la combinaison de trois approches : le chercheur peut travailler avec les acteurs (comme dans la recherche-action) à partir des résultats de son observation (par exemple des entretiens et analyse des documents), mais il peut aussi concevoir « en chambre » des modèles et outils qu'il juge adaptés au contexte qu'il a étudié.

Nous décrivons dans la prochaine section trois éléments clé de notre approche méthodologique ancrée dans les sciences de l'action de la recherche-action: l'action sur le réel dans le but de le transformer ; le va-et-vient entre le terrain et la littérature ; et la co-construction de la démarche avec les acteurs du terrain.

III.1.3.1. Agir pour transformer la réalité

Comme les démarches de recherche action, la recherche-intervention est caractérisée par un double objectif : générer de la connaissance au service de l'action et transformer l'existant (Hatchuel, 1994b). Ici, la connaissance n'est pas produite pour elle-même mais pour aider à une action collective (ou individuelle). La recherche part ainsi du terrain en vue de produire des connaissances, à partir d'un contexte spécifique, et qui ne sont pas déduites de théories normatives générales : « *car la recherche qui ne produit que des livres ne suffit pas* » (Lewin, 1946, cité dans Allard-Poesi et Perret, 2004). En même temps, elle porte toujours sur la modification des comportements, des conduites et actions individuels et/ou sociaux (Allard-Poesi et Perret, 2004). Ce but de transformation repose sur la mise en place d'un processus d'apprentissage qui permet aux acteurs d'explorer et de reconcevoir leurs théories de l'action (David, 2001b). Pour Argyris (1985), il s'agit « (1) de proposer une explication qui décrit ce qui s'est produit d'une manière qui suggère la façon dont les choses pourraient être changées, (2) de formuler ensuite une alternative qui transforme ce qui a été décrit et (3) de développer finalement un chemin pour passer de l'existant à l'alternative proposée » (p.229, cité dans David, 2001b).

Notre recherche a été menée dans cette perspective de transformation du réel à partir de l'action. Dans notre thèse, nous nous inscrivons dans un processus complexe : le système européen d'évaluation de la durabilité des biocarburants appliqué à la production d'huile de palme au Brésil. Ce système représente lui-même une matière première de notre analyse en sciences de gestion. Notre problème se situe dans la vie réelle et non dans le périmètre restreint du laboratoire. A travers cette démarche nous avons cherché des solutions scientifiquement fondées en vue de contribuer à la transformation du système étudié et d'apporter également une contribution théorique en sciences de gestion en établissant un dialogue entre les champs de la comptabilité environnementale et de l'ACV.

III.1.3.2. Le va-et-vient entre le terrain et la littérature

Dans le cadre des sciences de l'action, la recherche-intervention est basée sur la construction de la réalité. Dans la recherche-action conventionnelle, l'idée de cette construction de la réalité suit une logique de « changer pour connaître ». Dans ce contexte, les activités sont définies à partir de cette contextualisation du changement (David, 2001b). Autrement dit, le contexte se caractérise par la présence d'une organisation ayant un projet spécifique avec des objectifs fixés (avec un souci de respect de certaines règles de l'organisation) dans lequel le

rôle du chercheur sur le terrain se limite à l'animation des activités définies au préalable. Inversement, dans la recherche-intervention, la démarche de contextualisation et de formalisation de la recherche est mise en route de manière itérative visant essentiellement une modélisation du changement⁸¹.

De ce fait, notre démarche est caractérisée par un va-et-vient incessant entre la littérature et le terrain : c'est l'analyse de nos activités dans le cadre du processus d'évaluation environnementale par l'ACV qui nous a permis d'analyser un fait relevant du domaine des sciences de gestion. Cet aspect nous renvoie clairement à la démarche de recherche-intervention qui, comme décrit par David (2001b, p.211), « *consiste à aider, sur le terrain, à concevoir et à mettre en place des modèles, outils et procédures de gestion adéquats, à partir d'un projet de transformation plus ou moins complètement défini, avec comme objectif de produire à la fois des connaissances utiles pour l'action et des théories de différents niveaux de généralité en sciences de gestion* ». Selon David, lors de cette démarche, le terrain a un statut enrichi par rapport à d'autres types de démarches d'observation classiques car il constitue « *un lieu d'émergence de la connaissance pratique et de la théorie* » (p.211).

III.1.3.3. Le processus de co-construction de la démarche de recherche

L'objectif de notre thèse est : i) de produire une analyse sur l'application de l'ACV (un outil de gestion existant) dans le contexte spécifique du cas choisi et ii) d'enrichir le corpus des connaissances théoriques en comptabilité environnementale à partir de ce travail empirique. Autrement dit, le raisonnement de notre travail s'est fait totalement à partir de l'étude cas sur l'évaluation environnementale de l'huile de palme brésilienne dans la perspective de la Directive EnR sur les biocarburants. Nous avons été auteurs de ce projet mais nous avons compté sur la collaboration des acteurs qui nous ont aidé dans la co-construction de notre démarche (conditionnée par l'étude de cas et la mise en œuvre d'une étude de type ACV). Autrement dit, nous avons été à la source de la formulation du problème⁸², de l'élaboration des solutions et de la production des connaissances mais nos collaborateurs ont également participé de manière active à ce processus : leurs affirmations et recommandations ont été prises en compte tout au long de notre recherche.

⁸¹ Au sens de David « *le changement peut être vu comme un processus d'exploration croisée entre les outils et les organisations* » (David, 1998a, p.53).

⁸² Ce qui ne serait pas le cas dans une démarche de recherche action conventionnelle (David, 2001b).

Même si l'objectif global de notre travail est la réalisation de la thèse, les attentes de nos partenaires ont été principalement concentrées autour du suivi de l'étude de cas. Les partenaires de notre thèse se situent en France et au Brésil et disposent des statuts différents : des agences publiques, des instituts de recherche et une entreprise privée. Nous avons mené notre recherche en ayant un rôle d'animation auprès de ces différents organismes qui nous ont apporté des ressources indispensables à la réalisation de la thèse. De notre côté, nous avons cherché à apporter une assistance à ces acteurs à partir de leurs problèmes réels, en rapport avec notre problématique.

III.1.3.3.1. Les acteurs du contexte étudié

Dans un premier temps, nous allons décrire la collaboration et le rôle de nos différents partenaires pour la réalisation de la thèse. Ensuite, nous passerons à la description des différentes étapes de notre travail : les étapes d'acculturation par rapport à l'ACV, de contextualisation et de formalisation de notre travail.

ADEME et AFD : cofinancement et suivi technique de la thèse

Notre projet de recherche a été retenu en août 2008 pour un cofinancement dans le cadre du "Programme Thèses" de l'Agence Française de l'environnement et maîtrise de l'énergie" (ADEME). L'ADEME joue un rôle « d'outil de l'Etat pour la mise en œuvre des objectifs Français en termes d'environnement et d'énergie, objectifs définis au niveau européen. Parmi ses actions de R&D, elle cofinance des thèses pouvant apporter une contribution aux engagements de l'Etat en matière d'énergie et d'environnement ».

Par la suite, l'Agence Française de Développement (AFD) a accepté de cofinancer notre recherche ; son objectif étant de savoir s'il est intéressant d'investir, dans les prochaines années, dans des projets de développement liés à la production d'huile de palme en Amazonie Brésilienne. L'ADEME et l'AFD ont participé au pilotage de la thèse. Outre l'appui financier, l'ADEME a en particulier assuré également un support technique très important. Au-delà de la participation à des réunions, nous avons pu mieux progresser dans notre travail grâce à plusieurs relectures de documents, plusieurs orientations concernant la lecture de rapports publics ainsi qu'un soutien essentiel pour la maîtrise du logiciel utilisé pour le calcul des émissions de GES lors de notre étude de cas.

Le cofinancement a couvert une durée de trois ans (du 15 février 2009 au 15 février 2012), mais nous avons bénéficié du support technique de l'ADEME jusqu'à la fin de notre thèse.

CIRAD : notre partenaire scientifique

Lors de la première année de thèse, nous avons identifié que le caractère interdisciplinaire de notre travail – en sciences de gestion et sciences de l'environnement - imposait un certain niveau de connaissances et de ressources techniques. Nous avons présenté nos difficultés d'avancement lors de la réunion du comité de pilotage du 24 novembre 2009 et demandé les avis des participants sur la possibilité d'obtenir un support sur ces aspects⁸³. L'ADEME et l'AFD ont identifié le CIRAD (Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement) comme étant un partenaire envisageable pour notre travail et nous ont recommandé d'envoyer une proposition de collaboration. Une fois notre proposition acceptée par l'UPR 34, nous nous sommes organisés (avec l'ADEME et l'AFD) pour officialiser ce partenariat.

Le travail de coopération avec le CIRAD s'est effectué en 2010 au sein de l'Unité de Recherche « Performance des systèmes de culture des plantes pérennes » (UPR 34) pendant huit mois. L'UPR 34 travaille sur la conception de systèmes de culture et du fonctionnement des exploitations (notamment du palmier à huile). Ses activités de terrain se concentrent essentiellement en Indonésie et en Malaisie. Un des axes principaux de recherche au sein de l'Unité concerne l'évaluation environnementale des cultures pérennes, y compris par l'ACV. L'intérêt de la collaboration pour l'UPR 34 est ainsi lié au développement commun des connaissances par rapport à l'évaluation environnementale de la production du palmier à huile au Brésil non explorée auparavant par l'Unité.

L'accueil scientifique au CIRAD nous a permis d'accéder à un certain nombre de ressources matérielles importantes (comme un logiciel d'ACV et la littérature sur la culture d'huile de palme). Cette collaboration nous a procuré notamment l'accès à une ressource essentielle pendant notre travail de terrain : l'appui d'experts. Nous avons bénéficié d'un appui scientifique et technique pour la compréhension des aspects agronomiques et techniques concernant les ACV des produits agricoles. Les chercheurs du CIRAD avec lesquels nous avons interagi au sein de l'UPR 34 ont contribué également à la vérification d'une partie de nos résultats concernant la fertilisation des palmiers. Nous reviendrons sur cet aspect dans la section III.2.2.2.

⁸³ Le tableau 18 de la section III.2.2.1 présente la liste des réunions avec le comité de pilotage de la thèse.

- Une collaboration scientifique élargie

Le travail avec le CIRAD nous a rapproché également de l'Institut Brésilien de Recherche Agronomique (EMBRAPA). Le CIRAD réalise plusieurs travaux en collaboration avec l'EMBRAPA, y compris sur le palmier à huile. Ces derniers sont développés directement avec l'UPR 34 qui nous a accueillis. L'EMBRAPA nous a apporté un soutien complémentaire (mais non contractualisé) sur le terrain au Brésil en nous facilitant l'accès à certains acteurs (pour la réalisation des entretiens) et réunions d'acteurs dans le contexte brésilien.

Agropalma⁸⁴, un acteur central pour la collecte de données

Dans notre recherche, nous avons mené une étude de type ACV en privilégiant l'utilisation des données d'ACV primaires. Ces données ont été collectées au sein d'Agropalma⁸⁵. Cette entreprise est le plus important producteur d'huile de palme en Amérique Latine. Elle est en activité depuis 1982 et participe actuellement à 75% de la production d'huile de palme au Brésil en employant directement plus de 4.200 salariés. Agropalma dispose de cinq industries d'extraction d'huile de palme et d'environ 39.115 hectares de palmier à huile dans un total de 107 mille hectares de terres sur sa propriété dans la région Leste de l'Etat du Para, dans l'Amazonie brésilienne. Elle maintient également dans ses propriétés deux agrovilles avec une infrastructure complète de logements dotée d'un accès à eau, à l'électricité, aux écoles, à la clinique médicale et à des infrastructures pour le loisir à l'usage des employés qui y sont logés.

Agropalma a accepté de collaborer à notre recherche pour la réalisation d'une ACV et également pour l'exploration du terrain de production d'huile de palme. Son intérêt à l'égard de notre étude était motivé par la volonté d'acquérir une meilleure connaissance de l'ACV. Le résultat que l'entreprise attendait de notre travail était notamment un assemblage préalable des données en vue de la réalisation d'un bilan carbone qu'elle avait déjà décidé de réaliser en amont de notre étude. Agropalma nous a accueilli deux fois dans sa structure. Premièrement en 2010, du 27 août au 23 septembre 2010 et puis, pour une plus courte période, du 10 au 16 avril 2011. Cette seconde période était nécessaire au processus de vérification de certaines données (avec l'aide d'experts du CIRAD). Pendant le travail de terrain au sein de l'entreprise, nous avons habité dans une pension située à l'intérieur d'une de ses Agrovilles.

⁸⁴ Site internet : www.agropalma.com.br

⁸⁵ Le chapitre IV met en exergue la nécessité d'utiliser des données primaires dans le contexte spécifique de notre recherche. Ce choix nous offre, en plus, l'opportunité de nous confronter directement à la réalité (Baumard et Ibert, 2007).

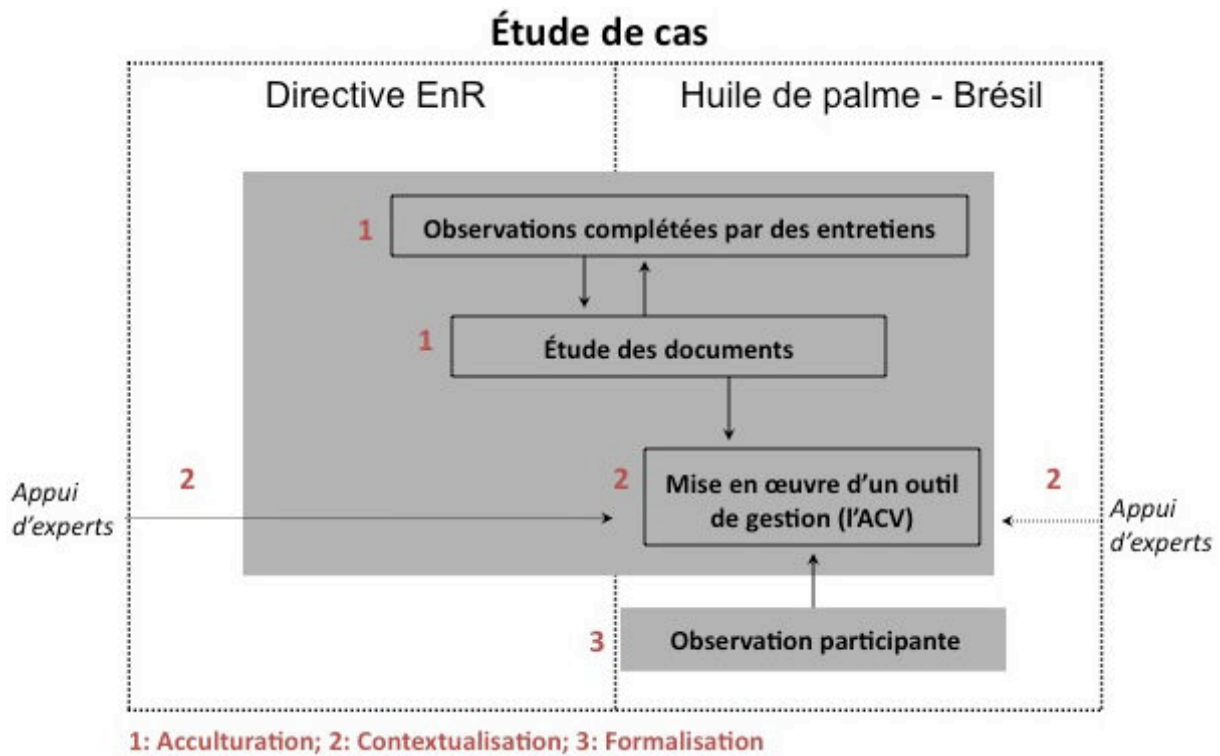
III.2. UNE DEMARCHE ITERATIVE ENTRE FORMALISATION ET CONTEXTUALISATION

La démarche de recherche-intervention suppose l'itération entre formalisation et contextualisation des modèles ou des outils de gestion (progression en escalier montrée dans la figure 14). La contextualisation se traduit par le processus d'intervention lui-même (et qui n'est pas fixé à l'avance) et la formalisation se traduit par une démarche des connaissances produites à partir du dispositif d'intervention. Il s'agit de la confrontation entre les savoirs de l'intervenant et ceux des acteurs concernés. D'après Hatchuel et Molet (1985, p.70), « *l'intervention n'est pas seulement l'exploration d'un système mais la production des savoirs et des concepts qui permettent de penser les trajectoires dans lesquelles un collectif pourrait s'engager* ». (cité dans David, 2001b).

Moison (1997) souligne que « *l'outil lui-même est partie prenante dans la découverte progressive de l'organisation et fait partie de l'intervention* » (p.283). C'est pourquoi, il est important de compléter le travail d'application d'un outil avec d'autres techniques d'analyse du fonctionnement de l'organisation pour produire une analyse en sciences de gestion. Les méthodes de recherche dites traditionnelles ne sont pas écartées par cette démarche mais elles prennent une nouvelle signification du fait de l'insertion du chercheur dans le champ (Fragnière et Ley, 1981, dans Goyette et Lessard-Hébert, 1987). Le chercheur-intervenant peut ainsi mener plusieurs activités lors de la recherche : il observe le fonctionnement du système qu'il étudie, il joue un rôle d'animation auprès des acteurs de ce système et il crée et/ou expérimente des outils de gestion au sein de l'organisation (David, 2001b).

Lors de notre recherche nous avons combiné plusieurs méthodes pour la mise en œuvre de l'outil de gestion: l'étude des documents et l'approche socio-organisationnelle (observations et avis d'experts). La figure 15 donne une vue générale des méthodes appliquées par rapport aux différents niveaux de notre recherche-intervention. Nous nous basons sur les deux dimensions complémentaires de la recherche-intervention – contextualisation et formalisation gérées de façon simultanée – pour décrire le travail que nous avons réalisé. Nous avons néanmoins inclus une étape préalable : l'acculturation à l'outil et à son contexte qui a été indispensable au bon déroulement de l'intervention vu le degré de complexité de l'ACV et du contexte dans lequel l'évaluation s'applique.

Figure 15. Vision générale des méthodes mobilisées selon la double spécificité de l'étude de cas



III.2.1. Acculturation : analyse contextuelle

Le chercheur intervenant doit bien connaître les outils et modèles qu'il applique sur le terrain et savoir acquérir des compétences techniques. Selon David (2001b) le chercheur intervenant « doit pouvoir plonger dans les questions techniques, de manière à acquérir rapidement une compétence au moins généraliste sur l'activité professionnelle des acteurs. En cela, le projet de rationalisation que représente une recherche-intervention consiste à re-concevoir en partie l'action collective en engageant des processus d'apprentissage technique et organisationnels » (p.210).

Dans notre recherche, l'acculturation par rapport à l'ACV a été une condition *sine qua non* au processus de contextualisation et de formalisation. Cette étape nous a demandé un investissement très important pour laquelle nous avons combiné différentes méthodes de recherche. Elle a été réalisée au travers l'étude des documents et d'observations non participantes. L'analyse contextuelle de notre problématique présentée dans le chapitre IV constitue le résultat concret de ce processus d'acculturation.

III.2.1.1. L'étude des documents

L'étude des documents a été fondamentale pour l'acculturation à l'ACV et la compréhension du contexte de l'étude. La liste des documents publics étudiée est longue. Nous avons procédé à l'étude documentaire pour comprendre le phénomène relatif au cadre d'évaluation de durabilité des biocarburants mis en place par la Directive EnR ainsi qu'exploré les enjeux relatifs à la production d'huile de palme au Brésil. Comme il s'agit de questions actuelles nous avons été attentifs à la publication des rapports publics liés à notre problématique tout au cours de la période de thèse. Quatre types de documents étudiés peuvent être distingués (nous en mentionnons quelques uns à titre d'exemple) :

- des documents normatifs Européens : tels que la Directive EnR (Commission Européenne, 2009a) et rapports annexes (Commission Européenne, 2010a, 2010c) ;
- des études publiques critiques sur la Directive européenne telles que les études commandées par les Agences européennes ;
- des documents normatifs brésiliens tels que le code des forêts ; Décret sur la composition de réserve légale dans l'Etat du Para (décret de janvier 2010) ; Décret national sur le zoning agro-écologique, etc. ;
- des documents de l'entreprise (Agropalma) portant sur des informations environnementales tels que l'étude d'impact environnementale (EIE) relative à l'implantation de nouvelles palmeraies (2008).

III.2.1.1.1. La construction d'un modèle préliminaire d'évaluation environnementale

Nous avons conçu un modèle d'évaluation environnementale adapté aux critères de durabilité établis par la Directive Européenne sur les Énergies Renouvelables (Directive EnR) (Annexe 1). Ce travail de modélisation a été réalisé à partir de l'étude de documents et de la revue de la littérature spécialisée effectuée pendant la première année de thèse. Le but était de mettre en évidence, de façon simplifiée, le type d'informations requis par la Directive EnR et donc le type d'évaluation à réaliser. L'adaptation et l'expérimentation de ce modèle ont constitué notre proposition de travail sur le terrain au Brésil.

Ce modèle a été présenté et approuvé par les membres du comité de pilotage de la thèse lors de la réunion du 24 novembre 2009. Pendant le travail de terrain le modèle a été adapté selon nos observations.

III.2.1.1.2. Le travail avec les experts – première phase

Une partie importante de l'étude documentaire que nous avons réalisée a été effectuée lors d'une première phase de notre travail au sein du CIRAD. La coopération scientifique avec cet organisme a constitué un élément primordial lors de l'étape d'acculturation pour deux raisons particulières. D'abord la maîtrise de l'ACV impose un certain niveau de connaissances techniques tels que la maîtrise de logiciels et la connaissance des aspects méthodologiques de l'outil. Cet apprentissage est donc essentiel pour sa mise en œuvre. Il permet également une lecture plus aisée des rapports techniques et des travaux scientifiques spécialisés (une bonne partie de la littérature étudiée provient des travaux empiriques ou théoriques sur l'ACV). Ensuite, dans une dimension plus large, le travail sur l'évaluation de durabilité de l'huile de palme pour la production des biocarburants nous a amené à travailler sur différentes disciplines en sciences de l'environnement : sciences dures et sciences du vivant telles que biologie, chimie et agronomie.

Le travail en coopération avec le Cirad nous a aidé à comprendre et à maîtriser un bon nombre d'aspects méthodologiques liés à l'ACV notamment dans le contexte d'évaluation environnementale des produits agricoles. En outre, ce travail nous a permis de mieux comprendre le système du produit étudié (étapes de production, modes de culture du palmier à huile, variables technologiques, etc.) ainsi qu'un certain nombre de fonctions agronomiques et environnementales liées à notre sujet. Par ailleurs, le cadre de notre travail au sein de l' UPR 34 a été très favorable à ce que nos questions soient résolues rapidement grâce à l'accès quotidien⁸⁶ aux chercheurs de l'Unité. Le tableau 13 présente la liste des chercheurs du CIRAD ayant apporté une contribution à notre recherche dans la dimension d'acculturation. Cécile Bessou a assuré le suivi de la thèse au CIRAD et a participé de façon très importante à ce processus. Plusieurs chercheurs nous ont également apporté leur contribution au niveau de l'orientation bibliographique tel que montré dans le tableau suivant.

⁸⁶ Cet accès quotidien aux chercheurs dépassait le cadre formel du travail (limité à des réunions et présentations). Nous avons souvent l'occasion de discuter sur notre problématique autour d'un café ou pendant le déjeuner par exemple.

Tableau 13. Liste des experts du Cirad ayant contribué au processus d'acculturation

Expert - Spécialité	Type d'appui	Période/Date
BESSOU Cécile Agronome environnementaliste	Orientation technique et bibliographique sur l'ACV	Du 5 avril 2010 au 15 décembre 2012
CHAMBON Bénédicte Socio-économiste	Orientation bibliographique (culture du palmier à huile)	Du 5 avril 2010 au 2 juillet 2010 et puis du 11 octobre au 31 décembre 2010
DUBOS Bernard Agronome généraliste	Orientation bibliographique (culture du palmier à huile)	
HORNUS Philippe Agronome généraliste	Orientation bibliographique (culture du palmier à huile)	
JANNOT Claude Agro-économiste	Orientation bibliographique (culture du palmier à huile)	
LAMADE Emmanuelle Ecophysiologiste	Orientation bibliographique (culture du palmier à huile)	
OLLIVIER Jean Agronome généraliste	Orientation bibliographique sur la fertilisation du palmier à huile	
RAFFLEGEAU Sylvain Agronome généraliste	Orientation bibliographique (culture et fertilisation du palmier à huile)	
VERWILGHEN Aude Agro-écologue	Orientation bibliographique (évaluation environnementale du palmier à huile)	

Enfin, nous avons suivi deux formations complémentaires animées par des experts de domaines techniques autres que la gestion des organisations, qui ont aussi contribué à l'apprentissage de l'ACV :

- Eco-innovation de produits et services et eco-conception : pratique de l'Analyse de cycle de vie et des logiciels (21 heures), à l'Ecole Centrale de Paris du 22 au 24 juin 2009 ;
- Analyse Environnementale du Cycle de vie (16 heures), au Cemagref – Montpellier du 18 au 20 mai 2010.

La première formation a été réalisée au début de la thèse (après quatre mois) et la deuxième quand nous étions au sein du CIRAD (formation menée par le groupe ELSA⁸⁷ qui s'intéresse particulièrement aux ACV agricoles). Cette équipe réunit des chercheurs spécialistes de l'évaluation environnementale et de l'écologie industrielle appliquées aux agro-bioprocédés (biomasse pour la production d'énergie, produits agricoles, technologies agricoles, etc).

III.2.1.2. L'observation non participante

Trois types d'observation non participante (Baumard et Ibert, 2007) ont été conduites lors du processus d'acculturation : l'observation des réunions et des événements, la menée d'entretiens semi-directifs et la réalisation de visites techniques à Agropalma.

L'observation non participante nous a aidé à mieux saisir les enjeux de notre problématique. Cette technique de recherche a aussi été complémentaire à l'étude des documents : très souvent, elle nous a permis de découvrir de nouvelles informations ou de saisir plus rapidement la bibliographie adéquate par rapport à nos questions. Ces observations concernent plus particulièrement le contexte de la production d'huile de palme au Brésil (les seules activités d'observation non participante en lien avec le contexte Européen sur l'évaluation des biocarburants ont été l'observation des deux réunions ; voir le tableau 14 de la section suivante).

Comme nous le verrons par la suite, une partie de ces activités d'observation non participante ont été conduites lors de notre travail au sein d'Agropalma (en parallèle à la collecte de données quantitatives pour l'ACV). Mais nous avons jugé nécessaire de réaliser des observations non participantes en dehors du contexte d'Agropalma car nous pensions que le recueil d'information à l'extérieur de l'entreprise pourrait contribuer à enrichir notre compréhension du contexte brésilien étudié⁸⁸.

III.2.1.2.1. L'observation des réunions et des événements

Nous avons assisté à deux réunions en France et deux événements au Brésil. A l'exception des deux premières réunions, ces événements ont été complètement différents sur le fond

⁸⁷ L'ELSA a été fondée par des scientifiques issus de cinq organismes: CIRAD, INRA, Cemagref, Ecole de Mines d'Alès et Montpellier SupAgro.

⁸⁸ Pendant la période de travail à Agropalma, certaines rencontres qui sortaient du cadre formel de notre étude – avec des consultants externes, chercheurs et membres des ONG – ont été également intéressantes dans le sens de renforcer certains de nos aperçus sur la situation local, mais elles n'ont pas constitué de nouvelles informations pouvant servir comme éléments d'analyse dans le contexte de notre travail.

comme sur la forme. Les réunions en France concernent la réalisation des ACV de biocarburants dans le pays – étude commanditée par l’ADEME et le Ministère de l’écologie, du développement durable et de l’énergie MEDDAT. Les deux autres évènements au Brésil concernent l’évaluation de la durabilité de la production d’huile de palme dans le contexte local.

Les deux premières réunions auxquelles nous avons assisté (Tableau 14) se sont déroulées au début de notre thèse. Les évènements au Brésil se sont passés aussi au début de la recherche de terrain dans l’Etat du Para.

Tableau 14. Liste des réunions/événements observés

Date	Réunion/événement	Participants	Lieu
14/05/09	Réunion technique ADEME : présentation et discussion des résultats sur les ACV appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Ce rapport inclut les filières palme et soja importés par la France. (ADEME, 2010a)	11 membres du Comité de pilotage provenant de quatre organismes : ADEME, MAP, MEEDDAT* et ONIGC ; 2 membres de BIO Intelligence Service, réalisateurs de l'étude.	ADEME Paris
11/06/09	Réunion technique ADEME : présentation du rapport final sur les ACV appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France. Ce rapport inclut les filières palme et soja importés par la France (ADEME, 2010a)	9 membres du Comité de pilotage ; 18 membres du comité technique tous provenant des différents organismes : grands industriels français fournisseurs de données, instituts de recherche et des ONG ; 2 membres de BIO Intelligence Service.	MEEDDAT Paris
26/07/10	Réunion sur les indicateurs de durabilité et les outils d'évaluation pour la production d'huile de palme	Plusieurs membres de l'EMBRAPA Amazonie Oriental ; 3 membres de l'EMBRAPA Environnement ; parties prenantes diverses : producteurs d'huile de palme, ONG, association de petits agriculteurs, ONG.	EMBRAPA CPATU Belém, Brésil
25/08/10 26/08/10	II Round Table on Sustainable Palm Oil (RSPO) Latin America Conference	Plusieurs membres de l'EMBRAPA Amazonie Oriental ; 3 membres de l'EMBRAPA Environnement ; parties prenantes diverses : producteurs d'huile de palme, ONG, association de petits agriculteurs, ONG.	Belém, Brésil

L'observation de ces réunions et événements a été très utile pour avoir un premier aperçu global du terrain et pour identifier les aspects à exploiter d'avantage dans l'étude. Nous avons pu voir les sujets abordés par les acteurs, les attaques et les réactions de certains participants ainsi que les problèmes exposés et propositions émises par les acteurs.

III.2.1.2.2. Visites techniques

La réalisation des visites techniques nous a été proposée par Agropalma lors de notre travail de terrain. Au départ nous ne savions pas que cela pourrait être possible car il s'agit d'une entreprise agricole qui détient une propriété de 107 km² (environ la superficie de Paris) avec des plantations de palmier à huile occupant 40% de ces terres. Logiquement, nous n'avons pas tout vu, mais nous avons pu voir certains sites représentant le cycle productif.

La première fois que nous nous sommes rendus dans l'entreprise, il a été impressionnant de voir les paysages ininterrompus de palmiers, nous les avons longés pendant plusieurs heures en voiture. Néanmoins, une fois au sein d'Agropalma, bien que nous ayons pu voir les plantations et observer certaines activités agricoles (récolte, transport des fruits, etc.), nous avons principalement travaillé dans des lieux fermés situés au niveau du siège de l'entreprise. Les visites réalisées dans les terres de l'entreprise ont été pour nous très pédagogiques car elles ont toujours été accompagnées par des explications et des éclaircissements d'un professionnel. Ces visites ont été non seulement une opportunité de découvrir les conditions de production au sein de l'entreprise mais aussi une occasion unique d'assimiler les connaissances acquises lors de l'étude de documents sur le cycle de production du palmier à huile, ainsi que de la période d'apprentissage au CIRAD. Nous présentons quelques photos⁸⁹ des fermes d'Agropalma prises lors des visites techniques en annexe 2. Le tableau 15 recense les visites techniques réalisées.

⁸⁹ Par souci de préserver certains secrets de fabrication (et à la demande de l'entreprise), l'annexe 2 n'inclus pas d'images des sites industriels.

Tableau 15. Visites techniques à Agropalma

Date	Visites techniques	Lieu
27/07/10	Visite technique générale des propriétés de l'entreprise	Agropalma Tailândia, Brésil
30/08/10	Pépinière (1)	
02/09/10	Pépinière (2)	
02/09/10	Plantation de palmeraie en phase juvénile	
02/09/10	Effluents	
03/09/10	Plantations âgées de 8 ans	
03/09/10	Plantation âgée de 23 ans	
03/09/10	Processus de récolte des fruits	
03/09/10	Industrie - processus d'usinage	
08/09/10	Terrains de reconstitution de terres de préservation	
09/09/10	Secteur industriel d'appui (maintenance)	

III.2.1.3. Entretien semi-directifs

Nous avons réalisé douze entretiens semi-directifs⁹⁰ (Romelaer, 2005) avec des acteurs de différents organismes pouvant apporter des nouvelles informations sur le contexte de la production d'huile de palme au Brésil. Ces entretiens ont apporté une contribution sur trois aspects de notre étude contextuelle. Ils nous ont permis de :

- balayer un certain nombre de thèmes jugés pertinents *à priori* ;
- identifier rapidement des nouveaux thèmes et d'enrichir notre étude à partir de la connaissance des acteurs interviewés sur le contexte local (avec des informations qui ne pourraient pas être trouvées dans des documents ou des études réalisées sur la production d'huile de palme en Amazonie brésilienne).

Pour cela, nous avons adopté une méthodologie d'entretiens souple à travers l'élaboration de guides d'entretiens simples que nous pouvions adapter facilement. Pendant ces entretiens nous avons essayé de centrer les discours des acteurs selon des thèmes pertinents par rapport à notre problématique (et à partir de notre compréhension préalable).

⁹⁰ Neuf de ces entretiens ont pu être enregistrés. Leur retranscription a été faite en portugais brésilien. Un entretien retranscrit est présenté, à titre d'exemple, dans l'annexe 3.

Les acteurs interviewés appartiennent à des organismes de trois natures : producteurs d'huile de palme, instituts de recherche et ONG. Les thèmes discutés étaient très variables selon l'interviewé. Nous pouvons citer :

- des thèmes de portée générale, tels que les préoccupations environnementales liées à la production du palmier à huile, les perspectives de production et modes de production agricoles et industriels ainsi que les systèmes de certification environnementale ;
- des thèmes plus spécifiques, comme l'application du code de forêts, les technologies de surveillance satellite, les maladies du palmier à huile.

Le tableau 16 recense les entretiens semi-directifs que nous avons menés.

Tableau 16. Liste des entretiens semi-directifs

Date	Nature	Organisme	Interviewé	Fonction	Référencié
03/09/09	Producteur huile palme	ABIOVE ^a	Furlan D.	Economiste	–
21/09/10		Agropalma	Dias T.	Resp. RSE	Agropalma, 2010
15/04/11			Sinimbu S.	Responsable fertilisation	Agropalma, 2011
26/08/10		Petrobras	Pinho J.C.	Resp. Projet biodiesel	Petrobras, 2010
22/09/10		Galp	Lima B.	Resp. Projet biodiesel	Galp, 2010
11/04/11		Biovale	Amantea M.	Dir. Industriel	Biovale, 2011
14/04/11		Marborges	Veiga S.A.	DG	Marborges, 2011
03/08/10	Institut de Recherche	EMBRAPA CPATU ^b	Boari A.	Chercheur	EMBRAPA, 2010a
03/08/10			Venturieri A.	Chercheur	EMBRAPA, 2010b
18/04/11		INPE/CRA ^c	Almeida C.	Chef du INPE/CRA	INPE, 2011
19/04/11		MPEG ^d	Vieira I.	Chercheur	MPEG, 2011
18/04/11	ONG	CI ^e	Baião P.	Dir. Prog. Amazonie	CI, 2011

a) Associação Brasileira das Industrias de Oleos Vegetais (ABIOVE) ; b) EMBRAPA Amazônia Oriental ; c) Instituto de Pesquisas Espaciais – Centro Regional da Amazônia (INPE/CRA) ; d) Museu Paraense Emilio Goeldi (MPEG) ; e) Conservação Internacional (CI).

Vues la quantité et la variété d'acteurs impliqués dans la production d'huile de palme au Brésil (constatées lors de la Round Table on Sustainable Palm Oil, Cf. Tableau 14), l'ensemble des entretiens réalisés reste trop limité pour produire des analyses poussées au niveau des points de vue des acteurs (notamment des ONG) sur les thématiques liées à la production d'huile de palme dans le contexte étudié. Néanmoins, nous n'avions pas cette ambition. Ces entretiens visaient à compléter et à confirmer certains des constats que nous avons tirés à partir d'autres sources de données et surtout à éviter de se limiter au seul point de vue de l'entreprise qui nous servait de terrain d'enquête. Cet élément a d'ailleurs été abordé lors des réunions avec le comité de pilotage, notamment par le responsable du suivi de la thèse à l'AFD, qui était préoccupé par le fait que notre vision du contexte local ne soit pas limitée aux seules préoccupations et intérêts de l'entreprise étudiée.

Les acteurs interviewés ont été choisis selon la compréhension préalable que nous avions du contexte et par rapport à des besoins spécifiques identifiés au cours de notre étude. Nous avons ainsi privilégié, premièrement, la réalisation des entretiens avec des grands producteurs d'huile de palme au sein d'exploitations en projets (cas de Petrobras, Galp et Biovale) et d'activités déjà établies sur le marché. L'objectif était d'identifier les pratiques de gestion agricole et les points pouvant être différents de ceux d'Agropalma. Ensuite, les entretiens avec les acteurs provenant des instituts de recherche ont constitué pour nous une source très importante pour l'approfondissement de certains sujets spécifiques liés au contexte local. Tel est le cas, en l'occurrence, de leurs résultats de recherche sur la culture du palmier à huile. Tel était également le cas de sujets transversaux comme les technologies de surveillance par satellite pour tenir compte de zones défrichées.

III.2.2. Contextualisation : mise en œuvre d'une évaluation de type ACV

La contextualisation se traduit par le processus d'intervention lui-même qui, à la différence d'une recherche action conventionnelle, est un processus qui n'est pas fixé par avance (David, 2001b). Dans notre thèse, la contextualisation constitue essentiellement la mise en œuvre d'une évaluation de type ACV qui a consisté à quantifier les émissions de GES (bilan carbone) d'une filière biodiesel issu d'huile de palme brésilienne. Le modèle de cette l'évaluation a été totalement conditionné par l'analyse contextuelle réalisée lors de l'étape d'acculturation. Mais, concrètement, notre démarche de travail lors de sa mise en œuvre inclut la tenue de réunions avec le comité de pilotage ainsi qu'une deuxième étape de travail avec des experts. Lors de cette étape, les experts nous ont orientés par rapport à la collecte des

données (primaires et secondaires) et à la vérification de certaines données. Ils nous ont également orientés vers l'utilisation d'un logiciel de calcul pour l'évaluation de l'impact. Le tableau 17 présente la démarche de travail lors du processus d'intervention par rapport aux étapes de réalisation d'une ACV.

Tableau 17. Démarche de travail par rapport aux étapes de réalisation de l'ACV

Etape de réalisation de l'ACV	Démarche: processus d'intervention
1 Définition des objectifs et du système	<ul style="list-style-type: none"> • Réunions avec le comité de pilotage
2 Inventaires de polluants et matières premières (ICV)	<ul style="list-style-type: none"> • Recueil des données primaires à Agropalma avec appui d'experts • Recueil des données secondaires avec appui d'experts • Vérification des données avec appui d'experts
3 Analyse de l'impact	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisation d'un logiciel de calcul avec appui d'experts

L'évaluation de type ACV que nous avons réalisée est présentée de manière détaillée⁹¹ par rapport à ces trois phases de réalisation de l'ACV dans le chapitre V.

III.2.2.1. Les réunions avec le comité de pilotage

Les réunions avec le comité de pilotage ont été fondamentales pour la définition des objectifs de l'étude et la définition du système du produit. Lors de ces réunions, les avancements au niveau du développement des connaissances, les problèmes rencontrés et les propositions de travail étaient présentés par le chercheur et ensuite discutés avec les membres de ce comité – le directeur de thèse, les responsables du suivi de la thèse chez les partenaires et le chercheur lui-même (Tableau 18). Les acteurs réagissaient ainsi en fonction de ce qui était présenté par le chercheur-intervenant en exprimant leur point de vue ou au travers de questions et parfois en indiquant des solutions à des problèmes rencontrés (ou en mettant en évidence d'autres problèmes par rapport à nos propositions) et en émettant leurs propres recommandations. Les

⁹¹ Le niveau de détail présenté dans l'évaluation du type ACV que nous avons réalisé (Chapitre V) est plus élevé que dans une évaluation conventionnelle puisque que l'objectif de la thèse dépasse la production d'un résultat. Par ailleurs, il a été essentiel pour nous d'essayer de décrire ce travail de façon à en faciliter la lecture pour les scientifiques travaillant dans le domaine des sciences de gestion.

réunions nous donnaient ainsi l'occasion de valider (ou non) les plans d'avancement de travail dans lequel la définition des objectifs de l'étude ACV avait un rôle central⁹².

Tableau 18. Réunions avec le comité de pilotage de la thèse

Date	Participant	Organisme	Fonction	Lieu
06/04/09	Bicalho T.	DRM-Dauphine	Le doctorant chercheur	Université Paris- Dauphine
	Richard J.	DRM-Dauphine	Le directeur de thèse	
	Poitrat E.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	
	Gagnepain B.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	
	Courillon M.	ADEME	Chargé de mission internationale	
	Ernst G.	AFD	Resp. suivi de la thèse	
24/11/09	Bicalho T.	DRM-Dauphine	Le doctorant chercheur	ADEME Paris
	Richard J.	DRM-Dauphine	Le directeur de thèse	
	Gagnepain B.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	
	Ernst G.	AFD	Resp. suivi de la thèse	
11/10/10	Bicalho T.	DRM-Dauphine	Le doctorant chercheur	AFD Paris
	Richard J.	DRM-Dauphine	Le directeur de thèse	
	Gagnepain B.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	
	Sabathié H.	ADEME	Chargé de mission internationale	
	Ernst G.	AFD	Resp. suivi de la thèse	
	Bessou	CIRAD	Resp. suivi de la thèse	
06/06/11	Bicalho T.	DRM-Dauphine	Le doctorant chercheur	ADEME Paris
	Richard J.	DRM-Dauphine	Le directeur de thèse	
	Gagnepain B.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	
	Ernst G.	AFD	Resp. suivi de la thèse	
	Bessou	CIRAD	Resp. suivi de la thèse	
24/11/11	Bicalho T.	DRM-Dauphine	Le doctorant chercheur	Université Paris- Dauphine
	Richard J.	DRM-Dauphine	Le directeur de thèse	
	Gagnepain B.	ADEME	Resp. suivi de la thèse	

⁹² Notons ici que l'objectif du comité de pilotage est bien plus large que celui de la définition des objectifs pour la réalisation de l'ACV : il vise l'avancement de la thèse plutôt que de l'ACV. Néanmoins, la pertinence de situer les réunions dans cette configuration se justifie par le fait que l'ACV est notre objet d'étude. Les échanges lors de réunions étaient souvent autour de questions liées à l'ACV. Mais d'autres questions d'ordre scientifique, technique et opérationnel : avancements théoriques, création de conditions favorables au travail de terrain au Brésil, formalisation des partenariats, etc., étaient aussi visées lors de ces réunions. Le compte-rendu de la première réunion d'avancement de la thèse est présenté à titre d'exemple dans l'annexe 4.

A l'exception de la première réunion du comité de pilotage qui a été organisé par l'ADEME, les quatre autres réunions ont été organisées par le chercheur lui-même avec une proposition des dates et l'envoi de l'ordre du jour à la veille de la réunion. Le tableau 18 recense les réunions avec le comité de pilotage réalisées pendant la thèse.

III.2.2.2. Le travail avec les experts – deuxième étape

L'ICV que nous avons construit pour l'évaluation des émissions de GES du biodiesel d'huile de palme privilégie l'utilisation de données primaires spécifiques à la production étudiée. Mais des données secondaires ont été nécessaires pour la construction de l'inventaire des sorties des émissions qui nécessite des facteurs d'émission par rapport aux sous-systèmes du produit (Cf. Figure 32, Chapitre V). Le travail avec les experts a été très important lors de la collecte des données primaires et secondaires pour la construction de l'inventaire du cycle de vie (ICV) ainsi que pour le processus de vérification des données. En outre, nous avons également compté sur un soutien (plus ponctuel) lors de la phase d'analyse d'impact par rapport à l'utilisation d'un outil de calcul.

Deux experts de l'ADEME, Bruno Gagnepain et Etienne Poitrat, ainsi qu'un chercheur du CIRAD, Cécile Bessou, tous les trois membres du comité de pilotage assurant le suivi de la thèse du côté de leurs organismes, ont joué un rôle clé lors de ces deux étapes. En outre, deux experts du CIRAD sur la fertilisation du palmier à huile, Bernard Dubos et Jean Ollivier, nous ont également aidé pendant le processus de vérification des données.

Tableau 19. Liste des experts ayant contribué à la phase de vérification des données

Expert - Spécialité	Type d'appui	Période/Date
GAGNEPAIN Bruno Ingénieur Chimique (ADEME)	Orientation pendant le processus de collecte de données et orientation sur l'utilisation outil de calcul ACV	Du 15 février 2009 à juillet 2013
POITRAT Etienne Ingénieur Agronome (ADEME)	Orientation sur l'utilisation outil de calcul ACV et avis sur certaines données agricoles	Du 15 février 2009 à septembre 2009
BESSOU Cécile Ingénieur Agronome (CIRAD)	Orientation pendant le processus de collecte de données et avis sur l'ensemble des données agricoles	Du 5 avril 2010 à décembre 2012
DUBOS Bernard Ingénieur Agronome (CIRAD)	Avis sur les données concernant la fertilisation	Du 11 octobre au 31 décembre 2010
OLLIVIER Jean Ingénieur Agronome (CIRAD)	Avis sur les données concernant la fertilisation	Du 2 juillet au 31 décembre 2010

III.2.2.2.1. Le recueil des données à Agropalma

Le recueil des données primaires à Agropalma a été indispensable pour la construction de l'ICV (Chapitre V, Section V.2). Les données collectées au sein de l'entreprise correspondent aux quantités de matières premières et énergie utilisées pour la production d'huile de palme lors de la phase agricole et de la phase d'usinage : rendements annuels, quantités d'engrais et de pesticides, quantités en litres de diesel consommés pour le transport de fruits et pour la mécanisation, etc. Le recueil de données s'est réalisé lors de réunions en face à face avec les agents de l'entreprise en mesure de nous fournir les données demandées. Ces réunions étaient suivies (pour la plupart des cas) de discussions et d'échanges d'informations par e-mail. Notre travail a été accompagné par le responsable RSE de l'entreprise (Monsieur Dias) qui s'est chargé d'identifier les personnes au sein de différents départements de l'entreprise susceptibles de contribuer au recueil des données, ce qui nous a aidé pour un bon déroulement du travail⁹³. A la fin du processus, nous avons fourni, à la demande de l'entreprise, un rapport avec toutes les données brutes collectées. Nous présentons une partie de ce rapport en annexe 5. Le tableau suivant décrit les types de données collectées au sein de l'entreprise.

⁹³ Ce suivi était également lié aux intérêts de l'entreprise. D'une part car le responsable RSE souhaitait avoir la compilation des données que nous avons collecté et, d'autre part, car il avait l'objectif de comprendre les bases du processus d'application d'une évaluation de ce type. En outre, l'entreprise voulait s'assurer que les données fournies puissent être utilisées dans le cadre de notre recherche sans problème de confidentialité. La première section du chapitre VI traitant l'analyse de la qualité des données d'activité collectées au sein de l'entreprise approfondit les questions liées au recueil des données.

Tableau 20. Type des données fournies par Agropalma

Date	Participant	Fonction	Type de données fournies
27/08/10 au 23/09/10	Dias T.	Resp. RSE	Surface plantée, productivité, type de transport et distances concernant le transport des fruits
28/09/10	Aguiar R.	Resp. Implantation Agricole	Herbicides, engrais minéraux, diesel nécessaire à la préparation du sol (quantités liées à la phase agricole - immature)
01/09/10	Massih R.	Comptable	Herbicides, engrais minéraux, (quantités liés à la phase agricole immature) Diesel et électricité (quantités liées à la phase d'usinage)
07/09/10	Pereira E.	Resp. Comptable	Diesel utilisé pour la mécanisation (quantités liées à la production mature et immature)
09/09/10	Alves R.	Resp. Contrôle Chimique	Herbicides (quantités liées à la production mature)
03/09/10	da Silva S.	Resp. Contrôle Phytosanitaire	Pesticides (quantités liées à la production mature)
03/09/10	Tinoco R.	Expert Contrôle Phytosanitaire	Pesticides (quantités liées à la production mature)
07/09/10 et 22/09/10	Amaral R.	Resp. Dept. Fertilisation	Engrais minéraux (quantités liées à la production mature)
15/04/11	Sinimbu S.	Resp. R&D Fertilisation	Engrais minéraux (quantités liées à la production mature)

Le support de Cécile Bessou a été particulièrement important pendant le processus de collecte des données d'une part pour valider la liste préliminaire des données à collecter et puis pour nous aider à résoudre des questions éventuelles lorsque nous étions sur le terrain⁹⁴.

III.2.2.2.2. Le recueil des données secondaires

L'utilisation des données secondaires a été nécessaire à la construction de l'inventaire des sortants : inventaire qui recense les pollutions polluantes des processus de production (Section V.2.3.2, Chapitre V). Le travail de récolte dans ce cas consistait à trouver les facteurs d'émissions adaptés à l'évaluation. Dans notre cas, une bonne partie des sources secondaires à utiliser était déjà indiquée par la Directive EnR (notamment en ce qui concerne l'utilisation de

⁹⁴ Certaines données n'ont pas pu être fournis telles qu'elles étaient spécifiées dans la liste préalable ; par exemple les quantités de fertilisants par âge des plantations. Dans ce cas les solutions possibles étaient discutées avec l'expert (discussions téléphoniques ou échanges électroniques) pour travailler efficacement vue la limite de temps.

facteurs d'émissions et modèles de calcul du GIEC pour les émissions de N₂O). Par contre, certaines décisions ont dû être prises par rapport à des paramètres sur lesquels la Directive était plus souple. Par exemple, pour les facteurs d'émission des carburants locaux (éthanol et essence) utilisés pour la mécanisation et lors des étapes intermédiaires de transport, nous avons le choix d'utiliser des valeurs par défaut⁹⁵ ou de prendre des valeurs de la littérature brésilienne. La prise de décision dans ce type de situation a été réalisée à l'aide des experts qui très souvent nous ont guidé lors de la construction de l'ICV (en nous orientant sur des publications et des rapports récents contenant des données utiles à notre étude).

III.2.2.2.3. La vérification des données primaires

La construction de l'ICV a fait l'objet de plusieurs discussions lors de notre travail, notamment au sein du CIRAD. Ceci a été le cas pour de nombreux calculs par rapport aux flux entrants et sortants du système du produit et de façon encore plus importante pour les valeurs concernant les engrais. Les données par rapport aux quantités d'engrais ont été vérifiées plusieurs fois avec l'aide d'experts avant d'être intégrées dans l'inventaire consolidé des intrants (Cf. Section V.2.3.1.3, Chapitre V). La présentation de la construction de l'ICV dans le chapitre V met en évidence ce processus de vérification (Cf. Section V.2.3.1.2, Chapitre V)⁹⁶.

III.2.2.2.4. L'utilisation d'un outil de calcul spécifique

Pendant la phase de calcul de l'impact, nous avons utilisé un outil de calcul spécifique créé par la société Bio Intelligence Service, réalisateurs de l'étude ACV des biocarburants utilisés en France (ADEME, 2010a). L'appui d'experts de l'ADEME pendant cette phase a été également important car, au-delà de nous fournir l'outil, les experts nous ont assuré un support technique par rapport à son utilisation. A la différence du cadre du travail au sein de l'UPR 34 au CIRAD, cet appui a été ponctuel afin de nous aider sur un point précis lors du processus de développement des connaissances. Deux réunions ont eu lieu entre 2011 et 2012 pour le transfert des connaissances techniques concernant l'outil de calcul.

⁹⁵ Indiqués dans Biograce (<http://www.biograce.net/>) qui recense des valeurs validées par la Commission Européenne en matière d'émission de GES concernant les produits énergétiques.

⁹⁶ Il est particulièrement intéressant de constater les allers-retours de l'intervenant-chercheur entre les experts et l'entreprise lors de ce processus. Ce va-et-vient de l'intervenant-chercheur vers les experts a été aussi le cas par rapport à la collecte des données secondaires.

Par contre, cet outil n'était pas complètement adapté à nos besoins. Comme il s'agit d'un instrument conçu dans un cadre très spécifique, l'outil s'est révélé assez peu flexible pour permettre le changement de certains paramètres. Par exemple, il n'était pas possible d'inclure des facteurs d'émission de carburants adaptés à la filière brésilienne que nous avons étudiée. De ce fait, nous avons décidé d'effectuer à la main le calcul des émissions par rapport aux carburants utilisés au Brésil et de rajouter le résultat à la valeur finale calculée à l'aide de l'outil pour l'ensemble des autres éléments. Néanmoins, comme il s'agit d'un instrument simplifié et déjà adapté selon les grandes lignes de la méthodologie de calcul de la Directive EnR, il nous a permis de gagner du temps. Il a été, en effet, plus simple pour nous d'utiliser cet outil que d'utiliser un logiciel plus complexe (tel que Simapro⁹⁷ par exemple).

III.2.3. La formalisation : analyse de la qualité et de la pertinence de l'ACV

D'après Hatchuel et Molet (1985, p.70) « *l'intervention n'est pas seulement l'exploration d'un système mais la production des savoirs et des concepts qui permettent de penser les trajectoires dans lesquelles un collectif pourrait s'engager* » (cité dans David, 2001b). La dimension de formalisation constitue justement cette démarche des connaissances produites à partir du dispositif d'intervention. Autrement dit, la dimension de formalisation se traduit par la proposition de solutions scientifiquement fondées en vue de contribuer à la transformation de la réalité.

En ce sens, nous pouvons présenter deux éléments de formalisation de notre recherche-intervention :

- (1) l'analyse des limites de l'ACV réalisée par rapport au problème de qualité des données. Cette analyse inclut notamment l'observation participante (réalisée pendant le processus de collecte des données dans l'entreprise)
- (2) l'analyse des limites de l'ACV par rapport au problème de pertinence de l'information environnementale que nous avons produit à partir de l'ACV. L'analyse est effectuée à partir d'une étude comparative entre l'ACV que nous avons réalisés et celle d'une filière similaire (biodiesel d'huile de palme asiatique) présentée dans l'étude ADEME (2010a). Sur la base des connaissances produites dans (1), cette comparaison nous permet de délivrer des recommandations pour la Commission Européenne par rapport

⁹⁷ L'utilisation d'un logiciel plus complexe (et plus complet) comme Simapro ne se faisait pas nécessaire dans notre cas puisque le seul indicateur évalué a été les émissions de gaz à effet de serre dans la catégorie « changement climatique ».

aux préconisations de la Directive EnR concernant les modalités de l'apport de preuves du respect du critère de durabilité GES pour les biocarburants.

III.2.3.1. Analyse des limites de l'ACV par rapport à la qualité des données

L'analyse de l'ACV par rapport à la qualité des données vise à expliciter, à partir de la démarche d'intervention et à partir des connaissances théoriques dans le champ de la comptabilité environnementale, la façon dont les choses devraient changer. Elle cherche également à apporter des éléments de réponse qui puissent permettre la transformation de la réalité. Cette analyse est présentée dans la première section du chapitre VI de notre thèse.

Le chemin que nous avons utilisé pour démontrer les problèmes du contexte réel sur lequel nous sommes intervenus a été développé à partir de l'observation participante.

L'observation participante

L'observation participante est une « *technique de recherche qualitative qui convient bien à la situation du chercheur qui souhaite comprendre un milieu social qui lui est étranger* ». (Léssard-Hébert *et al.*, 1997, p.50). D'après Léssard-Hébert *et al.* (1997) l'observation participante dépasse l'aspect descriptif (objectif) pour s'attacher à découvrir le sens, la dynamique et les processus des actes et des événements.

Dans notre approche interprétativiste, nous avons joué un rôle d'observateur participant pendant la période de la collecte de données pour l'ACV au sein d'Agropalma. L'enjeu pour nous était d'identifier les difficultés lors de la collecte des données d'ACV au sein de l'entreprise et d'examiner leur origine et les actions accomplies en vue de nous fournir ces données. Notons ici que, au même titre que les acteurs de l'entreprise et ses dispositifs de production d'information environnementale, nous sommes nous mêmes objet de l'observation (puisque nous observons les difficultés auxquelles nous avons dû faire face lors du recueil de données). Cet aspect correspond bien, d'ailleurs, à la démarche itérative entre formalisation et contextualisation, typique de la recherche-intervention.

III.2.3.2. Analyse des limites de l'ACV par rapport à la pertinence de l'information

Nous réalisons une analyse comparative entre notre étude et une étude similaire présentée dans l'étude ADEME (2010a). Cette comparaison permet de traiter la question de la pertinence de l'information environnementale produite dans le contexte étudié. Le but est, comme dans la

l'analyse précédente, de démontrer les problèmes de la réalité étudiée. Mais cette fois-ci nous avons la possibilité de proposer un chemin concret pour passer de l'existant à une situation idéale par le biais de recommandations précises qui peuvent être utiles à la Commission dans l'optique de réflexions sur des futures propositions de modifications de la Directive EnR.

CONCLUSION

Notre travail empirique correspond à la réalisation d'une étude de cas sur l'évaluation de soutenabilité du biodiesel issu d'huile de palme brésilienne dans le cadre de la Directive EnR. Cette étude de cas constitue pour nous une opportunité singulière pour étudier le rôle de l'entreprise dans la réalisation d'une ACV, dans un contexte qui rend particulièrement prégnante la question de la qualité et de la pertinence de l'information environnementale de type ACV.

Nous réalisons cette étude de cas dans une optique interprétativiste : nous cherchons à apporter une réponse scientifiquement fondée autour de la compréhension d'un phénomène et notre analyse est développée de l'intérieur de ce phénomène. Nous menons l'étude dans une démarche de recherche-intervention qui correspond à un processus itératif entre contextualisation (qui se traduit par le processus d'itération lui-même) et la formalisation des connaissances. Lors de cette démarche, nous prenons en compte la dimension matérielle et technique de l'ACV mais aussi sa dimension normative et adaptative. Cet aspect nous permet d'accorder une importance à l'implication de l'entreprise au niveau de l'amélioration de l'ACV en qu'outil de comptabilité environnementale.

Les prochains chapitres de notre thèse concernent dans l'ensemble l'étude de cas que nous avons réalisée. Le chapitre IV présente une analyse contextuelle et le chapitre V la mise en œuvre de l'ACV. Ces chapitres représentent ce qui a été effectué concrètement lors du processus d'itération avec les acteurs (contextualisation). Le chapitre VI traite d'une part la question de la qualité de l'information environnementale produite avec l'ACV réalisée et, d'autre part, de la question de pertinence de cette information. Le chapitre VI constitue la formalisation des connaissances au sein de notre démarche de recherche-intervention.

CHAPITRE IV

ANALYSE CONTEXTUELLE

Le chapitre précédent a exposé la double spécificité du contexte de l'étude de cas choisi pour notre recherche. Ce contexte concerne, d'une part la Directive EnR et ses critères de durabilité pour les biocarburants et, d'autre part, la production d'huile de palme au Brésil. Notre objectif est, maintenant, d'analyser ce double contexte. Pour cela, nous mettons en perspective la production de biodiesel issu d'huile de palme brésilienne par rapport aux exigences de durabilité de la Directive EnR.

L'analyse que nous menons dans ce chapitre est basée principalement sur l'étude documentaire et deux missions de terrain que nous avons réalisées au Brésil. D'abord, une mission de deux mois en 2010 et puis une deuxième mission qui a duré un mois en 2011. Notre travail s'est passé dans l'Etat du Para, dans l'Amazonie, où se concentre la culture du palmier à huile au Brésil. C'est en effet sur ce territoire connu pour son extrême richesse naturelle que nous nous sommes immergé dans la réalité concrète de notre étude. En participant à des réunions, en effectuant des visites techniques et des entretiens avec divers acteurs de la production locale (instituts de recherche, ONGs et producteurs d'huile de palme) nous avons pu identifier les enjeux importants par rapport au contexte étudié.

Notre problématique est très actuelle mais elle comporte des aspects relativement complexes à traiter. Elle soulève une série de controverses et même de polémiques autour de la production de biocarburants ainsi que de la production d'huile de palme. Dans ce chapitre, plutôt que traiter tous les éléments faisant objet de débats autour de notre problématique, nous avons décidé de hiérarchiser l'importance des enjeux selon nos deux centres d'intérêt : les critères de durabilité de la Directive EnR (présentés dans la section IV.1) et le contexte de production du biodiesel issu d'huile de palme au Brésil (qui constitue le thème central de la section IV.2).

Les deux enjeux majeurs considérés par la Directive EnR, à savoir l'impact sur le changement climatique (émissions de gaz à effet de serre GES) et la perte de biodiversité, sont traités de manière prioritaire tout au long de ce chapitre. Ces sujets sont évoqués de façon essentiellement descriptive lors des deux premières sections et analysés plus précisément dans la troisième section (IV.3). Nous les discutons notamment en lien avec le problème de la

déforestation et du changement d'affectation des sols (CAS). Nous prenons aussi en compte dans notre analyse un certain nombre d'éléments secondaires. Par exemple, certains problèmes par rapport à la Directive EnR, tels que le coût de l'évaluation et les risques de conflit avec l'OMC, ainsi que des éléments locaux comme le zonage agroécologique du palmier à huile ou le problème des droits de propriété en Amazonie. Ces éléments, inclus de manière transversale dans ce chapitre, font l'objet de discussions au niveau global ou local par rapport au contexte de l'étude, méritant ainsi d'être considérés dans notre analyse.

IV.1. LA DIRECTIVE ENR

L'Union Européenne est aujourd'hui l'acteur majeur de la promotion des biocarburants à l'échelle mondiale. Dans son plan d'action appelé « Paquet Climat Energie », les pays européens se sont engagés à intégrer dans leur consommation énergétique une participation moyenne de 20 % des énergies renouvelables, une augmentation de 20% de l'efficacité énergétique et une baisse de 20% des émissions de gaz à effet de serre d'ici 2020 (le fameux objectif 20-20-20) (Chevalier, 2009). En cohérence avec le paquet climat, la Directive Européenne 2009/28/CE du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables (Directive EnR) précise que les pays de l'Union Européenne devront avoir au moins 10% de leur consommation finale d'énergie dans les transports provenant des énergies renouvelables – à l'horizon 2020 (Commission Européenne, 2009a). D'après les plans nationaux d'actions de mise en œuvre des énergies renouvelables (PNAER), les Etats membres de l'UE comptent majoritairement sur les biocarburants pour l'atteindre.

La Directive EnR prévoit que pour pouvoir être comptabilisée dans les objectifs nationaux et bénéficier d'aides publiques, la production de biocarburants devra respecter des critères de durabilité. Autrement dit, la commercialisation de biocarburants « non durables » au sens de la Directive ne sera pas interdite en Europe, mais les critères de durabilité serviront à déterminer quels biocarburants – y compris les importés – pourront bénéficier du mécanisme incitatif et contribuer à l'objectif contraignant des 10 % d'énergie renouvelable dans le secteur des transports pour chaque Etat membre.

L'objectif de cette première section est de présenter les critères de durabilité de la Directive EnR par rapport à la production des biocarburants. Toutefois, afin de mieux situer le lecteur dans le contexte de cette Directive, nous proposons quelques points de repère sur la

production de biocarburants et leur promotion au sein de l'Union Européenne avant de présenter les critères de durabilité (Section IV.1.3).

IV.1.1. Les biocarburants et la biomasse. Quelques points de repère.

Selon la définition de la Commission Européenne un biocarburant⁹⁸ « *est un combustible liquide ou gazeux utilisé pour le transport et produit à partir de la biomasse* » (Commission Européenne, 2009a ; article 2(i)). La biomasse se présente aujourd'hui comme la principale source d'énergie renouvelable sur la planète, devant l'hydraulique, le solaire et l'éolien : soit 10% parmi les 13% d'énergie renouvelable dans la matrice énergétique mondiale en 2010 (IEA, 2012a). On peut distinguer deux catégories d'utilisation de biomasse : traditionnelle et moderne. L'utilisation traditionnelle correspond actuellement à 58% de l'utilisation de la biomasse énergie (IEA, 2012b) et se réfère à l'utilisation du bois, du charbon de bois et de déchets agricoles pour la cuisine et le chauffage dans les pays en développement. Bien que l'on parle d'une source d'énergie renouvelable, la biomasse traditionnelle peut contribuer au changement climatique en émettant du noir de carbone et avoir un impact négatif significatif sur l'environnement (par la déforestation) et sur la santé (par l'inhalation de la fumée)⁹⁹. L'usage moderne inclut la production d'électricité et de chaleur, et de combustibles liquides pour le transport, à partir de résidus agricoles et forestiers et de déchets solides (Schenkel et Benabdallah, 2005).

Les biocarburants pour les transports constituent une forme parmi d'autres d'utilisation de la biomasse moderne. En Europe, la biomasse moderne est devenue importante dans les années 70 à la suite des chocs pétroliers et la réapparition des surplus agricoles¹⁰⁰ (Schenkel et Benabdallah, 2005 ; Ballerini, 2007). Il s'agissait au début de diversifier les approvisionnements énergétiques et de réduire les importations des énergies fossiles. Depuis 1997, avec l'adoption du Protocole de Kyoto (signé ensuite par une grande majorité des pays) pour la lutte contre le changement climatique, la biomasse énergie a consolidé son double

⁹⁸ Certains auteurs préfèrent utiliser le terme « agrocarburants » au lieu de « biocarburants », en vu des conséquences que leur utilisation peuvent avoir sur l'environnement (Merlin, 2008). Dans cette thèse nous avons choisi de garder le terme générique « biocarburant » pour rester cohérent avec le vocabulaire utilisé dans le texte de Directive EnR, auquel nous faisons référence à plusieurs reprises.

⁹⁹ Nous soulignons que la biomasse traditionnelle est synonyme de pauvreté énergétique. Cette source est utilisée là où l'accès à l'énergie n'existe pas ; les populations pauvres utilisent la biomasse (notamment le bois) pour cuire les aliments et pour se chauffer.

¹⁰⁰ Dans les années 1980, 40% du volume de bois extrait des forêts en Europe était utilisé pour la production d'énergie (IEFP, p.2). Dans les années 70, la France était déjà active dans le domaine des biocarburants avec le plan « Carburol » lancé par l'AFME – aujourd'hui l'ADEME (Agence de l'Environnement et de Maîtrise de l'Energie) – et l'IFP, qui visait le développement de biocarburants à partir de la biomasse lignocellulosique.

rôle : de permettre une diminution de la dépendance énergétique et de contribuer à la réduction nette des émissions des gaz à effet de serre (GES) pour atteindre un niveau de changement de climat tolérable dans la planète (Chevalier, 2009).

L'atout de la biomasse utilisée pour les biocarburants est qu'elle est normalement considérée comme neutre vis-à-vis du cycle de carbone. Autrement dit, comme elle utilise le carbone du gaz carbonique présent dans l'atmosphère (grâce au processus de la photosynthèse) lors de la croissance des plantes, les émissions de CO₂ pendant la conversion d'une matière végétale en énergie peuvent être considérées comme neutres vis-à-vis du bilan carbone (Schenkel et Benabdallah, 2005 ; Ballerini, 2007 ; IFPEN, 2010). C'est à dire qu'en principe, quand on réalise un bilan carbone d'un biocarburant, seul le CO₂ issu de l'énergie primaire non renouvelable sur l'ensemble de son cycle de vie est comptabilisé en termes de contribution à l'effet de serre.

IV.1.2. La promotion des biocarburants au sein de l'Union Européenne

Le secteur du transport a un rôle extrêmement important en terme d'économie d'énergie et de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES). Il est responsable de 14% des émissions de GES au niveau mondiale (Herzog, 2009 ; chiffres de 2005). Dans ce contexte, et vu le caractère de « neutralité » de la biomasse utilisée pour les biocarburants vis-à-vis du bilan carbone, l'Union Européenne s'est fixée l'objectif du développement des biocarburants. Celui-ci s'est manifesté d'abord en 2000 avec un plan d'action Européen pour la promotion des biocarburants qui a débouché sur une Directive Européenne en 2003¹⁰¹. La Directive 2003/30/CE indiquait que les Etats membres veillent à ce qu'un pourcentage minimal de biocarburants et autres carburants renouvelables soit mis en vente sur leur territoire et qu'ils fixent des objectifs nationaux indicatifs. Des valeurs de 2% en 2005 et 5,75% en 2010 en pouvoir énergétique étaient données en référence. La Directive 2009/28/CE « EnR » (modifiant puis abrogeant les directives 2001/77/CE et 2003/30/CE) a institué un objectif obligatoire pour chaque Etat membre d'au moins 10% d'énergies renouvelables, dont les biocarburants, dans la consommation finale d'énergie dans les transports, à l'horizon 2020.

En 2010 la part des biocarburants dans l'utilisation de la biomasse comme source d'énergie dans le monde était de 5% (IEA, 2012a ; 2012b), constituée uniquement des biocarburants

¹⁰¹ Le développement des biocarburants est complémentaire d'autres actions qui ont aussi un degré d'importance dans le contexte actuel comme la réduction des transports routiers, le développement des transports en commun, l'amélioration des performances énergétiques et environnementales des véhicules, l'utilisation d'autres énergies alternatives, etc. (Commission Européenne, 2009a).

dits *de première génération*, issus de matières premières agricoles : le biodiesel (ou ester méthylique) issu des huiles végétales et l'éthanol produit à partir de plantes sucrières et céréalières. D'autres filières dites de *deuxième et troisième génération* sont en développement. Les biocarburants de deuxième génération recouvrent ceux fabriqués à partir de déchets agricoles comme les pailles de céréales, de résidus forestiers et de matières cellulosiques non alimentaires (*e.g.* taillis à courte rotation) et ceux de troisième génération à partir des microorganismes comme les microalgues. Il est attendu pour ces deux dernières catégories de biocarburants une valorisation beaucoup plus élevée du potentiel énergétique de la biomasse, les rendant potentiellement plus intéressants que les biocarburants conventionnels. Malgré l'existence d'un nombre important d'actions de recherche et développement, notamment aux Etats Unis et en Europe¹⁰², sur les biocarburants de deuxième et troisième génération, leur disponibilité sur le marché ne devrait pouvoir commencer à être une réalité qu'à partir des années 2020 (Ballerini, 2007 ; Merlin, 2008 ; IFPEN, 2010) pour les biocarburants 2G et 2030 au mieux pour les autres biocarburants.

Comme évoqué précédemment, la production de biocarburants de première génération devrait, en effet, continuer à augmenter pour répondre aux objectifs EnR transports de la Directive EnR sur la base envisagée actuellement par les Etats membres dans le cadre des PNAER. Par ailleurs, l'Europe ne semble pas à la mesure de répondre à son objectif énoncé de 10% d'énergies renouvelables dans les transports sans recourir, pour une bonne partie, à l'importation des biocarburants. Les projections d'Eickhout *et al.* (2008) montrent que pour atteindre son objectif à l'horizon 2020, l'Europe devrait importer plus de 50% des biocarburants. D'autre part, s'ils faisaient l'objet de consensus au début des années 2000 sur leur bilan environnemental, ce n'est plus le cas aujourd'hui. Le secteur du transport est à l'origine de 14% des émissions de GES, mais la déforestation est aussi responsable pour 12% des émissions à l'échelle planétaire (Herzog, 2009), sans parler des effets négatifs sur la nature et la biodiversité. Les biocarburants de première génération sont, en outre, confrontés à des controverses telles que la hausse du prix des aliments, des problèmes relatifs à la gestion de ressources naturelles (pollution des sols, de l'eau et de l'air) et les conditions sociales des populations. C'est bien en réponse à ces polémiques que la Commission Européenne a établi

¹⁰² L'IFP estime que, en 2011, quelques 157 projets de production de biocarburant de deuxième génération étaient en cours. Au niveau Européen, la Commission Européenne a lancé (en 2010) un programme de financement de 35 millions d'euros (M€) visant la production d'éthanol cellulosique ; 26 partenaires, en majorité des industriels, se sont engagés à investir 24 M€ supplémentaires (IFPEN, 2011).

des critères de durabilité spécifiques pour les biocarburants (Commission Européenne, 2009a).

Les critères de durabilité pour les biocarburants sont spécifiés dans l'article 17 de la Directive EnR. Ces critères sont présentés dans le point suivant.

IV.1.3. Les critères de durabilité pour les biocarburants

Il est possible de distinguer trois différents niveaux de critères de durabilité établis dans la Directive EnR. Le premier niveau concerne le critère relatif à la réduction des émissions de gaz à effet de serre auquel la Directive accorde une importance majeure. Le deuxième niveau correspond aux critères liés à la biodiversité qui ont une importance relativement importante dans la Directive (notamment avec l'interdiction de l'usage de certains types de terres) représentant une grande valeur sur le plan de la biodiversité. Le troisième niveau correspond à des critères divers à caractère informatif.

IV.1.3.1. Le critère relatif à la réduction d'émissions de gaz à effet de serre (GES)

Le critère majeur de la Directive EnR concerne le respect d'une réduction minimale de 35% de réduction d'émissions de GES (qui sera de 50% à partir de 2017 et 60% à partir de 2018)¹⁰³ pour les biocarburants par rapport aux filières fossiles. Il nous paraît ainsi important de savoir, d'abord, ce que représente ce seuil réglementaire en terme de soutenabilité par rapport au problème du changement climatique, et ensuite, les moyens dont disposent les acteurs économiques pour apporter la preuve du respect à cette règle environnementale.

IV.1.3.1.1. La dimension scientifique du seuil réglementaire institué

D'après le rapport Stern (2006), le niveau tolérable de changement du climat serait d'une augmentation maximale de 2°C par rapport à la période préindustrielle, soit une concentration de GES dans l'atmosphère limitée à 450 ppm (parties par million) : celle-ci est de 430 ppm actuellement et était de 280 ppm durant la période préindustrielle (Chevalier, 2009). Nous avons ainsi intérêt à voir ce que représente cet objectif minimal de 35% de réduction d'émissions de GES (qui sera de 50% à partir de 2017 et 60% à partir de 2018) par rapport à ce seuil global de soutenabilité concernant le changement climatique.

¹⁰³ Des débats européens sont en cours sur des propositions de directives complémentaires abordant la modification de ces seuils et dates associées. <http://www.actu-environnement.com/ae/news/impact-casi-agrocarburants-proposition-commission-18150.php4> accédé le 15 juin 2013.

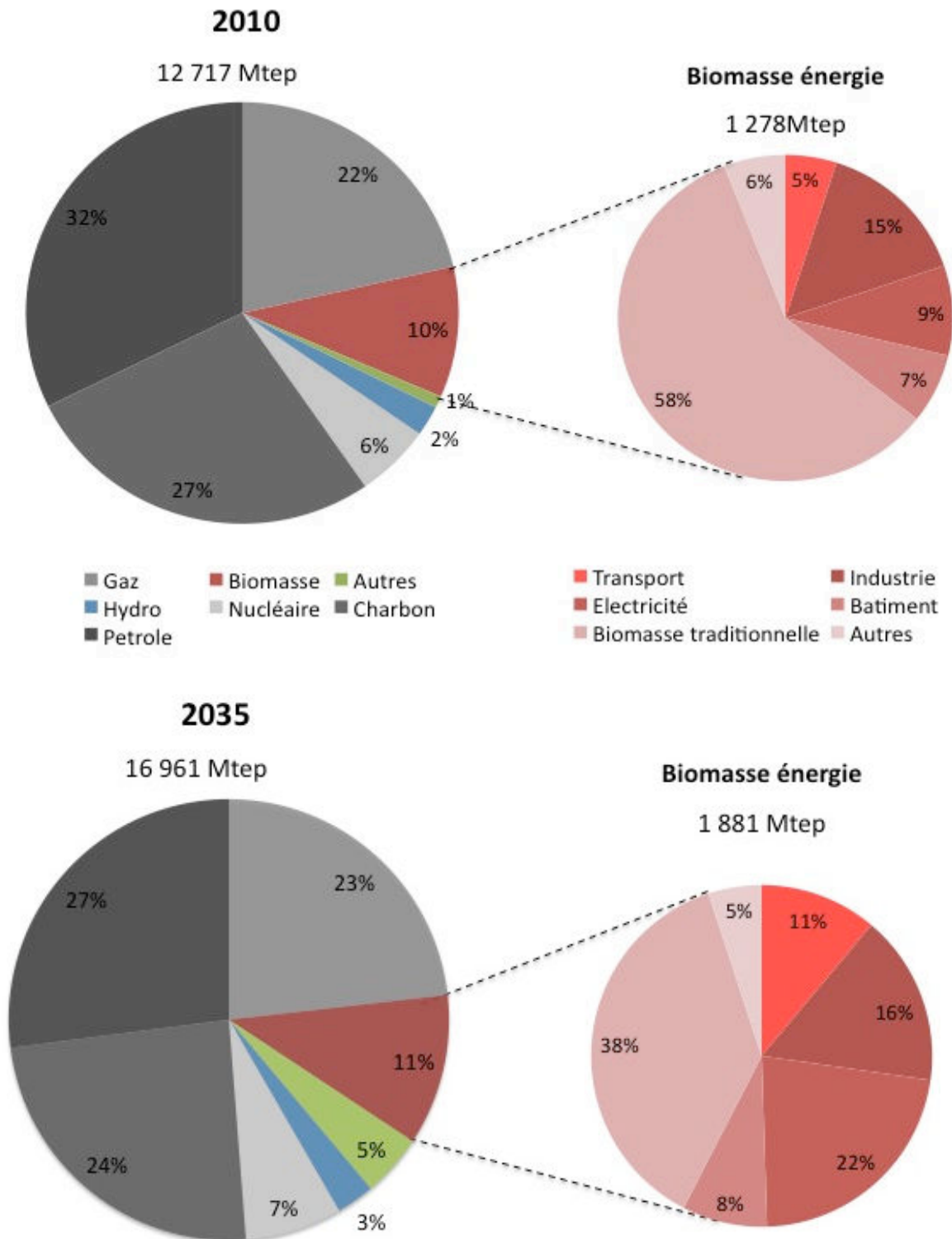
A l'échelle mondiale, même si les biocarburants ne constituent pas le substitut au pétrole – qui continuera à être prépondérant dans la consommation mondiale d'énergie – sa part minoritaire dans l'utilisation des carburants tend à devenir plus significative dans quelques années. Selon les prévisions de l'Agence Internationale de l'Energie (AIE), sur la base des engagements contraignants (comme ceux de la Directive EnR), l'utilisation des biocarburants dans les transports serait multipliée par plus de trois fois entre 2010 et 2035 (63,9 à 206,91 Mtep) (Figure 16), ce qui ferait augmenter à 11% la part des biocarburants dans l'utilisation de la biomasse énergie comparée aux 5% actuels (IEA, 2012b). Malgré cela, selon l'AIE, le scénario pour 2035 représenté dans la figure 16 serait loin d'atteindre le niveau idéal de réduction indiqué plus haut. Dans le scénario de l'AIE la température s'élève de 3,5°C avec une stabilisation de la concentration de CO₂ à 650 ppm¹⁰⁴.

Il est ainsi important de garder à l'esprit deux aspects importants par rapport à ce seuil. Tout d'abord, il ne s'agit pas vraiment d'un seuil de durabilité à proprement parler. Au sens de Daly (1990), cela impliquerait l'adoption d'un pourcentage de réduction des émissions correspondant, dans l'ensemble des mesures contre le changement climatique (à l'échelle globale), au seuil défini par les scientifiques indiquant la concentration maximale de GES dans l'atmosphère assimilable par la nature (limitée à 450 ppm) : ce seuil ne serait pas atteint même si les objectifs fixés par Directive EnR en matière de réduction des émissions de GES dans le transport sont achevés¹⁰⁵. Deuxièmement, l'utilisation des biocarburants constitue une possibilité parmi d'autres d'agir pour la sécurité d'approvisionnement énergétique et de lutter contre le changement climatique. A cet égard, la Directive souligne que le développement des biocarburants est complémentaire à d'autres actions qui ont aussi un degré d'importance dans le contexte actuel comme la réduction des transports routiers, le développement des transports en commun, l'amélioration des performances énergétiques et environnementales des véhicules, l'utilisation d'autres énergies alternatives, etc. (Commission Européenne, 2009a).

¹⁰⁴ Dans son ouvrage intitulé « les nouveaux défis de l'énergie », c'est bien à cet aspect que Chevalier (2009) attribue les nouveaux défis dans les domaines économique et géopolitique de l'énergie.

¹⁰⁵ Chevalier (2009) met bien en évidence la dimension globale du problème et, en conséquence, la limite de l'action à l'échelle Européenne.

Figure 16. Bilan énergétique mondial et scénario tendanciel du marché de l'énergie sur la base des Nouvelles Politiques



Source : élaborée par l'auteur, sur la base d'une compilation de données à partir de IEA (2012a) et IEA (2012b).

IV.1.3.1.2. Les moyens de production de la preuve

La Commission présente deux manières de prouver le respect du critère concernant la réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) :

- la première par l'utilisation de valeurs par défaut¹⁰⁶ fournies dans l'annexe V de la Directive. Ceci a pour but d'éviter une charge administrative excessive. Selon la Commission «*Les opérateurs économiques devraient toujours être en droit de faire valoir le niveau de réduction des émissions de gaz à effet de serre par rapport à cette liste...* » (Commission Européenne ; 2009, § 82). La Directive fournit également des valeurs par défaut pour les principales étapes du cycle de vie des biocarburants (annexe V, partie D). La prise en compte de ces valeurs dans la méthodologie de calcul imposée par la Directive peut, dans certains cas, permettre aux acteurs économiques de valider la conformité du biocarburant ;
- la deuxième par le calcul en propre de valeurs réelles d'émission de GES selon la méthode de calcul présentée dans la Directive EnR (annexe V, partie C). Selon la Commission «*Lorsque la valeur par défaut attribuée à la réduction des émissions de gaz à effet de serre par une filière de production est inférieure au niveau minimal requis de réduction de ces émissions, il devrait être demandé aux producteurs désireux de prouver qu'ils respectent ce niveau minimal et de montrer que le niveau des émissions effectivement générées par leurs procédés de production est inférieur à celui posé en hypothèse pour le calcul des valeurs par défaut* » (Commission Européenne, 2009a, § 82).

Dans les deux cas, il s'agit d'une évaluation du type ACV. La différence est que pour la première modalité, les résultats concernant la réduction des émissions de GES sont déjà fournis dans la Directive (valeurs par défaut dans l'annexe V, partie A) et pour la deuxième la valeur réelle fournie doit être calculée pour certaines ou toutes les étapes du processus de production selon la méthode présentée dans la Directive, à partir des données d'entrée des producteurs. Quel que soit le cas, le calcul des émissions devra inclure la prise en compte du changement d'affectation des sols (CAS) direct, que nous expliquons ci-après.

¹⁰⁶ La Commission définit une valeur par défaut comme «*une valeur établie à partir d'une valeur type compte tenu de facteurs préétablis et pouvant, dans des conditions précisées (...) être utilisée à la place de la valeur réelle* » (Commission Européenne, 2009a ; article 2)

IV. 1.3.1.3. La prise en compte du changement d'affectation des sols (CAS)

Le changement d'affectation des sols (CAS) peut contribuer au changement climatique. Le groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estime que, globalement (toutes activités confondues), le CAS est responsable pour environ 17 % des émissions mondiales de CO₂ (FAO, 2008b). Dans le contexte de la production de biocarburants deux catégories de CAS sont possibles : le CAS direct et le CAS indirect. A ce jour, la Directive EnR inclut déjà la prise en compte du CAS direct dans le calcul des émissions de GES mais pas celle du CAS indirect. Des débats sont en cours sur ce sujet, avec la parution en décembre 2010 et octobre 2011 de différentes études menées pour le compte de la Commission européenne, puis en octobre 2012 et avril 2013 de propositions de modification des deux directives EnR et Qualité des carburants.

Le changement d'affectation des sols (CAS) direct

On parle de CAS direct « *lorsque la mise en culture d'une matière première sur une terre pour produire des biocarburants modifie l'usage de cette terre (par exemple une forêt ou une terre agricole initialement destinée à une production alimentaire)* » (de Cara *et al.*, 2012, p.31). Autrement dit, si la conversion d'une surface (cultivée ou non) vers une culture énergétique génère un déstockage de carbone du sol et de la végétation, les biocarburants sont à l'origine d'émissions de GES dues au CAS direct. Ces émissions s'effectuent tout au début du cycle de vie des biocarburants et peuvent transformer les bilans de GES jusqu'à dépasser les niveaux d'émissions obtenus pour les combustibles fossiles¹⁰⁷ (Reinhardt *et al.*, 2007 ; FAO, 2008 ; Fargione *et al.*, 2008 ; Fehrenbach *et al.*, 2008 ; Searchinger *et al.*, 2008 ; Lapola *et al.*, 2010). Dans certains cas, plusieurs années, voire des siècles, sont nécessaires pour que ce déstockage soit compensé par les économies d'émission de gaz à effet de serre générées dans les phases ultérieures du cycle de vie du biocarburant. En conséquence, la Directive interdit clairement (en article 17, § 4) la production de biocarburants à partir de matières premières provenant de terres présentant un important stock de carbone, à compter de janvier 2008. Ces terres comprennent notamment les zones humides et les zones forestières de plus d'un hectare et des tourbières (Commission Européenne, 2009a). Elle interdit également la production de biocarburants à partir de matières premières provenant de terres ayant une

haute valeur de biodiversité (voir 1.2 pour les critères sur la biodiversité). Toutefois, les effets du CAS ne sont pas négatifs dans toutes les situations. Ainsi, des stockages de carbone et même des gains en terme de biodiversité sont possibles quand la terre convertie en culture énergétique était auparavant une terre dégradée ou abandonnée (da Costa, 2004 ; Dameron *et al.*, 2005 ; Reinhardt *et al.*, 2007 ; FAO, 2008b).

La Directive EnR fournit les valeurs et les règles pour le calcul des émissions annualisées des modifications des stocks de carbone résultant du changement d'affectation des sols direct. Ce calcul est basé sur les lignes directrices du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre et prend en considération le climat, le type de sol, l'occupation des sols et la gestion des terres (Commission Européenne, 2010a).

Le changement d'affectation des sols (CAS) indirect

Indépendamment de la production de biocarburants, l'utilisation totale des terres devrait augmenter au niveau global. La superficie totale de blé, de maïs, d'oléagineux et de canne à sucre devrait croître de 10% entre 2000 et 2020, en supposant des améliorations substantielles de rendement. D'après Eickhout *et al.* (2008), les politiques relatives aux biocarburants en Europe et aux Etats-Unis auront comme conséquence une croissance supplémentaire de 5% de l'utilisation des terres (même si on prend en compte la croissance des rendements à terme). Cette pression supplémentaire sur la terre devrait entraîner un effet de déplacement des autres cultures. Ce changement indirect d'affectation des sols (CAS indirect) a lieu « *quand une demande supplémentaire pour les biens agricoles pour produire des biocarburants induits par les mécanismes de marché génère des changements d'affectation sur d'autres terres afin de produire des biens non destinés à la production de biocarburant* » (de Cara *et al.*, 2012, p.31). Le CAS indirect devient un problème quand il génère de déstockages de carbone ou pertes de biodiversité indirectes importantes.

Selon une étude récente commanditée par la commission européenne (EEB, 2013), un facteur CASI pourrait être à inclure pour information dans les bilans fournis par les Etats membres et les acteurs économiques pour chaque filière biocarburant¹⁰⁸. Cela fait partie des points en discussion dans les débats en cours depuis le début 2013 entre Commission, Parlement et Conseil européens relativement aux propositions de modification de la Directives EnR et la Directive sur la qualité des carburants.

¹⁰⁸ Voir aussi la communication de la Commission Européenne du 17 octobre 2012 (http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/fuel/documentation_en.htm), accédé le 5 juin 2013.

IV.1.3.2. Les critères relatifs à la biodiversité

Comme indiqué dans le texte de la Directive *EnR*, « *L'accroissement de la demande mondiale de biocarburants et de bioliquides, et les mesures en faveur de leur utilisation prévues par la présente directive ne devraient pas avoir comme effet d'encourager la destruction de terres où la biodiversité est riche* ». (Commission Européenne, 2009a ; § 69). En cohérence, la Directive *EnR* interdit l'utilisation pour la production de biocarburants de matières premières provenant de terres de grande valeur en termes de biodiversité (à compter de janvier 2008). Sur la base de définitions utilisées par l'Organisation des Nations Unis pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) dans son évaluation des ressources forestières mondiales, la Directive considère que la terre est riche en biodiversité lorsqu'il s'agit des forêts primaires, des zones protégées par la loi ou des zones reconnues par des accords internationaux et les prairies naturelles présentant une grande valeur en terme de biodiversité. Les terres « interdites » pour la production des biocarburants sont ainsi spécifiées dans l'article 17 de la Directive :

«a) zones humides, c'est à dire des terres couvertes ou saturées d'eau en permanence ou pendant une partie importante de l'année ; b) zones forestières continues, c'est à dire une étendue de plus d'un hectare caractérisé par un peuplement d'arbres d'une hauteur supérieur à 5 mètres et des frondaisons couvrant plus de 30% de sa surface, ou par un peuplement d'arbres pouvant atteindre ces seuils in situ».

IV.1.3.3. D'autres conditions de soutenabilité

La Directive *EnR* intègre d'autres critères de nature qualitative concernant la protection des sols, de l'eau, et de l'air ainsi que certaines conditions sociales. Elle prévoit, par exemple, que des informations sur les mesures nationales (des Etats membres et des pays tiers producteurs de matières premières ou de biocarburants) en vue de respecter la durabilité devront être fournies et que les rapports devront inclure la protection des sols, de l'eau et de l'air. Plus spécifiquement la Directive spécifie que les matières premières cultivées dans l'UE et utilisées pour la production de biocarburants devront être produites en conformité avec les critères d'éco-conditionnalité de la Politique Agricole Communautaire (PAC).

Enfin, la ratification de plusieurs conventions internationales portant sur le droit du travail est également prise en compte dans la Directive (Commission Européenne, 2009a ; article 17, §7) à savoir :

- la convention concernant le travail forcé ou obligatoire (n° 29) ;
- la convention concernant la liberté syndicale et la protection du droit syndical (n° 87) ;
- la convention concernant l'application des principes du droit d'organisation et de négociation collective (n° 98) ;
- la convention concernant l'égalité de rémunération entre la main d'œuvre masculine et féminine pour un travail de valeur égale (n° 100) ;
- la convention concernant l'abolition du travail forcé (n° 105) ;
- la convention concernant la discrimination en matière d'emploi et de profession (n° 111) ;
- convention concernant l'âge minimal d'admission à l'emploi (n° 138) ;
- la convention concernant l'interdiction des pires formes de travail des enfants et l'action immédiate en vue de leur élimination (n° 182).

Et portant sur l'environnement :

- le protocole de Carthagène sur la prévention des risques biotechnologiques ;
- la convention le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction.

Dans la section suivante nous allons discuter le contexte de production du biodiesel issu d'huile de palme au Brésil pour ensuite pouvoir le confronter aux critères de durabilité que nous venons de décrire.

IV.2. LE BIODIESEL ISSU DE L'HUILE DE PALME : PERSPECTIVES ET ENJEUX CLES AU BRÉSIL

L'huile de palme, extraite de la pulpe des fruits du palmier à huile (*Elaeis Guineensis*), a contribué de manière très marginale (entre 0 à 0,3%) à la production de biodiesel depuis la création du Programme National pour la Production de Biodiesel (PNPB) en 2005 (ABIOVE, 2009a). Néanmoins, la hausse des investissements sur la production d'huile de palme en Amazonie à des fins énergétiques démontre le caractère prometteur de cette production pour les années à venir.

Au cours des cinq dernières années, trois sociétés géantes ont débuté leurs activités pour accroître la production d'huile de palme dans la région amazonienne : le groupe minier Vale, l'entreprise pétrolière Petrobrás et son partenaire Européen Galp, toutes axées sur la production de biodiesel. Le groupe minier Vale a annoncé la production de biodiesel d'huile de palme afin de réduire les coûts de carburant et dispose déjà de 50 milliers d'hectares de plantations de palmiers. Son intention est d'atteindre 80 000 hectares en 2014¹⁰⁹. Petrobras a également annoncé son intention de planter quelques 48 000 hectares de palmiers à huile avant 2015. L'objectif de cette entreprise est de transformer les fruits de palmier en huile brute sur place et de faire produire du biodiesel à partir de cette ressource au Portugal par son partenaire européen Galp. Petrobras compte aussi consacrer 25 000 autres hectares de production de palmier à huile à la production de biodiesel au Brésil en vue de répondre à la demande nationale (Entretiens : Petrobras, 2010, Galp, 2010). Ce développement de la production s'avère extrêmement significatif par rapport au contexte actuel. A titre de comparaison, Agropalma, qui répondait pour 75% de la production au Brésil en 2009, disposait d'environ 39 000 d'hectares en plantation de palmeraies (Entretien : Agropalma, 2010).

Les sociétés qui décident d'investir dans la production de palmier à huile au Brésil à des fins énergétiques bénéficient d'un contexte global et national favorables à cette production, mais elles sont aussi confrontées à de nombreuses difficultés. A l'heure actuelle l'utilisation de l'huile de palme pour la production de biodiesel est moins rentable que pour la production alimentaire (Entretien : Agropalma, 2010). Ces producteurs devront faire face également à certaines questions sociales et environnementales liées à la production d'huile de palme et à son usage comme source de biocarburant.

Dans cette section nous allons présenter les raisons qui poussent les entreprises à développer des plantations de palmier à huile au Brésil comme source de biodiesel. Nous allons également expliquer les principaux problèmes auxquels les producteurs doivent faire face. En vue du débat actuel sur l'huile de palme et des exigences de la Directive EnR, nous allons mettre un accent particulier sur le problème de la déforestation et ses conséquences sur la perte de biodiversité et sur le changement climatique.

¹⁰⁹ Presse officielle Vale: http://saladeimprensa.vale.com/pt/versao_impresao/prt_detail.asp?tipo=2&id=21509. Accédé le 4 Mars 2013.

IV.2.1. Le Brésil dans le contexte mondial de la production d'huile de palme

Depuis 1980 la production mondiale d'huile de palme a augmenté de presque dix fois. Elle est aujourd'hui l'huile végétale la plus consommée au monde à raison de 31,3% d'huiles et graisses de la production mondiale (Oil World, 2012). Cette huile est utilisée comme matière première dans plusieurs aliments (huiles de cuisine, margarines, crème glacées, biscuits et chocolats, etc.) et aussi dans des applications de production non alimentaire (principalement savons, détergents et cosmétiques). Environ 74% de l'huile de palme est utilisée comme matière première par l'industrie alimentaire et 26% sert pour la fabrication de produits chimiques (USDA-FAS, 2011). Sur cette dernière part seulement 1 à 5% d'huile de palme correspond à la production des biocarburants (Omont, 2010 ; IFPEN, 2012).

En revanche, l'huile de palme devient particulièrement attractive pour répondre à la demande croissante de biodiesel. Cela s'explique, d'abord, grâce à la productivité du palmier à huile, la plus élevée parmi les oléagineux – 3,5 à 4 tonnes par hectare, environ dix fois plus élevé que le rendement d'huile de soja¹¹⁰ (Tan *et al.*, 2007 ; Mekhilefa *et al.*, 2011 ; Oil World, 2012). Ensuite, les coûts de production sont généralement inférieurs à ceux d'autres huiles (Thoenes, 2006 ; Yusoff et Hansen, 2007). L'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) prévoit que la production d'huile de palme doublera entre 1999 et 2030, ce qui sera influencé, entre autres, par une volonté mondiale de substituer une partie des combustibles fossiles par les biocarburants (FAO ; 2006).

Le Brésil est, aujourd'hui, un petit producteur d'huile de palme au niveau mondial. Sa production est d'environ 270 000 tonnes d'huile de palme brute, ce qui correspond à seulement 0,5% de la production globale (Oil World, 2012). L'Indonésie et la Malaisie sont les plus grands producteurs. Ces deux pays répondent ensemble pour plus de 80% de la production mondiale d'huile de palme (Oil World, 2012). Néanmoins, l'expansion de la production d'huile de palme chez ces producteurs asiatiques devrait se ralentir, d'une part en raison de la rareté des terres en Malaisie et, d'autre part à cause des coûts d'établissement de plantations en Indonésie (Thoenes, 2006). Compte tenu de la forte demande pour l'huile de palme, le Brésil est un des pays tropicaux qui devraient augmenter leur production (Teoh, 2010). Nous allons voir par la suite que le Brésil compte sur des aspects importants en faveur d'une augmentation de la production d'huile de palme.

¹¹⁰ Le soja n'est pas en principal un oléagineux, mais un protéagineux, On reviendra sur cet aspect dans la section IV.2.2.1.2.

IV.2.2. Un contexte national favorable à la production de biodiesel issu d'huile de palme

Le contexte actuel de la production d'huile de palme au Brésil est marqué par deux aspects qui jouent fortement sur une hausse de la production d'huile de palme :

- une augmentation croissante de la demande interne et externe de cette huile alliée à une politique favorable à la production de biodiesel sur le plan national ;
- l'existence d'une grande quantité de terres disponibles pour le développement de nouvelles plantations de palmier à huile.

Ces aspects sont développés dans la section suivante. Nous avons, toutefois, choisi de commencer par un bref historique de la production de biocarburants au Brésil. Cet historique est caractérisé par l'existence des mesures politiques visant à orienter le commerce et l'utilisation de biocarburants qui constituent un élément essentiel au développement de la production de biodiesel dans le pays.

IV.2.2.1. Un développement de biocarburants orienté par des mesures politiques¹¹¹

Le Brésil est le deuxième producteur et le premier exportateur mondial d'éthanol. L'intention du pays est de multiplier quasiment par trois la production d'éthanol issu de la canne à sucre d'ici 2017. Le biodiesel, récemment soutenu par le gouvernement, a déjà gagné du terrain sur le marché (Cf. Section IV.2.1.1.2). Par ailleurs, l'exportation de biodiesel, notamment vers les pays de la Communauté Européenne, s'inscrit dans le plan brésilien (Gazzoni, 2006 ; MDIC, 2006 ; Nappo, 2007).

IV.2.2.1.1. L'éthanol de canne à sucre : une filière consolidée

Le Brésil produit de l'éthanol à partir de la canne à sucre. Les premières expériences relatives à la production et l'utilisation de l'éthanol datent des années 1920. Mais c'est à partir de 1931 que le Gouvernement du président Getúlio Vargas introduit pour la première fois, de façon obligatoire, le mélange d'un minimum de 5% d'éthanol anhydre à l'essence consommée dans le transport (FAO/CEPAL, 2008). Une utilisation plus importante d'éthanol a été suscitée à

¹¹¹ Cette sous-section reprend partiellement notre article "La durabilité du biodiesel brésilien dans la perspective de la Directive EnR: comment l'évaluer?" (Bicalho, 2010) paru dans la revue Sud Sciences et Technologie de décembre 2010.

partir de 1975 quand, en réponse à la crise pétrolière, le Programme Proálcool a été mis en place. Le but était de réduire la dépendance du pays vis-à-vis du pétrole et d'alléger la facture énergétique. Dans les années 80, la quasi-totalité des voitures commercialisées roulait à l'éthanol. Cette situation n'a pas duré longtemps car l'éthanol est devenu cher au milieu des années 1990. Restreint au seul marché brésilien, il est devenu peu lucratif pour les producteurs qui ont préféré consacrer leur production au marché mondial du sucre plutôt qu'à la fabrication de l'éthanol (Moreira, 2000). L'éthanol est revenu sur le devant de la scène en 2003, quand l'industrie brésilienne a introduit des voitures flex-fuel. Celles-ci peuvent fonctionner avec de l'essence mélangée à l'éthanol sous forme anhydre (actuellement avec une teneur de 25%), de l'éthanol pur ou les deux à la fois. L'automobiliste brésilien a ainsi différents choix en fonction du prix respectif de deux produits.

L'éthanol représente actuellement plus de la moitié des carburants, hors diesel, consommés au Brésil : environ 90 % des ventes de véhicules neufs ont un moteur flex-fuel (EPE, 2008). L'éthanol brésilien est, par ailleurs, un produit très compétitif sur le marché mondial¹¹² et qui n'a pas de subvention de l'Etat (Goldemberg, 2007). Les gains de productivité dans les phases agricoles et industrielles, grâce à l'incorporation des nouvelles technologies, constituent un facteur clé de cette réussite. Cet aspect jouera un rôle également important pour l'accroissement de la production qui sera soutenu notamment par l'augmentation de surfaces cultivées. La production devrait évoluer de 25 milliards de litres en 2008 à plus de 60 milliards en 2017 (EPE, 2008). En ce qui concerne les exportations, le plan brésilien se montre aussi très ambitieux, l'objectif étant de remplacer 10% de l'essence dans le monde par de l'éthanol national à l'horizon 2025 (FAO/CEPAL, 2008).

IV. 2.2.1.2. Le marché croissant du biodiesel

La production de biodiesel au Brésil est bien plus récente que celle de l'éthanol. Pourtant le pays est déjà le deuxième producteur après l'Union Européenne (avant l'Argentine et les Etats-Unis) (Lamers, 2011). Cette production s'est développée grâce au « Programme National pour la Production de Biodiesel » (PNPB) lancé par le gouvernement à la fin de l'année 2004 (MAPA, 2005).

¹¹² Le Brésil présente un coût de production pour ce biocarburant bien inférieur au coût de l'éthanol produit à partir de maïs aux États-Unis ou de la betterave en Europe (Goldemberg, 2007). On pourrait, néanmoins, se demander quelle la part de la main d'œuvre dans ce coût.

Ce programme s'appuie sur des justifications d'ordre économique, social et environnemental, à savoir :

- la substitution des importations de diesel issu du pétrole et le soutien à une nouvelle source d'exportation ;
- l'insertion sociale à partir de la création d'emplois ;
- la réduction des émissions de gaz à effet de serre.

Le PNPB a fixé un objectif de substitution de 2% du diesel conventionnel par du biodiesel à partir de 2008, et 5% à compter de 2013 (MAPA, 2005). En 2009, cinquième année consécutive de la production de biodiesel suite à la mise en place du PNPB, cette production a dépassé les 1,6 milliards de litres, avec un taux d'accroissement de 38% par rapport à 2008¹¹³. Les perspectives futures sont d'autant plus encourageantes. Selon le Ministère des Mines et de l'Énergie MME (2009), le Brésil a produit 2,4 milliards de litres de biodiesel pour remplir l'objectif des 5 %, qui a été atteint de façon anticipée fin 2010 au lieu de 2013¹¹⁴. Le but est en fait d'augmenter la proportion du biodiesel dans le gazole à raison de 20% en 2020. De plus, l'intérêt de son exportation a été déjà déclaré plusieurs fois, en vue notamment de répondre à la demande croissante - alliée à une capacité de production limitée - des pays de l'Union Européenne (Gazzoni, 2006 ; MDIC, 2006 ; Nappo, 2007).

Le biodiesel brésilien est produit aujourd'hui principalement à partir d'huile de soja (transformée à l'aide de méthanol), le soja étant une culture largement répandue dans le pays. Pour l'instant, le soja est la seule plante oléagineuse permettant d'atteindre un coût compétitif pour le biodiesel produit par rapport au diesel fabriqué à base de pétrole fossile, même si elle présente un rendement en huile par hectare sensiblement plus faible que d'autres plantes oléagineuses cultivées au Brésil. Comme souligné antérieurement (en section IV.2.1), le rendement du soja en huile est environ dix fois moins élevé que le rendement du palmier à huile. Par ailleurs, le soja est produit, en premier lieu, pour répondre aux besoins du marché de la viande, lequel nécessite du tourteau protéique pour l'alimentation animale. En effet, la production d'huile de soja n'est économiquement viable qu'à la condition de l'existence d'un marché sûr pour le tourteau qui est le produit principal, l'huile étant le co-produit inévitablement obtenu lors du processus de transformation. Le tourteau correspond à 78% du

¹¹³ Selon les données statistiques publiques de l'Agence brésilienne du pétrole (Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Bicomustíveis – ANP). Les données sont disponibles sur le site officiel de l'ANP: <http://www.anp.gov.br/>, consulté le 5 Décembre 2009.

¹¹⁴ http://www.mme.gov.br/mme/noticias/destaque_foto/destaque_0038.html consulté le 23 Novembre 2009.

soja en matière fraîche récoltée (ABIOVE, 2009a). De ce fait, et en vue de la demande croissante de biodiesel, l'huile de soja ne restera probablement pas la principale source du biodiesel brésilien à long terme. Des investissements considérables se font au Brésil en matière de recherche agronomique et de transfert technologique aux agriculteurs pour la production de biodiesel à partir d'autres sources potentielles, notamment de palmier à huile (EMBRAPA, 2005, 2006a, 2006b, 2009).

IV. 2.2.2. Une grande disponibilité de terres pour la production du palmier à huile

Le palmier à huile est une plante oléagineuse pérenne cultivée dans les zones tropicales du globe. L'espèce *Elaeis Guineensis* - originaire de l'Afrique, a été introduite au Brésil à l'époque de la colonisation (Jacquemard, 1995 ; Corley et Tinker, 2003). Pendant des siècles le "dendé" (huile de palme en brésilien), produit dans la région Nord-Est, a été utilisé uniquement pour répondre aux besoins de la gastronomie régionale. Les premières plantations industrielles de palmiers à huile dans le pays sont apparues au début des années 1960, à Bahia, et ensuite dans la région Nord, dans l'Amazonas et le Pará (Théry, 1997).

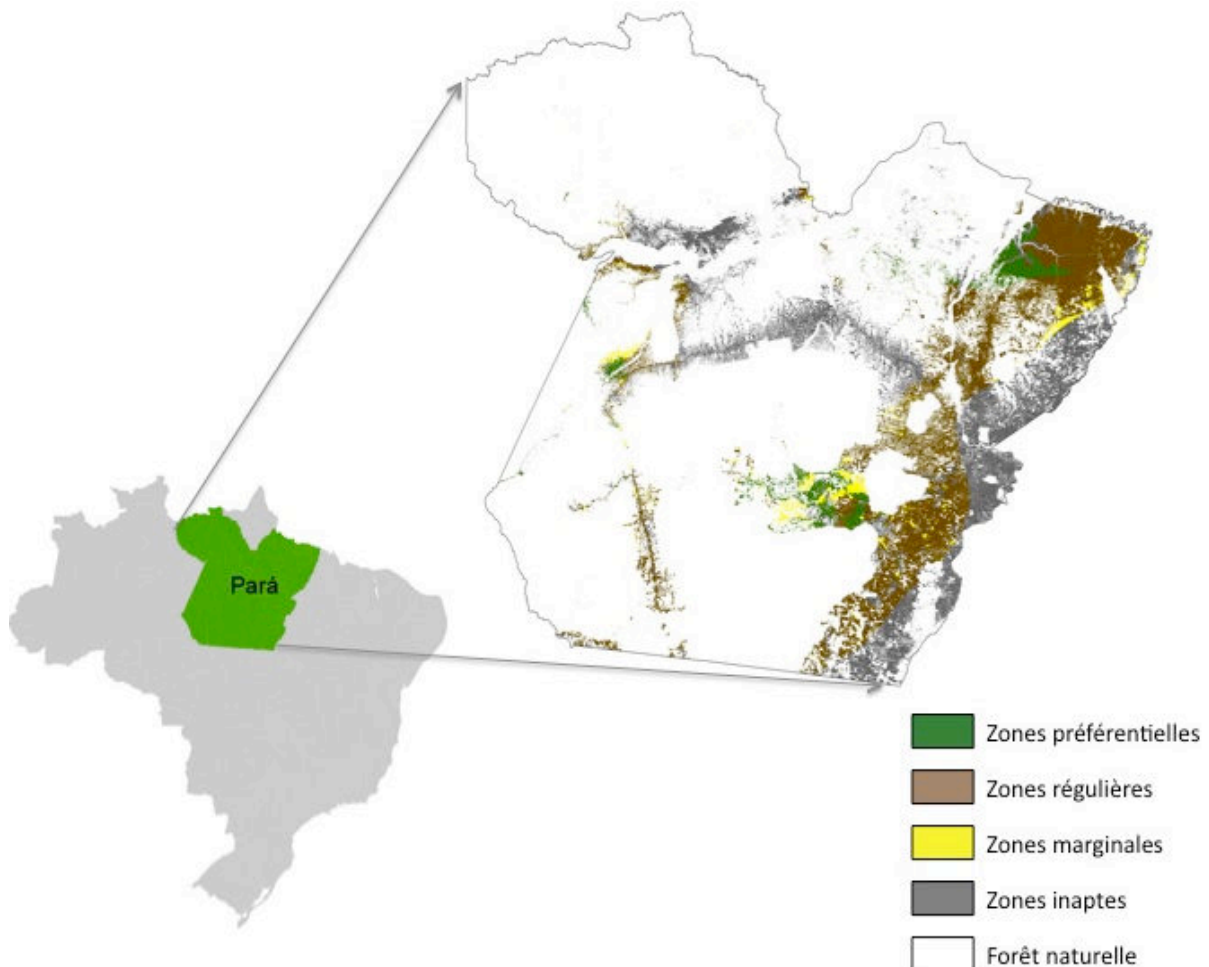
Le Brésil détient actuellement la plus grande surface de terre dans le globe appropriée à la culture du palmier à huile (EMBRAPA Solos, 2010). L'agence brésilienne de recherche agronomique (EMBRAPA) a identifié plus de 230 millions d'hectares de terres (placés majoritairement en Amazonie) propices à la culture du palmier à huile en termes de sol et de climat¹¹⁵ (MAPA, 2010). L'EMBRAPA précise, néanmoins que seules les terres où la végétation native a été remplacée avant 2008, soit 31,8 sur les 230 millions d'hectares précédents, sont indiquées pour les plantations de palmier à huile (EMBRAPA Solos, 2010). A titre de comparaison, la surface actuelle occupée avec les plantations de palmier à huile dans le monde entier est d'environ 14 millions d'hectares¹¹⁶ (Oil World, 2012). Sur la base du zonage agroécologique du palmier à huile réalisé par l'EMBRAPA (EMBRAPA Solos, 2010), le gouvernement brésilien a lancé le Programme pour la production durable d'huile de palme (Brasil, 2010) qui promeut la plantation de palmier à huile dans les zones indiquées par l'EMBRAPA (2010).

¹¹⁵ Les conditions pédoclimatiques caractéristiques des forêts tropicales sont les plus appropriées à la culture du palmier à huile. Pour avoir des bons rendements, la palmeraie doit disposer d'une pluviométrie de 1800mm bien répartie sur l'année et au moins 1800 heures d'ensoleillement par an, la température pouvant varier entre 18°C et 34°C. La culture est peu exigeante par rapport aux sols : elle a besoin d'un sol profond, peu compacté et de bon drainage hydrique interne caractéristiques des sols tropicaux (Jacquemard, 1995 ; Corley et Tinker, 2003).

¹¹⁶ Comprend uniquement les plantations productives, à partir de 3 ans (Oil World, 2012).

Actuellement, l'Etat du Pará est le principal producteur de palmier à huile dans le pays et représente 80% de la production (Agriannual, 2010). Cette région attire les nouveaux producteurs notamment par l'aptitude des sols et du climat ainsi que l'infrastructure déjà installée et la disponibilité des terres déjà modifiées (Entretien : Agropalma, 2010). En outre, le Para dispose, d'ailleurs, d'environ 13 millions d'hectares considérées appropriées à la culture du palmier à huile, soit 42% de terres indiquées dans le zonage agroécologique (Figure 17). La figure suivante présente la localisation de ces terres placées en Amazonie brésilienne. Celles-ci sont partagées entre zones préférentielles, régulières et marginales selon l'adéquation en termes de sol et de climat. Les zones inaptes sont celles présentant un potentiel très réduit ou même un climat défavorable à la production. La forêt naturelle, exclue du zonage, est représentée en blanc dans la figure.

Figure 17. Zonage agroécologique du palmier à huile dans l'Etat du Para



Source : Elaboré à partir de EMBRAPA Solos (2010)

IV.2.3. Les enjeux environnementaux : un focus sur la déforestation

Selon la FAO, le terme déforestation indique « *le changement de l'utilisation envisagée d'une terre qui, de forestière, devient non forestière (urbaine, agricole, etc.)* » (FAO, 2008a, p.4). La déforestation est donc un changement d'affectation de sol (CAS), mais comme nous l'avons expliqué plus haut, le CAS ne se limite pas aux situations avec déforestation. La culture de palmier à huile est une des cultures ayant, par exemple, un fort potentiel pour la reforestation de zones défrichées (Cf. Figure 17), même si très souvent elle introduit un risque de conversion supplémentaire des écosystèmes naturels en nouvelles plantations. En conséquence, le CAS liée au palmier à huile peut être négatif ou positif, sachant que la situation défavorable est généralement liée à la déforestation.

Comme le palmier à huile est cultivé exclusivement dans les pays tropicaux, des problèmes environnementaux importants peuvent résulter de la production de cette culture. Les campagnes des ONG contre l'industrie de l'huile de palme ont été fréquentes au cours des deux dernières décennies (Wakker, 2000 ; Rowell et Moore, 2000 ; Clay, 2004 ; Greenpeace 2007 ; Uryu *et al.*, 2008). Le débat sur l'huile de palme a été initié en 1997, quand plusieurs incendies ont eu lieu dans le Sud-Est Asiatique pour substituer la forêt naturelle par des plantations de palmiers à huile. Une étude commandée par la Banque Mondiale (Teoh, 2010) portant sur les principaux enjeux de la production d'huile de palme fait un récapitulatif des événements qui ont attiré l'attention des grandes ONG environnementales. Le tableau 21, présente quelques faits marquants de ce débat. Globalement, les critiques concernant la production d'huile de palme ont un lien avec la déforestation.

Compte tenu de la perspective de l'expansion de la production d'huile de palme au Brésil pour de fins énergétiques, la question de la conversion des terres se pose. Avant d'aborder spécifiquement cette question, nous expliquerons brièvement deux problèmes majeurs liés à la déforestation des forêts tropicales faisant l'objet des critiques présentées dans le tableau 21 : la perte de biodiversité et le changement climatique liés à déforestation. Ces problèmes expliquent d'ailleurs l'interdiction ou la forte limitation de la Directive (dans son article 17), de la production de biocarburants à partir de matières premières provenant des zones forestières (Cf. Section IV.1.3.2).

Tableau 21. Faits du débat mondial sur la production d'huile de palme

Période	Evénement(s)
1997-2000	Plusieurs incendies ont lieu dans le Sud-Est Asiatique attirant l'attention des grandes ONG.
2000-2005	WWF Nederland et l'UICN identifient la culture du palmier à huile comme l'une des causes principales des incendies de forêt en Indonésie ; WWF Allemagne mène la Campagne «Des forêts brûlées pour la margarine» visant à rendre les entreprises allemandes responsables sur l'utilisation de l'huile de palme dans la margarine et d'autres produits ; Greenpeace Pays-Bas dénonce l'implication des grandes banques néerlandaises dans le financement des plantations de palmier à huile réalisées par des entreprises indonésiennes ainsi que par des sociétés en Malaisie ; En réponse à Greenpeace Pays Bas, Miliuedefensie, Sawit Watch Indonesia et ABN AMRO Bank s'engagent à la conservation des forêts et à la mise en œuvre des politiques de prêt pour limiter la déforestation ou l'utilisation de feu dans le défrichage.
2005	Les Amis de la Terre mènent les campagnes « L'huile de palme – la forêt tropicale dans votre course » ; et « L'huile, scandale contre les singes » destinée aux supermarchés du Royaume-Uni.
2007	Suite à l'annonce de la Directive EnR, Greenpeace publie «Comment l'Industrie de l'huile de palme est en train de faire cuire le climat» la publication est inspirée du Rapport Delft Hydraulics (Hooijer <i>et al.</i> , 2006) qui conclut que la déforestation en Asie du Sud-est sont une importante source d'émissions de CO ₂ .
2009	Unilever a pris une position publique contre la déforestation annonçant la suspension des achats d'huile de palme auprès de son fournisseur PT SMART accusé de contribuer à la déforestation en Indonésie.
2010	Greenpeace attaque Nestlé sur l'utilisation d'huile de palme non durable et donc sa contribution à la déforestation avec la vidéo «Donnez à la forêt une pause» ; Nestlé a réussi à ce que Youtube supprime la vidéo, mais celle-ci a été largement diffusée à travers les médias alternatifs telles que Facebook et de blogs, ce qui a été désastreux pour l'image de Nestlé.

Source : Basé sur Teoh (2010).

IV.2.3.1. Perte de biodiversité et effets sur la nature

La conversion des forêts pour la production de cultures énergétiques est un aspect souvent critiqué (Reinhard *et al.*, 2007 ; Danielsen *et al.*, 2008 ; Koh et Ghazoul, 2008 ; Scharlemann et Laurance, 2008). Les forêts tropicales humides sont les écosystèmes les plus riches en diversité des espèces sur la planète. Il est estimé que 50-75% de toutes les espèces existantes proviennent des forêts tropicales humides (d'autres estimations s'élèvent jusqu'à 90%) (Radday, 2006 in Reinhard *et al.*, 2007). Danielsen *et al.* (2008) ont constaté dans leur étude

que, malgré l'existence d'un certain nombre d'espèces forestières dans les plantations de palmier à huile, la majorité des espèces animales et végétales dans les plantations appartenait à un petit nombre d'espèces généralistes de faible intérêt pour la conservation de la biodiversité. Par ailleurs, la dégradation de l'écosystème forestier généré par la déforestation va bien au-delà de la seule perte de biodiversité. Elle affecte l'intégrité structurale et fonctionnelle de l'écosystème, modifiant sa capacité à réguler les stocks et les flux d'énergie, d'eau, de carbone et d'éléments minéraux. Tout cela compromet l'ensemble des interactions entre la forêt, l'atmosphère, les écosystèmes aquatiques et la vie dans la planète de manière générale (Costanza *et al.*, 1997).

IV.2.3.2. L'impact sur le changement climatique

La capacité de stockage de carbone des forêts naturelles est en réalité bien supérieure à celle d'une plantation de palmier à huile : 198 tonnes de carbone (C)¹¹⁷ contre 60 tonnes de C¹¹⁸ par hectare selon les valeurs proposées par Commission Européenne (2010a) pour le stock de carbone dans la biomasse. En ce sens, la production de biodiesel d'huile de palme est particulièrement controversée par rapport à son impact potentiel vis-à-vis du changement climatique, puisque l'expansion des plantations de palmiers à huile pour la production de biodiesel pourrait générer des émissions de CO₂ supplémentaires au lieu de réduire le réchauffement climatique par la substitution du diesel conventionnel (Reinhardt *et al.*, 2007 ; Fargione *et al.*, 2008 ; Gibbs *et al.*, 2008).

IV.2.4. Mythes et réalités de la production d'huile de palme en Amazonie

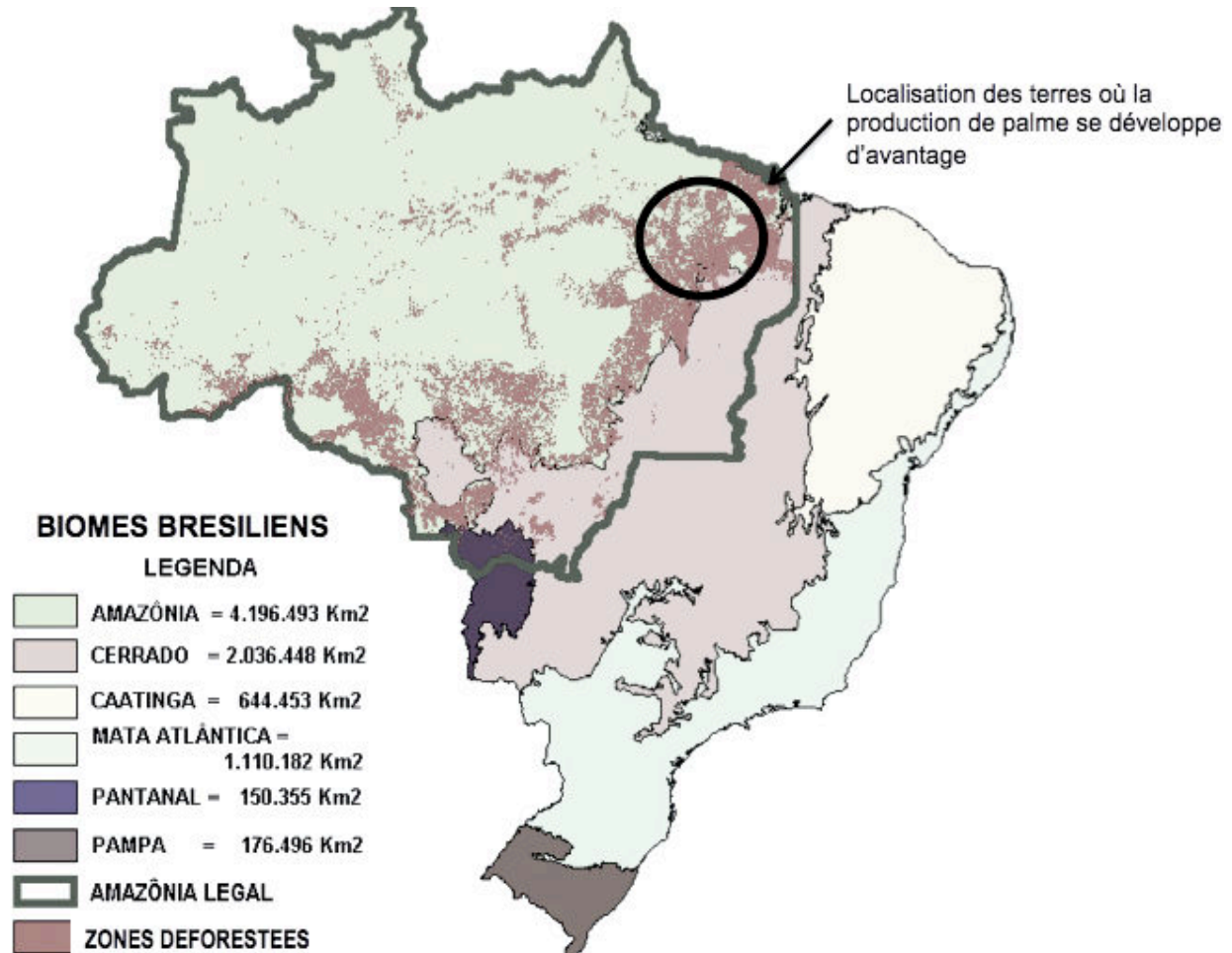
Les plantations de palmier à huile dans l'Etat du Pará ont été développées majoritairement à partir de la conversion de la forêt naturelle (Entretiens : Agropalma, 2010 ; CI, 2011 ; Marborges, 2011 ; MPEG, 2011). A l'heure actuelle, cela ne paraît plus être une réalité, au moins pour la plupart des cas. Les investissements importants liés à l'expansion d'huile de palme sont tous situés dans la région est de l'Etat du Para (Entretiens : Agropalma, 2010 ;

¹¹⁷ Tableau 17: « *Vegetation values for forest land – excluding forest plantations – having more than 30% canopy cover* » (ligne « *tropical rain forest, North and South America* »), (Commission Européenne, 2010a).

¹¹⁸ Tableau 12: « *Vegetation values for specific perennial crop, ligne palm oil* », (Commission Européenne, 2010a).

Biovale, 2010 ; Galp 2010 ; Petrobras, 2010 ; Marborges, 2011) qui est fortement caractérisée par la présence de zones déjà modifiées¹¹⁹ (Figure 18).

Figure 18. Localisation des nouvelles plantations de palmier à huile en Amazonie



Source : élaborée à partir de Almeida et Vieira (2010).

Deux raisons semblent expliquer l'apparente préférence des producteurs d'huile de palme dans le choix d'utilisation des terres à l'heure actuelle : d'une part un contexte national non favorable à la production du palmier à huile dans des zones de forêt et, d'autre part, les nombreuses pressions environnementales par rapport à la production d'huile de palme.

Le code forestier détermine que les propriétés rurales situées dans la région amazonienne doivent conserver un pourcentage de sa superficie forestière, ce qu'on appelle «Réserve

¹¹⁹ Sur la base des images satellites combinées avec des travaux de terrain, Almeida et Vieira (2010) ont identifié cette région comme étant la plus préoccupante en terme de dégradation dans l'Etat du Para : 76% de terres déjà défrichées (jusqu'à 2004) sachant que 10% des terres sont en état avancé de dégradation. Ces terres sont occupées premièrement par des pâturages (24%), végétation secondaire (18,7%) et l'exploitation du bois (10%) très souvent illégale (p.99). En parallèle à la production du bétail, les auteurs considèrent l'exploitation illégale du bois comme le risque majeur pour la perte de biodiversité dans cette zone.

Légale» (RL)¹²⁰ (Brasil, 2012). La part nécessaire de RL varie de 50% à 80% de la propriété rurale, ce qui est déterminé selon l'année de l'utilisation de la terre et du zonage écologique-économique de chaque Etat de l'Amazonie brésilienne. Bien que la déforestation au Para soit marquée par la faible application des lois (Fearnside, 2001b ; Almeida et Vieira, 2010), l'existence du « Programme pour la production durable d'huile de palme » (Brasil, 2010) paraît être un élément qui contribue à la conservation des forêts dans le contexte de la production d'huile de palme. Dans le cadre de ce programme, les producteurs ne peuvent bénéficier des aides financières pour les nouvelles plantations que si les plantations sont situées dans les zones indiquées dans le zonage agroécologique du palmier à huile¹²¹ qui exclut totalement la forêt naturelle (Brasil, 2010 ; Banco Central do Brasil, 2013). Dans l'Etat du Para où la culture se développe davantage, près de 13 millions d'hectares (10% de la surface totale de l'Etat), sont indiqués pour les plantations du palmier à huile.

En parallèle, les pressions environnementales indiquées plus haut dans le tableau 21 semblent jouer un rôle fondamental par rapport au choix de terres chez les grands producteurs d'huile de palme. Agropalma, le plus important producteur, a acquis la certification internationale de la Table Ronde pour l'huile de palme durable (certification RSPO) dont l'accès est possible uniquement aux producteurs qui n'ont pas défriché depuis 2005 (RSPO, 2007) (Nous reviendront au sujet de la RSPO dans la dernière section de ce chapitre). En ce qui concerne la Directive EnR, Pinho de Petrobras déclare : « *Nous n'avons pas encore commencé le processus de certification pour la Directive EnR, mais le projet sera réalisé de telle façon que nous puissions être certifiés pour exporter en Europe* » (Entretien : Petrobras, 2010), ce qui veut dire que l'entreprise s'engagera à ne pas utiliser les terres de forêt naturelle.

En tout cas, comme la production du palmier à huile au Brésil reste pour l'instant minoritaire au niveau mondial, voire nulle pour la production de biodiesel, il existe encore peu de débat par rapport au CAS lié à la production brésilienne d'huile de palme (ce qui n'est pas le cas pour la production asiatique, vu avec le tableau 21). En revanche, une grande polémique se fait jour à propos du CAS lié à la production de soja en Amazonie (Fearnside, 2001a ; Greenpeace, 2006 ; Grain, 2007). Nous allons voir par la suite que le problème de la déforestation concernant les cultures énergétiques (que ce soit par rapport à l'huile de palme ou d'autres matières premières) semble être beaucoup plus important par rapport au CAS indirect que pour le CAS direct.

¹²⁰ La Reserve Légale ne s'applique pas aux petites propriétés ayant moins de 30 hectares de terres.

¹²¹ Conformément le « Manuel de Crédit Rural » (Banco Central do Brasil) disponible sur : <http://atividadarural.com.br/artigos/5029a0a07fc48.pdf>

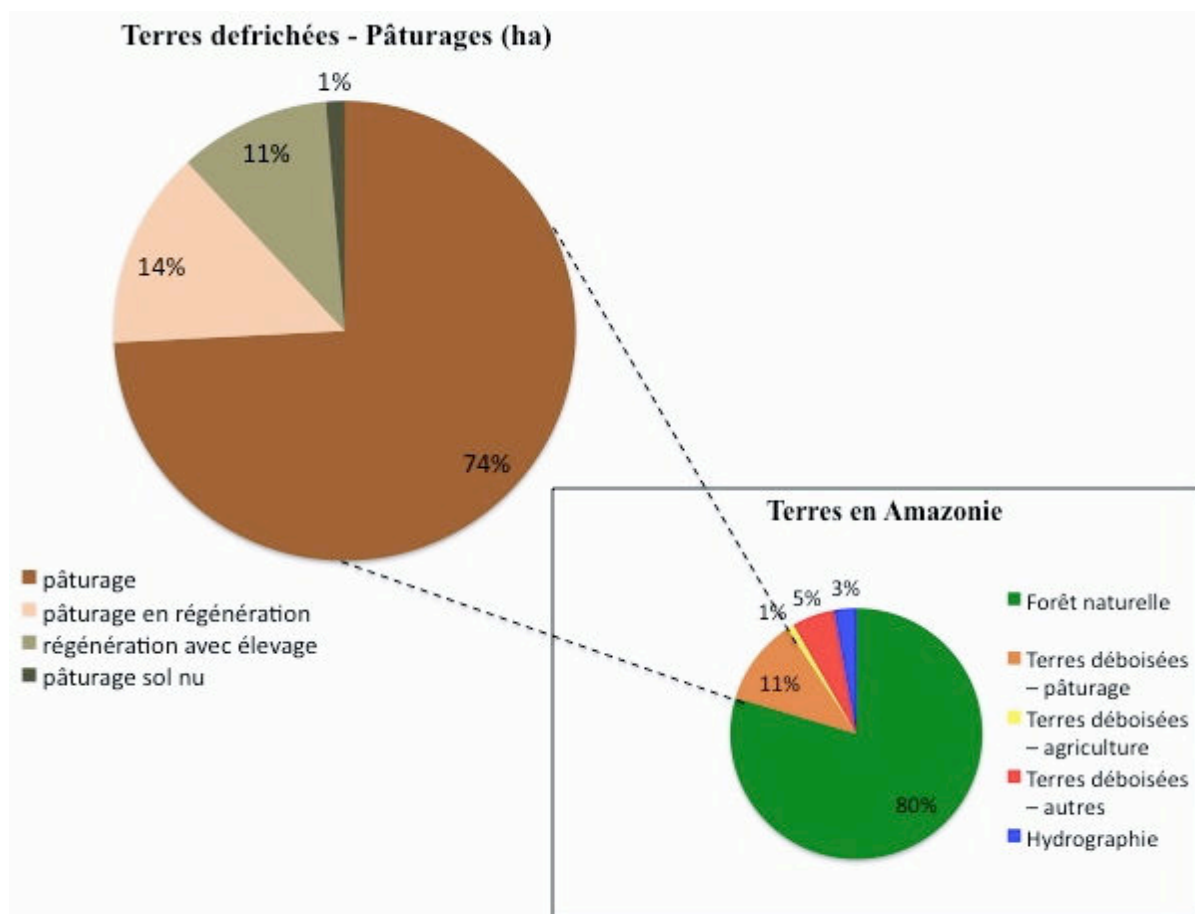
IV.2.4.1. La déforestation due au CAS direct : un phénomène improbable

La culture du soja occupe à l'heure actuelle 2,5 % (soit 21,5 Million d'hectares), du territoire brésilien (MAPA, 2009) et sa production dans la région amazonienne est aujourd'hui l'objet d'une grande polémique. Il nous paraît important de considérer la vraie dimension de ce problème pour comprendre les risques concernant la production d'huile de palme.

D'une part, la demande du soja s'oriente vers l'alimentation animale plutôt que vers le biodiesel (Cf. Section IV.2.1.1.2). D'autre part, le défrichement en Amazonie à cause du soja est un problème qui date des années 90 (Fearnside, 2001a) tandis que la production de biodiesel n'a débuté qu'en 2005. Par ailleurs, un moratoire sur le soja a été signé en 2006. Les industriels se sont mis d'accord pour ne plus acheter de soja issu de nouvelles zones défrichées dans l'Amazonie (ABIOVE, 2009b). En conséquence, le problème du CAS direct en Amazonie lié au soja (notamment pour des objectifs énergétiques), semble être un faux problème.

En réalité, l'élevage est de loin la première cause de la déforestation en Amazonie. La part de la forêt Amazonienne défrichée jusqu'à fin 2008 était de 17,5%, et de 11% la part de l'occupation des terres par l'élevage dans toute l'Amazonie. Autrement dit, du total de 71,9 millions d'hectares de terres défrichées, 45,2 millions d'hectares, soit presque 64% de la déforestation, est associée à l'élevage contre 3,49 millions d'hectares (moins de 5%) associée aux cultures agricoles (EMBRAPA/INPE, 2011). La figure 19 illustre cette répartition en terme d'occupation de terres.

Figure 19. Répartition de terres par rapport au classement des pâturages en Amazonie



* « Terres déboisées – autres » rassemble six types d'occupation du sol : 1) terres de végétation secondaire, 2) aires urbaines, 3) terres minières, 4) terres non observées à cause des nuages, 5) mosaïque (assemblage des différentes occupations du sol) et 6) les terres déboisées en 2008 (non sous-classées).

Source : EMBRAPA/INPE (2011).

Comme le montre la figure 19, les pâturages sont sous-classés selon quatre types d'usage de terres: pâturage (*pasto limpo*), pâturage en régénération (*pasto sujo*), régénération avec pâturage (*régénération com pasto*) et pâturage sol nu (*pasto com solo exposto*) (EMBRAPA/INPE, 2011, p.30). Cette configuration a été proposée par le projet appelé *TerraClass* qui a qualifié, à partir d'images satellites, les zones déjà déboisées en Amazonie. Cette lecture a abouti à l'élaboration d'une carte illustrant l'occupation du sol dans l'Amazonie brésilienne. Les figures 20 à 23 montrent le paysage correspondant à chaque type d'occupation par pâturage considérée dans le classement de *TerraClass*. A l'échelle nationale, les pâturages occupent 220 millions d'hectares, ce qui équivaut à presque 26% du territoire brésilien (la culture de canne à sucre n'occupe, par exemple, que 1% du territoire brésilien, soit 8,9 millions d'hectares) (MAPA, 2009).

Figure 20. Pâturage



Source : EMBRAPA/INPE (2011).

Figure 21. Pâturage en régénération



Source : EMBRAPA/INPE (2011).

Figure 22. Régénération avec pâturage



Source : EMBRAPA/INPE (2011).

Figure 23. Pâturage sol nu



Source : EMBRAPA/INPE (2011).

Depuis les années 1970, l'élevage a beaucoup contribué à la modification des paysages en Amazonie. A cette époque, le gouvernement avait appliqué une politique dont le principal instrument était la mise en place d'un programme de colonisation (appelé PIN : Programme d'Intégration Nationale) avec la construction des barrages et des routes notamment la transamazonienne qui traverse toute l'Amazonie. Ce programme a aussi inclus la concession des aides fiscales et des crédits subventionnés pour l'élevage et pour l'industrie. En conséquence, des milliers de migrants notamment du Nordeste brésilien ont occupé la terre, en grande majorité, de façon spontanée¹²² (Fearnside, 1999 ; 2001b). Pendant cette période, la motivation des nouveaux occupants était principalement la revente de la terre suite à sa mise en valeur par des infrastructures (notamment l'élevage) et puis de s'installer dans un autre espace « gratuit » plus éloigné. Une telle dynamique a conduit ces nouveaux occupants de la terre à mettre en place un élevage très extensif et prédateur de forêt, ce qui est encore une réalité aujourd'hui (Araujo *et al.*, 2005).

En fait, le respect des droits de propriété est un problème majeur dans l'Amazonie brésilienne. Selon la législation brésilienne, les occupants spontanés de la terre (*posseiros*) ont le droit de s'installer sur les terres (publiques ou privés) non mises en valeur et d'en faire une utilisation (Fearnside, 2001b). Si la terre est exploitée pendant au moins un an, les *posseiros* peuvent recevoir un droit d'usufruit pour 100 hectares. Suite à 5 ans d'occupation sans opposition du propriétaire, un titre de propriété peut être obtenu (Araujo *et al.*, 2005). Comme souligné par Araujo *et al.* (2005, p.6), « *la forêt non coupée est considérée comme preuve de non mise en valeur de la terre* ». En conséquence, les *posseiros* cherchent à couper la forêt pour gagner un accès à la terre et revendiquer leur droit de propriété (revendication qui peut être renforcée avec l'installation du bétail). Inversement, les propriétaires fonciers eux-mêmes peuvent être incités à défricher prématurément et à convertir la forêt en pâturages pour réduire la probabilité d'invasion par les *posseiros* et ainsi prévenir l'expropriation et les conflits¹²³ (phénomène analogue à un dilemme du prisonnier) (Fearnside, 2001b ; Araujo *et al.*, 2005).

Le contexte d'insécurité par rapport aux droits de propriété fait de l'élevage, à court terme, une activité plus intéressante que l'activité agricole en raison de coûts irrécupérables moins importants que dans les cultures : le bétail peut être facilement déplacé ou vendu avant qu'il ne soit propre à la vente, ce qui n'est pas le cas pour les plantations (Araujo *et al.*, 2005). La

¹²² « *Posseiros* » est le nom donné en brésilien aux occupants spontanés de la terre. Ils peuvent être de grands ou de petits exploitants.

¹²³ Le nombre d'assassinats le plus élevé en milieu rural à cause de conflits fonciers est celui de l'Etat du Para : 28% des assassinats totaux sur la période de 1980-2003 (Araujo *et al.*, 2005).

configuration n'est pourtant pas la même pour un producteur de palmier à huile pour lequel le cycle de la culture dure 25 ans et les risques de pertes sont bien plus élevés (en cas de constat de non respect du code forestier par un organisme environnemental responsable). En outre, comme nous avons expliqué plus haut, plusieurs éléments tels que les pressions externes et l'existence d'une politique en faveur de la production durable d'huile de palme qui inclut des instruments effectifs (comme le zoning agro écologique) font du CAS direct un phénomène improbable dans le contexte actuel du développement du palmier à huile en Amazonie brésilienne.

Le problème du CAS direct paraît néanmoins être plus menaçant pour le *cerrado* brésilien, où l'usage de nouvelles surfaces pour des cultures agricoles est davantage prévu (Feltran-Barbieri *et al.*, 2011). Près de 90 millions d'hectares considérés disponibles pour l'agriculture, l'agroénergie et l'agroalimentaire, se concentrent dans le *cerrado* brésilien (Crestana, 2005), un biome¹²⁴ qui comprend une mosaïque de paysages, avec principalement une végétation de savanes (voir figure 18 pour la localisation du biome *cerrado*). Le *cerrado* comprend des sols possédant des stocks de carbone importants (Fearnside *et al.*, 2009) et peut être aussi très riche en termes de biodiversité (Ratter *et al.*, 1997). Malgré le pourcentage de Reserve Legale (RL) de 20% déterminé par le Code forestier pour le Cerrado¹²⁵ (Brasil, 2012), la déforestation dans ce biome n'est pas surveillée comme dans le biome Amazonie et, actuellement, moins de 1% de ces terres sont protégées (Feltran-Barbieri, 2009 ; Fearnside *et al.*, 2009). D'après Feltran-Barbieri (2009) il n'est pas réaliste de s'attendre à une offre de terres de pâturage dans le *cerrado* ajustée à la demande de canne à sucre¹²⁶. Dans ces circonstances, les terres occupées par des cultures alimentaires et les terres de végétation native sont aussi intéressantes que les pâturages (Feltran-Barbieri, 2009, p.5).

IV.2.4.2. La déforestation due au CAS indirect : un effet constaté

Plusieurs études récentes soulignent le problème de l'effet indirect des cultures énergétiques par rapport à la déforestation en Amazonie (Fargione *et al.*, 2008 ; Searchinger *et al.*, 2008 ; Lapola *et al.*, 2010). Lapola *et al.* 2010 a démontré, par exemple, que l'expansion de la culture

¹²⁴ Selon la définition du dictionnaire Larousse, un biome est une vaste région biogéographique s'étendant sous un même climat (comme la toundra, la forêt tropicale humide, la savane ou encore le récif corallien).

¹²⁵ Le pourcentage de RL est de 35% pour le *cerrado* dans l'Amazonie et de 20% pour le *cerrado* dans le reste du pays.

¹²⁶ Même si les pâturages sont abondants dans le *cerrado*, les critères du choix de terres ne sont pas uniquement basés sur des caractéristiques d'adéquation pédoclimatique ; il y a aussi les critères économiques conditionnant ce choix : le retour sur l'investissement, les coûts d'opportunité des pâturages dégradés, les coûts de transaction dans les négociations sur la location ou l'achat de parcelles, les coûts du transport entre la surface plantée et l'industrie, etc. (Feltran, 2009, p. 5).

de la canne à sucre tend à repousser l'élevage vers l'Amazonie. Arima *et al.* (2011) ont confirmé ce phénomène par rapport à la production de soja. Sur la base d'un modèle de régression spatiale appliquée à une période récente (2003-2008), l'étude a démontré que «*la réduction de 10% de la plantation de soja dans des zones de pâturage aurait un effet de diminution de la déforestation de 40%* » (Arima *et al.*, 2011, p.1). Même si l'huile de palme nécessite beaucoup moins de terres que le soja pour produire la même quantité d'huile végétale, les plantations d'huile de palme peuvent être une source de CAS indirect au même titre que le soja. Finalement, il s'agit d'un fait commun pour toutes les sources de production de biomasse se substituant aux pâturages au Brésil, puisqu'ils sont susceptibles de déplacer les pâturages existants vers la frontière de la forêt.

En conclusion, un risque de déboisement supplémentaire en raison de l'intensification de la production d'huile de palme comme source énergétique de biocarburants existe et paraît concerner beaucoup plus le CAS indirect que le CAS direct.

IV.3. LA DIRECTIVE ENR APPLIQUEE AU BIODIESEL ISSU D'HUILE DE PALME BRESILIENNE

Les critères de durabilité de la Directive EnR intègrent certains enjeux essentiellement liés à la production de biomasse : la perte de biodiversité et l'impact sur le changement climatique en lien avec la déforestation. Ceux-ci font partie des enjeux clés du débat sur la production d'huile de palme. En ce qui concerne l'impact sur le changement climatique, la Directive prend en compte non seulement les émissions de GES liés au CAS direct mais à toutes les étapes du cycle de vie du biocarburant. Nous verrons, néanmoins, que les critères de durabilité établis dans le cadre de la Directive EnR ne consistent qu'en une évaluation partielle dans la perspective du développement durable.

L'objectif de cette section est, dans un premier temps, de situer la dimension de durabilité exigée par la Directive par rapport au contexte de production d'huile de palme au Brésil. Ceci nous permettra de prendre du recul sur la réelle dimension de l'évaluation demandée. Ensuite, nous présenterons les outils d'évaluation applicables dans le contexte étudié.

Les conflits potentiels avec l'OMC

Les conflits potentiels avec les règles de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) représentent une barrière essentielle à la mise en place d'une évaluation complète des

biocarburants au sens du développement durable. Dans le cadre de l'OMC, les subventions et les dégrèvements ne peuvent pas être discriminatoires et une certification environnementale ne se justifie que si l'on a recours aux dérogations prévues par l'article 20 du GATT. En ce qui concerne les critères majeurs de la Directive : réduction de 35% des GES et l'interdiction de produire sur des forêts, les risques de conflits sont peu probables par rapport à une discrimination arbitraire (Tableau 22) puisqu'ils sont compatibles avec l'exception de l'article 20 concernant la protection de la santé et de la vie humaine et la protection des végétaux. Pour ce qui concerne les autres critères (par exemple, la ratification des conventions internationales), la Commission ayant proposé un simple rapport sur ces aspects, cela ne devrait pas poser de problème (Pons, 2008).

Le tableau 22 montre le niveau de risque par rapport à l'ensemble des critères de durabilité des biocarburants. Les critères de la Directive EnR correspondent à ceux présentant peu de risques de conflit avec les règles de l'OMC.

Tableau 22. Niveaux de risques de conflit avec les règles de l'OMC dans l'implémentation des critères de durabilité des systèmes de certification pour la production de biomasse

Critères de durabilité	Certifications volontaires ^{a)}	Certifications obligatoires ^{b)}
Bilan de GES	+	+
Sécurité alimentaire et CAS indirect	-	-
Biodiversité	+	+/-
Effets sur l'environnement local (à part la biodiversité)	+	+/-
Effets sur l'économie locale	+/-	-
Effets sociaux	+	-

Source : BTG (2008). (+) = risque bas par rapport à l'OMC ; (+/-) = risque moyen ; (-) risque fort.

a) Evaluation de la BTG à partir de revue de littérature ; b) Verberne *et al.* (2007).

Que ce soit dans le cadre d'une certification volontaire (actuellement proposé) ou d'une certification obligatoire, les critères étant tous finalement couverts par une des exceptions de l'article 20, les biocarburants « durables » et « non durables » devraient pouvoir être considérés comme produits différents, ce qui justifierait le traitement préférentiel en faveur des biocarburants « durables » (BTG, 2008 ; Pons, 2008). Ces critères doivent, néanmoins faire aussi l'objet de négociations multilatérales pour ne pas constituer une discrimination injustifiable (Van den Bossche *et al.*, 2007 dans Pons, 2009).

IV.3.1. Le caractère incomplet et incertain de l'évaluation demandée

Le développement durable consiste à trouver un équilibre cohérent et viable à long terme conciliant les trois piliers des activités humaines : écologique, social et économique (WCED, 1987). La Directive EnR s'intéresse à un nombre significatif d'aspects par rapport à la production durable des biocarburants (Cf. Section IV.1.3) et indique même qu'un rapport devra être rédigé tous les deux ans par la Commission sur l'ensemble de ces aspects. Bien qu'il s'agisse de conditions de soutenabilité posées par la Directive, nous verrons que certains enjeux importants de la production durable du biodiesel à partir d'huile de palme sont considérés de manière très marginale ou pas du tout pris en compte. D'autre part, les seuls critères précis ou chiffrés sont le critère concernant les émissions de gaz à effet de serre (GES) et celui de la non utilisation de certains types de terres. Par rapport à ces derniers, des aspects faisant preuve du caractère partiel et incertain de l'évaluation sont à discuter.

Sans prétendre réaliser une analyse approfondie sur tous les aspects manquants dans la Directive pour une évaluation complète de la durabilité de biocarburants, notre objectif ici est de mettre en exergue quelques éléments illustrant ce problème à partir des enjeux identifiés dans le contexte brésilien de la production d'huile de palme. Néanmoins, un focus plus important sera mis sur les enjeux liés aux critères contraignants de la Directive EnR.

IV.3.1.1. La sécurité alimentaire : un enjeu en dehors des critères contraignants

En général, les politiques favorisant l'utilisation des biocarburants tendent à engendrer une hausse des prix des produits alimentaires à l'échelle mondiale à cause de la compétition (alimentaire vs énergétique) pour les terres cultivables (Eickhout *et al.*, 2008 ; Chevallier, 2009 ; Merlin, 2010). D'après la FAO (2008c) la quantité de terres dédiées aux biocarburants serait entre 2,5 à 3,8% en 2030 contre 1% en 2005. L'incertitude à ce sujet reste notamment préoccupante pour d'ici à 30 ans avec également l'augmentation de la population mondiale qui doit atteindre quelque 9 milliards de terriens consommateurs en 2050 (Ballerini, 2007 ; Merlin, 2010).

Dans le domaine agricole, le Brésil est caractérisé par l'abondance de terres et une position privilégiée en tant qu'exportateur d'aliments (ce qui pourrait occasionner des bénéfices à partir de la hausse de prix alimentaires). La compétition pour les terres est donc un sujet bien plus menaçant pour les pays pauvres importateurs d'aliments que pour le Brésil. Malgré cela, le pays n'est pas dispensé des potentiels effets négatifs liés à ce phénomène. Une hausse de

prix pourrait toucher notamment la population brésilienne la plus défavorisée (y compris les agriculteurs pauvres), pour laquelle l'alimentation représente la partie la plus importante de leur dépenses (FAO, 2008c ; Groupe de Belechasse, 2009).

Au sujet de la sécurité alimentaire, la Directive souligne dans son article 23 que « *la Commission surveille l'évolution du prix des produits résultant de l'utilisation de la biomasse pour la production d'énergie et tout effet positif et négatif associé à cette utilisation sur la sécurité alimentaire* ». Cependant, aucun critère n'existe par rapport à cet aspect. Il est, en fait, difficile d'élaborer des critères de durabilité quantifiables en vue de contrôler la disponibilité des terres pour l'alimentation et l'énergie au niveau de projets. De plus, les critères de durabilité liés à la concurrence exigeant plus qu'une simple obligation de déclaration pourrait potentiellement conduire à une violation des règles de l'OMC (BTG, 2008 ; Eickhout *et al.*, 2008 ; Pons, 2008).

IV.3.1.2. L'insuffisance des critères de durabilité à l'échelle locale

L'intensification de la production agricole pour la production de biocarburants aura une incidence importante sur les milieux environnemental, économique et social à l'échelle locale. Ces enjeux locaux sont considérés de façon très marginale par la Directive EnR.

La Directive fait mention des aspects sociaux concernant l'élaboration d'un simple rapport sur la ratification de certaines conventions de l'Organisation Internationale du Travail (OIT). Mais la seule exigence par rapport à des aspects de durabilité au niveau local est la conformité aux critères d'éco-conditionnalité de la Politique Agricole Communautaire (PAC). Cependant, la PAC n'existe pas en dehors de l'Europe. Il n'existe pas de règle spécifique sur les aspects environnementaux couverts par la PAC pour les pays tiers et, en conséquence, pour les filières produites à partir d'huile de palme dans les différents pays producteurs. Par ailleurs, le manque de cohérence et le caractère superficiel des contrôles PAC sont bien des aspects mis en question par certains organismes publics concernés (MAP/MEEDDAT, 2009). Au sujet de la vérification de la conformité des biocarburants mis sur le marché en France, le MAP/MEEDDAT (2009) suggère, par exemple, que la robustesse des contrôles PAC vis-à-vis des normes en vigueur soit vérifiée.

La mise en place de mesures rigides sur les dimensions socio-économique et environnementale locales sans prendre en compte les caractéristiques spécifiques de chaque pays, constituerait une discrimination arbitraire dans la jurisprudence de l'OMC (Pons, 2008).

Il s'agit d'une limite importante en vue des enjeux locaux pour le développement durable des productions agricoles pouvant exister au sein des pays, régions ou communautés productrices de matières premières.

A partir de l'étude du contexte brésilien de production d'huile de palme, nous présenterons quelques exemples identifiés comme étant de première importance pour le développement durable de la production au niveau local : l'insertion sociale des petits agriculteurs en Amazonie, la dégradation des ressources en eau et des sols et le risque concernant les maladies du palmier à huile. De même, le caractère partiel de protection de la biodiversité sera discuté.

IV. 3.1.2.1. La faible prise en compte des questions sociales

Si, d'une part, la ratification de ces conventions ne garantit pas leur respect, d'autre part, les enjeux sociaux sont bien plus nombreux et complexes que les thèmes abordés dans ces conventions.

Dans le cas brésilien (et si l'on reste uniquement dans l'exemple de l'huile de palme), le problème concernant la non insertion sociale des petits planteurs est à souligner. L'objectif d'insertion sociale des petits agriculteurs dans le contexte du Programme National pour la Production des biodiesel (PNPB) est, en fait, loin d'être atteint. D'après César et Batalha (2012), le coût de la mise en œuvre des projets avec les agriculteurs familiaux est plus élevé dans les zones défavorisées d'accès difficile. La situation est encore pire dans les régions où le manque de tradition dans le coopératisme s'ajoute au contexte de la pauvreté, comme c'est le cas de la région Nord où l'on cultive le palmier à huile. En 2010, parmi les 100 371 participants du PNPB provenant de l'agriculture familiale, seulement 246 participants (0,2%) étaient situés dans le Nord, une des régions les plus défavorisées du Brésil (César et Batalha, 2012). Cela correspond bien au contexte actuel : un développement massif du palmier à huile en Amazonie qui tend à bénéficier aux grandes sociétés (notamment les pétroliers) plutôt qu'aux agriculteurs.

Petrobras, qui se lance dans le marché de l'huile de palme, souligne l'existence d'objectifs bien précis de production en partenariat avec des petits planteurs dans l'Etat du Para. La compagnie pétrolière envisage la participation d'environ 2 250 planteurs contribuant chacun pour 10 hectares de production sur l'ensemble de deux grands projets de production de palmier à huile. Cette participation de petits planteurs représenterait 30% de la production sur

un total de 73 000 hectares envisagée par Petrobras (Entretien : Petrobras, 2010). Pourtant, Agropalma, qui produit de l'huile de palme dans le Para depuis les années 80, n'est pas très convaincue de la faisabilité de ces partenariats (Entretien : Agropalma, 2010). L'entreprise témoigne des difficultés importantes dans la gestion de ses 5% de production provenant de petits planteurs qui vont des problèmes liés au droit foncier à des problèmes de sécurité au travail (Dias, 2010). Selon Dias, les problèmes de droit de propriété présentent souvent un empêchement au niveau des partenariats conformes (au sens de la loi) avec des producteurs tiers (Entretien : Agropalma, 2010). D'après Fearnside (2001b), 75% des propriétés rurales au Brésil ne sont pas régularisées. Dans l'Etat du Para une bonne partie de terres est enregistrée au nom de « fantômes » (*fantasmas*) ou de personnes fictives (Fearnside, 2001b). Enfin, la configuration actuelle des droits de propriété (présentée plus haut dans la section IV.2.4.1), paraît être un aspect important pouvant freiner le développement de la production de l'huile de palme notamment chez les petits agriculteurs.

IV. 3.1.2.2. Quid de l'impact sur les ressources en eau et la pollution des sols ?

Les problèmes environnementaux liés à la production de biocarburant sont similaires à ceux de la production agricole intensive. La dégradation des ressources en eau et des sols sont ainsi des questions particulièrement sensibles par rapport à la production durable de biocarburants (FAO, 2008c ; Groupe de Bellechasse, 2009 ; UNEP, 2009b).

L'agriculture consomme actuellement 70% de l'eau de la planète (UNEP, 2009b). Dans le cas spécifique du palmier à huile, la consommation d'eau ne constitue pas vraiment un facteur sensible. En revanche, l'utilisation de fertilisants et de pesticides liés à la culture peuvent causer la pollution des eaux et les techniques agricoles associées sont également susceptibles de générer un impact négatif sur la qualité des sols.

La consommation des ressources en eau

L'utilisation d'eau est indispensable au processus de transformation de fruits en huile et puis en biodiesel, mais l'irrigation (source critique de l'impact sur les bilans des ressources en eau dans la production de biocarburants) est quasi absente dans la culture du palmier à huile. Malgré le besoin en eau élevé de cette culture, il s'agit des plantations adaptées à des zones tropicales à fortes pluies – 1800mm bien réparties sur toute l'année (Jacquemard, 1995 ; Corley et Tinker, 2003). La plante a besoin d'irrigation uniquement en phase de pépinière,

mais cela reste insignifiant par rapport aux besoins en eau des cultures irriguées comme, par exemple, la canne à sucre et le maïs (FAO, 2008c).

Tableau 23. Besoin en eau des cultures énergétiques

Matière première	Rendement annuel possible (litres/ha)	Besoins en eaux irriguées (litres/litre de carburant)*
Canne à sucre	6000	1333
Maïs	3500	857
Palmier à huile	5500	0

*Le tableau présente des valeurs moyennes. En France, par exemple, la production de 1 kg de maïs nécessite entre 238 à 450 litres d'eau selon les régions. Comme 2,5 kg de maïs sont nécessaires pour produire 1 litre d'éthanol cette variation serait de 595 à 1125 (Ballerini, 2007).

Source : FAO (2008c).

La pollution des eaux

L'apport de pesticides et notamment de fertilisants – normalement très importante dans les plantations de palmier à huile (Corley et Tinker, 2003), peut causer la pollution des eaux.

Les pesticides sont des composés chimiques utilisés pour lutter contre les animaux ou plantes jugés nuisibles aux plantations. Ils sont notamment à l'origine d'une pollution diffuse (donc très difficile à évaluer) qui contamine les eaux souterraines et les eaux de surface¹²⁷ (RECORD, 2005). En fait, l'utilisation de pesticides dans les plantations de palmier à huile est bien moins importante que la plupart des cultures tropicales (comme le coton ou le cacao). Le contrôle biologique contre les ravageurs est souvent utilisé (Corley et Tinker, 2003 ; Jacquemard, 1995). La lutte biologique contre les ravageurs est, en effet, mise en pratique par la plupart des producteurs brésiliens (avec l'utilisation des insectes parasites qui se nourrissent des œufs des papillons prédateurs des palmiers) (Entretiens : EMBRAPA 2010a ; Agropalma, 2010, Marborges, 2011).

L'application de fertilisants est normalement très importante dans les plantations de palmier à huile (Corley et Tinker, 2003). Les fertilisants sont bien connus pour causer la pollution des eaux par les nitrates et phosphates¹²⁸. La présence excessive de nitrates dans les eaux peut causer des effets toxiques sur la santé humaine. En outre, le rejet massif de nutriments

¹²⁷ La pollution des eaux souterraines a essentiellement un impact sur la santé humaine et sur la disponibilité en eau potable et la pollution des eaux de surface entraîne des effets sur la faune et la flore ainsi que sur la qualité de vie de l'homme (RDC, 2005, p.19).

¹²⁸ La FAO (2004) souligne également l'importance de préserver les phosphates puisqu'il s'agit de ressources finies.

(nitrates et phosphates) dans les milieux aquatiques peut générer le phénomène d'eutrophisation, caractérisé par le développement excessif des algues qui consomment tout l'oxygène présent dans l'eau et donc aboutit à une disparition progressive des autres populations d'espèces dans le milieu affecté.

La dégradation des sols

L'impact sur le sol (érosion et compaction) peut beaucoup varier selon les techniques agricoles utilisées (FAO, 2008c). La suppression de déchets végétaux, par exemple, réduit le contenu en éléments nutritifs des sols. Le labour massif, maltraite souvent les organismes vivants dans le sol et peut tuer environ la moitié de vers de terre présents (INRA, 2008). En ce qui concerne particulièrement les cultures pérennes comme le palmier à huile, celles-ci peuvent avoir un effet positif sur la qualité des sols au fil du temps car elles demandent une gestion moins intensive des plantations permettant l'accroissement de la couverture du sol. Cela permet une augmentation de la quantité de carbone organique ce qui, associée à une utilisation réduite des engrais et de pesticides, peut même générer des effets positifs sur la biodiversité (Reinhardt *et al.*, 2007). En revanche, la monoculture de palmiers peut souvent conduire à un développement très important du système racinaire qui, pour être retiré du sol, nécessite des applications importantes de produits chimiques (Corley et Tinker, 2003).

IV. 3.1.2.3. Les maladies du palmier à huile, un risque supplémentaire

Comme pour toutes les monocultures extensives développées en région tropicale humide, la culture du palmier à huile est soumise à un important nombre des maladies (Jacquemard, 1995 ; Corley et Tinker, 2003). Ce problème constitue souvent un facteur limitant à l'expansion de la culture (Venturieri *et al.*, 2009).

La forêt tropicale amazonienne, dense et humide, est caractérisée par un équilibre stable, qui résulte de l'évolution conjointe des plantes et leurs parasites assurant la coexistence de l'ensemble des espèces (Théry, 1997). Dans la forêt la dispersion des individus empêche la transmission rapide des maladies des plantes causées par des bactéries ou des champignons. Ce n'est pas le cas pour les monocultures, où la présence de germes et des colonies des prédateurs (insectes et agents pathogènes) peut être destructive, empêchant le développement des plantes.

Une maladie de pourriture du cœur du palmier à huile appelée « jaunissement fatal »¹²⁹ affecte actuellement une bonne partie des producteurs brésiliens. Cette maladie a déjà causé de pertes significatives depuis 1984. Selon Venturieri *et al.* (2009), plus de 5000 hectares de plantation de palmiers à huile ont déjà été éradiqués dans l'État du Pará à cause du jaunissement fatal. Il s'agit de la maladie la plus grave dans le contexte brésilien de production du palmier à huile dont la cause reste inconnue et pour laquelle des mesures de contrôle efficaces ne sont pas encore disponibles (Venturieri *et al.*, 2009). Plusieurs producteurs brésiliens craignent cette maladie (Entretiens : EMBRAPA, 2010a ; 2010b).

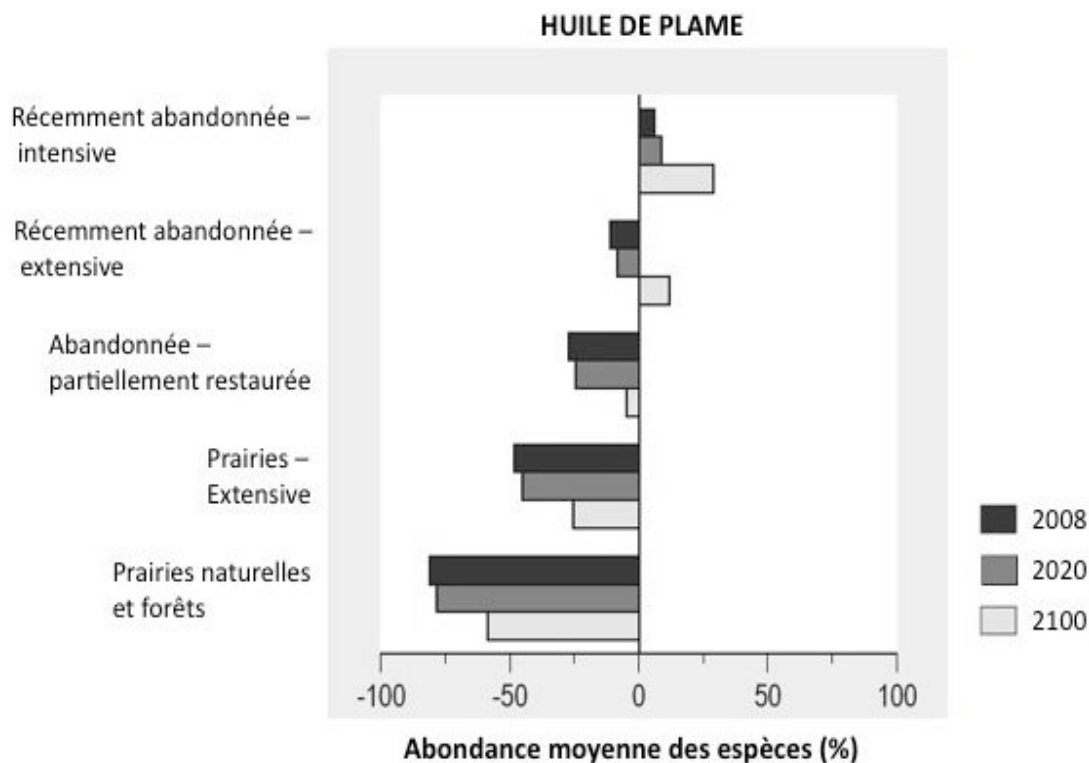
IV. 3.1.2.4. Une protection partielle de la biodiversité

La Directive inclut des critères essentiels à la protection des terres de grande biodiversité. Néanmoins, comme nous venons de préciser dans la sous-section précédente, elle ne fait pas mention d'une évaluation de gains ou de pertes de biodiversité par rapport à la gestion plus ou moins intensive des sols. De plus, nous allons voir que le droit d'utiliser certains types de sols pouvant être riches en biodiversité (terres effectivement autorisées ou sous-représentées dans la Directive) pose un problème supplémentaire à ce sujet.

La figure 24 montre le bilan de la biodiversité pour la production du palmier à huile selon différents types de substitution de terres, proposé par Eickhout *et al.* (2008).

¹²⁹ *Amarelecimento fatal (AF)* en brésilien. La maladie se caractérise d'abord par un léger jaunissement des feuilles basales intermédiaires (3, 4, 5 et 6), et plus tard par l'apparition de nécroses sur les bordures et les extrémités des feuilles qui évoluent jusqu'au séchage total des feuilles (Trinidad, 1997 in Venturieri *et al.*, 2009).

Figure 24. Changements dans la biodiversité par rapport au type de terre utilisée pour la production d'huile de palme



Source : Eickhout *et al.* (2008).

Eickhout *et al.* (2008) utilisent l'indicateur « abondance moyenne des espèces natives » pour réaliser le bilan de biodiversité présenté dans la figure 24. Les auteurs considèrent cet indicateur comme approprié pour la réalisation du bilan de biodiversité du fait qu'il intègre les effets évités du changement climatique. Comme montre le bilan, les pertes ou les gains en matière de biodiversité dépend du type de terre substituée et du temps d'utilisation pour la culture du palmier à huile. Les plantations de palmiers à huile sur des terres abandonnées ou dégradées, utilisées de manière intensive, représentent le seul scénario pouvant être bénéfique à moyen et à court terme. L'utilisation extensive de terres abandonnées peut présenter un effet positif pour la biodiversité, à la condition d'être utilisées pour une longue période, soit environ 100 ans, ce qui correspond à quatre générations de palmiers. Cependant, pour les trois autres scénarios, les effets ne peuvent être que négatifs. Le problème de la Directive EnR par rapport à cela est que deux scénarios de perte de biodiversité peuvent se produire : celui correspondant à l'utilisation extensive de terres abandonnées et à l'utilisation de prairies naturelles¹³⁰.

¹³⁰ La Directive interdit l'utilisation de « prairies naturelles à forte valeur de biodiversité ». Mais ce terme ne dispose pas d'une définition claire. En conséquence toutes les prairies naturelles sont potentiellement à la disposition pour la production de biocarburants (Eickhout *et al.*, 2008). A cet égard, nous tenons à souligner que,

Sur la base de la discussion menée dans la section précédente (Cf. Section IV.2.4), on peut supposer que le deuxième scénario d'utilisation extensive de terres récemment abandonnées, serait, globalement, semblable à la configuration brésilienne actuelle. Néanmoins, une identification de cette nature ne pourrait pas se faire uniquement à travers des images spatiales. Comme souligné par Almeida « *Il n'est pas possible de distinguer si une terre est dégradée ou non par une image satellite* » (Entretien : INPE, 2011). Il serait difficile de connaître par exemple, le niveau de dégradation des différents types de pâturage classés dans le projet *TerraClass* (Cf. Figures 20 à 23). Comme nous avons vu, une terre de pâturage peut avoir des niveaux différents de dégradation et de reconstitution.

Selon Almeida, à travers le nouveau système de surveillance par satellite implémenté en 2007 par l'Institut National de Recherche Spatiale (INPE), il sera possible de connaître l'âge d'une forêt secondaire et d'étudier son comportement à partir du facteur temporel d'utilisation du sol¹³¹. Quoiqu'il en soit, des évaluations de terrain seraient nécessaires pour déterminer le niveau des gains et de pertes de biodiversité en vue des différents éléments pouvant jouer sur cet aspect (par exemple, le type du sol, les utilisations précédentes, la banque de semences, la proximité avec des terres boisées, etc.). Par ailleurs, selon Almeida, il serait important de savoir si on parle uniquement de dégradation écologique ou aussi de dégradation de la terre du point de vue productif (Entretien : INPE, 2011). Par exemple, les terres récemment utilisées par la société Agropalma sont des anciens pâturages qui ne constituent pas de terres dégradées du point de vue productif (Agropalma, 2010). Finalement, la seule prohibition d'utilisation de certains types de sol par la Directive prouve l'aspect partiel de l'évaluation au niveau de la biodiversité ; mais vu la complexité de la question et le manque des données scientifiques, il serait difficile d'imposer, à l'heure actuelle, des obligations praticables en matière de bilans de biodiversité.

En parallèle, le problème de perte de biodiversité par rapport au CAS indirect (Cf. IV. 2.2.1.2) constitue un sujet sensible. Comme les nouvelles plantations de palmier à huile sont susceptibles de déplacer les pâturages existants vers la forêt, une perte de biodiversité significative peut avoir lieu à cause de la production des biocarburants à partir de cette source. Helmann et Verburg (2010) indiquent, par exemple, que l'effet du CAS indirect lié aux objectifs de la Directive EnR sur la biodiversité en Europe dans des terres de végétation semi

dans le contexte de la Directive, la biodiversité des terres du *cerrado* brésilien est particulièrement en danger – non pour la production du palmier à huile, mais pour d'autres cultures énergétiques telles que le soja et la canne à sucre (voir section IV.2.4.1).

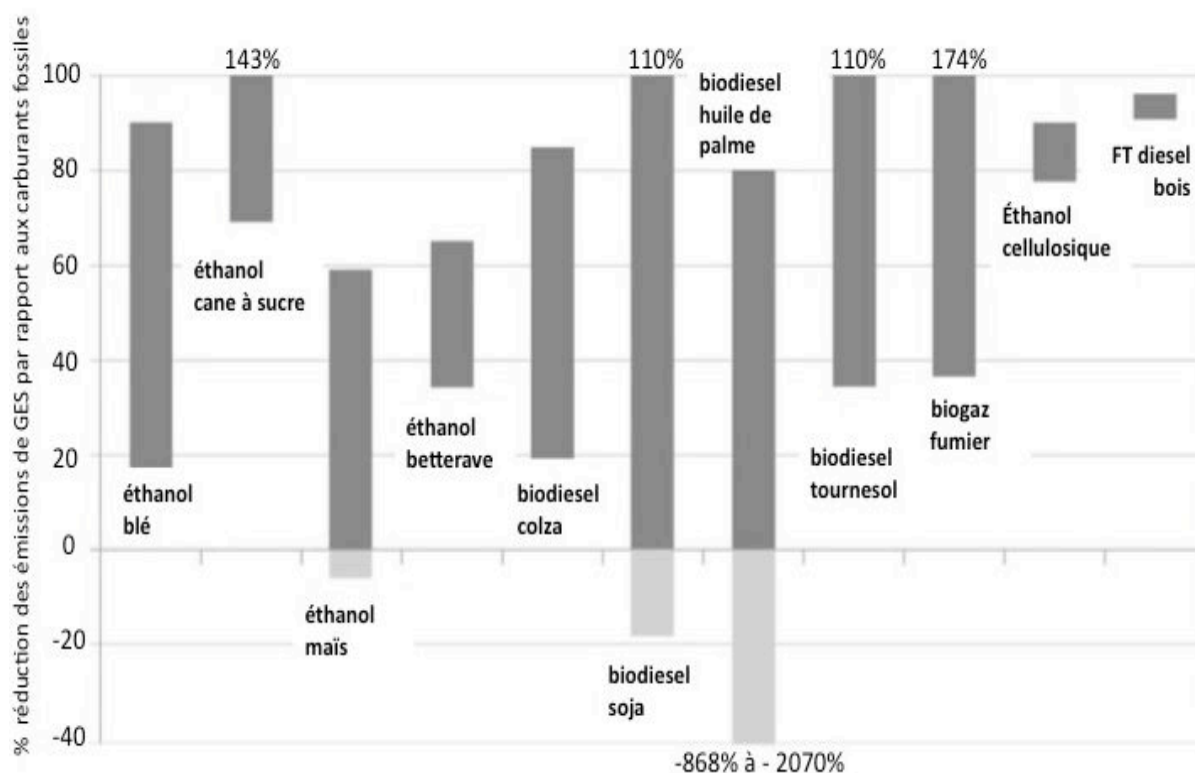
¹³¹ Comme le système a été implanté il y a seulement 6 ans, il n'est pas encore possible de connaître l'âge de la plupart des forêts secondaires.

naturelle (forêts secondaires) serait d'une perte de 3% à 8% – une part bien plus significative que pour les effets directs.

IV.3.1.3. La quantification incertaine des émissions de gaz à effet de serre (GES)

L'effet positif sur le changement climatique est le principe essentiel du remplacement des combustibles fossiles par des combustibles produits à partir de la biomasse. Pourtant, cet aspect n'est pas certain pour la plupart des filières biocarburant actuelles. Certaines filières peuvent même générer davantage de gaz à effet de serre que les combustibles fossiles (Figure 25).

Figure 25. Réduction des émissions de GES par rapport aux carburants fossiles



Source : UNEP (2009b), élaboré par compilation de données à partir de IFEU (2007), Otto (2008), RFA (2008) et Liska *et al.* (2009).

Comme montre la figure 25, les bilans de GES de différentes filières de biocarburant peuvent varier sensiblement. Parmi celles-ci le biodiesel issu d'huile de palme est la filière qui présente plus de variation (+80 à -2070%) et, ensuite, le biodiesel issu du soja. Un nombre significatif des études sur les biocarburants permettent de montrer que les écarts entre les résultats des bilans de GES de la production d'huile de palme (ou du biodiesel issu d'huile de palme) proviennent principalement :

- de choix méthodologiques lors de la quantification des émissions de GES dans les études du type ACV (Farrell *et al.*, 2006 ; Gnansounou *et al.*, 2009 ; Slade *et al.*, 2009) ;
- de variables au niveau de la production de la biomasse : le changement d'affectation des sols (CAS) et les rejets de protoxyde d'azote (N₂O) provenant de l'utilisation de fertilisants lors de la phase agricole (Rejinders et Huijbregts, 2008 ; Wicke *et al.*, 2008; Zulkifli *et al.*, 2009 ; de Souza *et al.*, 2010 ; Reinhardt et von Falkenstein, 2011 ; Hennecke *et al.*, 2013).

Nous avons exposé dans le chapitre I (Section I.2.1.3.1/point 3) le problème concernant l'harmonisation méthodologique¹³². Ici nous sommes particulièrement intéressé aux problèmes de la Directive EnR liés aux variables par rapport à la production de la biomasse.

IV.3.1.3.1. Le CAS direct : des facteurs d'émission peu représentatifs de la réalité

Le calcul des émissions de GES selon la méthodologie imposée par la Directive prend en compte les émissions dues au CAS direct (Cf. Section IV.1.3.1.3). Ces émissions résultent de modifications des stocks de carbone par rapport au sol de référence (par exemple, une prairie) et à l'utilisation actuelle (par exemple, la culture du palmier à huile). Parmi les valeurs indiquées par la Commission pour la prise en compte de cet aspect, nous pouvons identifier des valeurs types adaptées aux plantations du palmier à huile en forêt tropicale¹³³. Néanmoins, les valeurs concernant le sol de référence, dans notre contexte les pâturages (SC_R : pâturages) nous paraissent peu adaptées à la réalité. Comme nous avons vu précédemment, les terres de pâturage en Amazonie comprennent au moins quatre étapes de régénération de terres selon la classification brésilienne. Très probablement les quantités de carbone ne sont pas similaires pour ces différents types de terres, ni dans le sol (vu les différents niveaux de dégradation pouvant les caractériser), ni dans la biomasse (puisque la végétation est plus abondante dans certaines terres de pâturage parmi d'autres) (voir figures 20 à 23).

Malgré l'existence d'une certaine quantité de données scientifiques (issues du GIEC) mises à disposition pour le calcul du CAS direct, ces données ne permettent pas encore de réaliser une distinction en termes de stock de carbone pour les terres de pâturage. Concrètement, les seules valeurs fournies par la Directive, correspondant plus au moins aux sols de pâturage en

¹³² Cette question sera encore abordée de façon plus spécifique à la Directive dans le chapitre VI (Section VI.2) dans la discussion sur la pertinence de l'ACV réalisée.

¹³³ Sol actuel (SC_A) : production du palmier à huile en sol à texture argileuse de faible activité en climat tropical humide (Commission Européenne, 2010a ; Tableau 4 « *Tropical moist/wet/perennial crop* »).

Amazonie, sont celles utilisées pour les prairies (avec certaines caractéristiques spécifiques – sol à texture argileuse de faible activité en climat tropical humide) (Commission Européenne, 2010a, Tableaux 5 et 6.). Dans le contexte de notre étude, ces valeurs servent plus à donner une idée de gains ou pertes de carbone qu'à produire des résultats fiables sur la réalité de la filière.

IV.3.1.3.2. Le CAS indirect absent du bilan

Bien que des travaux soient en cours à propos de l'introduction d'un facteur forfaitaire pour les émissions associées au CAS indirect, la formule de calcul de la Directive pour quantifier les émissions de GES des biocarburants ne tient pas compte de l'effet du déplacement des cultures visant l'alimentation.

Les effets du CAS indirect ont déjà été constatés dans la région Amazonienne, notamment par rapport au soja. La production du palmier à huile visant les biocarburants pourrait engendrer indirectement des pertes de carbone importantes (ainsi que de biodiversité) vu la tendance à déplacer les pâturages existants à la frontière de la forêt (conformément discuté dans la section IV.2.4.2).

IV.3.1.3.3. L'incertitude par rapport aux émissions de protoxyde d'azote (N₂O)

En général, les principaux contributeurs aux émissions de GES lors de la phase agricole des biocarburants sont les émissions d'oxyde nitreux (N₂O) liées à l'utilisation d'engrais (IPCC, 2006 ; ADEME, 2008a). Les émissions de N₂O sont produites par les microorganismes du sol qui utilisent les engrais azotés par des voies métaboliques. Ces émissions dépendent du type de sol et des conditions climatiques qui favorisent le développement de ces micro-organismes et sont donc très variables dans le temps et l'espace (Parkin, 1987 ; Bouwman, 1996). La Directive recommande l'utilisation des valeurs par défaut et des procédures de calcul du GIEC (IPCC, 2006) permettant d'effectuer des simulations. Bien que ces valeurs soient choisies avec soin et qu'elles soient fondées sur un scénario prudent par rapport aux procédés de productions normales, ces valeurs ne représentent pas nécessairement la réalité de la production.

Les facteurs d'émission recommandés dans la Directive EnR (Tier 1 ; IPCC, 2006) s'appuient sur des régressions statistiques (Bouwman, 2002 ; Stehfest et Bouwman 2006) et ne permettent qu'une estimation approximative et incertaine des émissions de N₂O liées aux

doses d'engrais (plage d'incertitude entre -30% et +70%). La difficulté d'estimer les émissions de N₂O avec précision est une limite sévère à la pertinence des soldes finaux de GES puisque le N₂O est un GES très puissant, c'est à dire 298 fois plus que le CO₂ (IPCC, 2007). Cet aspect crée souvent un doute sur la validité de l'ACV pour les productions agricoles (ADEME, 2008a) et peut même être prohibitif pour les productions tropicales comme l'huile de palme qui sont gravement sous-représentées au sein de régressions statistiques mondiales (Bouwman *et al.*, 2002). Les méthodes présentées au Niveau 2 ou 3 du GIEC devraient permettre une meilleure estimation de ces émissions, mais elles nécessitent une grande quantité de données scientifiques de terrain. Il ne serait ainsi pas réaliste de penser que cela pourrait être effectué au niveau individuel de toutes les entreprises de tous les pays.

A cet égard, un rapport publié par la Commission souligne que, pour l'instant, il ne convient pas d'établir de listes contraignantes fondées sur la modélisation actuelle des émissions de N₂O résultant des cultures pour les pays tiers. Au lieu de ça, la Commission indique la nécessité de « *parvenir à une meilleure compréhension de la question* » et de passer en revue les données utilisées avant de traiter le cas des pays tiers. (Commission Européenne, 2010c, p.6).

IV.3.2. Les outils d'évaluation à appliquer

La Directive EnR n'impose pas de méthode spécifique pour apporter la preuve de conformité aux critères de durabilité. Toutefois, le critère relatif à la comptabilisation des émissions de gaz à effet de serre implique, en premier lieu, un résultat produit par une évaluation du type ACV. Conformément à ce qui est expliqué dans la première section de ce chapitre, ce résultat peut parvenir soit de valeurs déjà fournies dans la Directive (valeurs par défaut de l'annexe V, partie A), soit d'une évaluation effectuée par les entreprises ou les organismes nationaux à partir de la méthodologie de calcul présentée dans la Directive.

En outre, la Directive spécifie dans son texte (article 18.4), que les pays Européens ainsi que les pays tiers exportateurs pourront appliquer des systèmes volontaires de qualification validés par la Commission (Commission Européenne, 2009a). Ces approches concernent notamment les systèmes de certification volontaires déjà existants pour les cultures alimentaires comme celles de la Table Ronde pour un soja responsable (RTRS) et de la Table Ronde pour l'Huile de Palme Durable (RSPO) ou d'autres systèmes de certification pour les biocarburants comme celle de la Table Ronde sur les biocarburants durables (RSB).

Dans le contexte brésilien de production d'huile de palme les producteurs seraient, d'une part, obligés de procéder à un calcul de valeurs réelles en terme d'émission de GES. D'autre part, une approche d'évaluation volontaire (appelée RED-RSPO) est déjà disponible pour l'évaluation de l'ensemble des critères de durabilité de la Directive¹³⁴.

IV.3.2.1. La nécessité d'une étude du type ACV spécifique

D'après les valeurs par défaut fournis par la Directive concernant le biodiesel produit à partir d'huile de palme, la filière permettrait une réduction de 56% par rapport à la filière fossile de référence, sous condition de l'existence de la capture du biogaz des effluents d'huilerie. Si la capture de méthane n'est pas implémentée la réduction des émissions baisserait à 19% (Commission Européenne, 2009a ; Annexe 5a).

Selon plusieurs acteurs interviewés impliqués dans la production d'huile de palme au Brésil (Entretiens : Agropalma, 2010 ; Biovale , 2011 ; Marborges, 2011), à l'heure actuelle, il n'y a pas de producteur ayant implémenté de technologie permettant la capture de méthane, en vue notamment du coût important que cela implique. En conséquence – et bien que Petrobras en partenariat avec Galp affirme qu'il le mettra en place (Entretiens : Petrobras, 2010 ; Galp, 2010) – un acteur brésilien souhaitant exporter de l'huile de palme en Europe se verrait, aujourd'hui, obligé¹³⁵ d'effectuer le calcul de valeur « réelle » des émissions de GES provenant de sa production ou au moins de le calculer pour certaines étapes du cycle de vie et combiner les résultats avec les valeurs par défaut fournies pour les étapes complémentaires afin d'arriver au minimum exigé de réduction de 35%.

IV.3.1.2. La RED-RSPO : un système d'évaluation « *produit-site* » adapté à la Directive EnR

La RED-RSPO est un système de certification volontaire pour l'huile de palme créé spécifiquement pour permettre aux producteurs et aux transformateurs d'huile de palme de se conformer aux critères de la Directive EnR (RSPO, 2012). Il s'agit d'une extension de la certification volontaire déjà existante pour la production d'huile de palme durable créée par la Table Ronde pour l'Huile de Palme Durable (RSPO)¹³⁶.

¹³⁴ D'autres approches d'évaluation de type *site* appliquées localement au Brésil, comme la méthode APOIA-NovoRural (Rodrigues *et al.*, 2007 ; Rodrigues et Buschinelli, 2008) pourraient aussi faire émerger des solutions adaptées à cet objectif (Bicalho, 2010).

¹³⁵ A l'exception de pouvoir donner la preuve d'un terme portant sur les émissions du CAS direct, avec un solde positif d'au moins 16% (et puis de 31% et 41% pour 2017 et 2018).

¹³⁶ Sigle en anglais de "Roundtable on Sustainable Palm Oil". Site officiel : www.rsपो.org

La RSPO est une organisation privée et multipartite à but non lucratif qui réunit plusieurs acteurs concernés par la production d'huile de palme (producteurs, ONG, investisseurs, fabricants de biens de consommations, transformateurs, distributeurs et organismes de certification) issus de plus de 50 pays. Cette organisation a été fondée en 2003 en raison des nombreux scandales concernant la production d'huile de palme (voir tableau 21) dans l'intérêt d'établir, par le consensus, des objectifs communs en termes de durabilité. Sur ce principe, elle a créé un système de certification en 2007, basé sur des principes, critères et indicateurs (RSPO P&C) jugés appropriés à la production d'huile de palme. Ce système d'évaluation, à caractère volontaire, est déjà passé par une phase pilote et sert actuellement à évaluer la production d'huile de palme au niveau international, que ce soit pour la bioénergie ou pour le secteur alimentaire (RSPO, site officiel). Selon la WWF (2011), environ 10% de la production mondiale de l'huile de palme serait déjà certifiée RSPO.

Dans son format standard, la certification RSPO inclut un certain nombre de critères par rapport à des enjeux importants de la production d'huile de palme tels que l'usage et la gestion des sols (évaluation du type *site*). Pour obtenir cette certification, le producteur ne peut pas, par exemple, avoir remplacé des forêts primaires, ou occuper une zone riche en biodiversité depuis 2005 (RSPO, 2007). Malgré cela, cette certification est cible de critiques importantes qui vont du manque d'équilibre dans sa gouvernance (qui tend à privilégier les agroindustriels) à l'inefficacité des critères en ce qui concerne la protection de l'environnement (Laurance *et al.*, 2010 ; WRM, 2011 ; WWF, 2011). Un autre problème majeur est lié au coût de cette certification. Elle est inaccessible aux petits producteurs qui assurent aujourd'hui 40% de la production mondiale d'huile de palme (Teoh, 2010). Selon une déclaration récente d'Alain Rival, chercheur au Centre de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), au journal *Le Monde* (25-04-2013)¹³⁷, le surcoût par rapport aux exigences de la certification RSPO peut aller de 5 à 20 dollars par hectare sachant que les prix de l'huile de palme ne suffisent pas toujours à compenser cette surcharge.

En tout cas, la certification RSPO reste la seule initiative internationale aujourd'hui à promouvoir la durabilité de la production en dépassant la loi des Etats. D'après la WWF (2011), il est souhaitable que cette certification devienne la norme de référence de demain avec notamment l'inclusion de règles de durabilité plus robustes. Les RSPO P&C adoptés en 2007 ont été révisés et incluent déjà des indicateurs concernant les émissions de gaz à effet de

¹³⁷ Disponible sur http://www.lemonde.fr/planete/article/2013/04/25/la-production-d-huile-de-palme-durable-mise-en-cause_3166159_3244.html. Accédé le 28 avril 2013.

serre (approche *produit*), ainsi que d'autres aspects importants comme la limitation de la conversion de tourbières et l'interdiction du travail forcé (RSPO, 2013). Les normes de la RSPO adaptées aux petits exploitants indépendants (certification en groupe) sont, d'ailleurs, en cours d'adaptation (RSPO, 2012).

Dans le système RED-RSPO, les critères de la Directive EnR s'ajoutent aux RSPO P&C. Ce système sert ainsi comme un outil de certification approprié aux opérateurs de la chaîne d'approvisionnement déjà certifiés par la RSPO souhaitant se conformer aux exigences de la Directive. En ce qui concerne la quantification des émissions de GES, la RSPO a développé un outil de calcul adapté aux exigences de la Directive EnR (déjà approuvé par la Commission) pour qu'il puisse être utilisé dans le cadre du programme. Autrement dit, cet instrument de certification volontaire inclut l'évaluation du type ACV tel que demandé par la Directive EnR mais il prend en compte également les autres critères d'ordre qualitatif exigés par la Directive.

Dans le contexte brésilien la certification de la RSPO est bien connue par les acteurs concernés par la production. Parmi les plus de cinq cents organisations membres de la RSPO (en 2013), onze sont brésiliennes (RSPO, site officiel) et la première entreprise productrice d'huile de palme (Agropalma) est incluse dans la liste d'entreprises certifiées¹³⁸. De ce fait, il est possible que les producteurs d'huile de palme souhaitant exporter leur produit pour la production de biodiesel en Europe utilisent la RED-RSPO pour se conformer aux critères de durabilité de la Directive EnR.

Le problème de la non accessibilité aux petits agriculteurs

Un inconvénient important de la RED-RSPO est qu'elle n'est pas accessible aux petits planteurs, car la certification RSPO n'a pas encore été adaptée à leur réalité. Par ailleurs, le problème de coût s'imposerait à l'application des critères de la Directive aux petits exploitants indépendamment du recours à ce type d'instrument. A cet égard, l'expérience de la RSPO ne peut qu'être bénéfique à l'application des critères Européens si, comme prévu par cet organisme, le problème de l'adaptation aux petits exploitants est réglé par l'application de la certification en groupe. La RSPO affirme que la RED-RSPO avec un format adapté pour les petits exploitants, sera également examinée quand les normes pour la certification RSPO (en groupe) auront été approuvées (RSPO, 2012).

¹³⁸ Disponible sur : http://www.rspo.org/file/CertifiedGrower_March_2013.pdf. Accédé le 29 avril 2013.

Nous tenons, néanmoins, à souligner que les perspectives actuelles de développement de la production d'huile de palme au Brésil ne se présentent, malheureusement, pas favorablement aux petits planteurs (Cf. Section IV.3.1.2.1).

CONCLUSION

Les perspectives de production de biodiesel à partir d'huile de palme semblent être très prometteuses dans le contexte brésilien. Le pays est un déjà un acteur majeur des biocarburants, et le contexte est fortement marqué par un marché croissant du biodiesel et par une disponibilité de terres singulière pour la production du palmier à huile. Des investissements massifs sur la production d'huile de palme se font actuellement dans l'Etat du Para, en Amazonie. Ces investissements viennent de trois grandes sociétés, toutes visant la production de biodiesel. Si, d'une part, il est encore trop tôt pour savoir si l'exportation d'un biodiesel issu d'huile de palme du Brésil vers l'Europe se concrétisera dans le court ou moyen terme, d'autre part, il est possible de dire que l'exportation d'huile de palme pour la production de biodiesel en Europe est fort probable pour les années à venir.

Pour répondre à ses objectifs en termes de production, les producteurs d'huile de palme brésiliens se voient confrontés à des défis importants en termes de développement durable. Dans ce chapitre, nous nous sommes intéressé particulièrement aux conditions de durabilité imposées par la Directive EnR. Bien que la Directive impose certaines conditions essentielles de durabilité pour la production de biocarburants, il ne s'agit pas d'une évaluation globale dans la perspective du développement durable. Autrement dit, l'évaluation des biocarburants au sens de la Directive EnR (qui devrait prendre la forme d'une certification dans les années à venir) ne garantit pas la soutenabilité de la production. Les enjeux de la production d'huile de palme au Brésil confrontés aux critères de durabilité de la Directive ont servi à démontrer le caractère à la foi incomplet et incertain de l'évaluation de la durabilité demandée.

Le caractère **incomplet** de l'évaluation s'explique par une prise en compte marginale ou tout simplement par la non intégration de plusieurs enjeux importants par rapport au contexte étudié, à savoir :

- la sécurité alimentaire ;
- les enjeux à l'échelle locale : l'insertion de petits producteurs agricoles dans le marché, l'impact sur les ressources en eau et la dégradation des sols, les maladies du

palmier à huile et l'impact sur la biodiversité locale (voyons ici l'insuffisance de l'approche d'évaluation du type « site » au sein de la Directive) ;

- le changement d'affectation de sol (CAS) indirect qui affecte à la fois la biodiversité et le changement climatique. Comme nous avons pu observer, bien que la conversion (directe) de terres de forêt naturelle soit improbable pour le développement du palmier à huile, les risques de conversion subsistent tout particulièrement pour ce qui concerne le CAS indirect.

Cette prise en compte incomplète des enjeux du développement durable paraît se justifier par les risques de conflits avec les règles de l'OMC. Par ailleurs, comme la certification n'est pas encore agréée mondialement, l'absence des conflits au niveau international n'est pas encore assurée. Des accords multilatéraux auront probablement lieu du fait que l'Europe ne peut pas imposer seule un tel système de certification.

Le caractère **incertain** de l'évaluation est particulièrement lié à la quantification des émissions de GES (impact sur le changement climatique). Cette incertitude semble être significative pour deux raisons :

- d'une part, les facteurs d'émissions fournis par la Directive pour le calcul des émissions associées au CAS direct ainsi que pour les émissions de N₂O sont, pour l'instant, peu représentatifs de la réalité. D'ailleurs, les productions tropicales (comme le palmier à huile) sont fortement sous-représentées au sein des régressions statistiques globales ;
- d'autre part, car les entreprises peuvent utiliser des valeurs par défaut par rapport à certaines étapes du cycle de vie de façon à ajuster le résultat global ; ou même utiliser une valeur par défaut pour l'ensemble du cycle de vie de la filière. Comme souligné par Eickhout *et al.* (2008), une telle démarche méthodologique peut conduire à de meilleures performances que la réduction requise en terme d'émissions de GES de 35% et, par conséquent, répondre aux critères de durabilité exigés sans forcément respecter ce seuil. Une utilisation excessive d'engrais, par exemple, peut conduire à des émissions excessives de N₂O, qui ne seraient pas représentées au sein des valeurs par défaut.

Ces deux derniers aspects mettent en évidence l'importance de la réalisation du bilan de GES spécifique à chaque filière (étude du type ACV spécifique) pour justifier l'utilisation des

biocarburants dans le cadre de la Directive. La quantification des émissions de chaque filière devrait, idéalement, prendre en compte les spécificités de la production de la biomasse pouvant affecter de façon significative le bilan d'émission de GES des biocarburants. Cette prise en compte n'est pas faisable à l'heure actuelle puisque les données scientifiques validées (par exemple les facteurs d'émission pour le N₂O), spécifiques à chaque filière, ne sont pas encore disponibles. En revanche, il est possible d'améliorer la pertinence des résultats avec la prise en compte de données d'activité (données d'entreprise) spécifiques (Bicalho *et al.*, 2012). D'ailleurs, pour ce qui concerne la production d'huile de palme au Brésil, une évaluation spécifique quant aux émissions de GES s'avère indispensable aux producteurs brésiliens souhaitant exporter leur produit en Europe pour la production de biocarburants. Comme la capture de méthane n'est pas implémentée chez les producteurs, la valeur par défaut correspondante à la filière ne permettrait pas de répondre à l'exigence de la Directive en termes de réduction des émissions de GES.

Dans le chapitre V, nous allons nous intéresser spécifiquement au caractère incertain de l'évaluation de durabilité de la Directive. Nous allons quantifier les émissions de GES d'une filière biodiesel issue d'une production brésilienne d'huile de palme pour savoir si la production étudiée répond ou non au critère sur la réduction des émissions de GES imposé par la Directive. Pour cela nous privilégions l'utilisation des données spécifiques d'entreprise collectées directement sur le terrain.

CHAPITRE V

LA MISE EN ŒUVRE D'UNE EVALUATION DE TYPE ACV

Dans ce chapitre nous allons quantifier les émissions de gaz à effet de serre GES d'un biodiesel fabriqué à partir d'une huile de palme brésilienne. Les émissions de GES seront calculées à partir du modèle de calcul proposé par la Directive EnR : il s'agit ainsi d'une analyse de cycle de vie (ACV) partielle¹³⁹ car la méthodologie permet de traiter plusieurs catégories d'impact (Cf. Chapitre I, Section I.2.1.1.1, Figure 6) mais nous traitons uniquement de la catégorie « changement climatique ».

La réalisation d'une étude de type ACV est, en effet, le principal moyen¹⁴⁰ permettant aux producteurs de biocarburant de produire la preuve du respect du seuil minimal de réduction des émissions de CO₂ par rapport au carburant fossile conventionnel – le critère premier de la Directive EnR. La réduction des émissions de gaz à effet de serre doit être d'au moins 35 %¹⁴¹ par rapport à celle induite par des produits similaires conventionnels, seuil s'appliquant à compter du 1^{er} janvier 2013 aux installations existantes au 1^{er} janvier 2008.

L'entreprise choisie pour cette étude est le Groupe Agropalma, le plus important producteur d'huile de palme au Brésil en activité depuis 1982. Dans notre étude nous cherchons à savoir si un biodiesel fabriqué et consommé en France à partir d'huile de palme produit par cette entreprise pourrait se conformer aux exigences de la Directive EnR en terme d'émissions de GES.

L'étude a été réalisée selon les normes ISO 14040 qui définissent les procédures essentielles de la méthodologie. Les sections de ce chapitre sont développées selon la logique de réalisation des différentes phases de l'ACV déterminées dans les normes (Figure 26). A l'exception de la phase d'interprétation (qui s'effectue de façon itérative avec les phases de la

¹³⁹ Par souci de simplicité nous utilisons tout simplement le terme «ACV» dans cette étude.

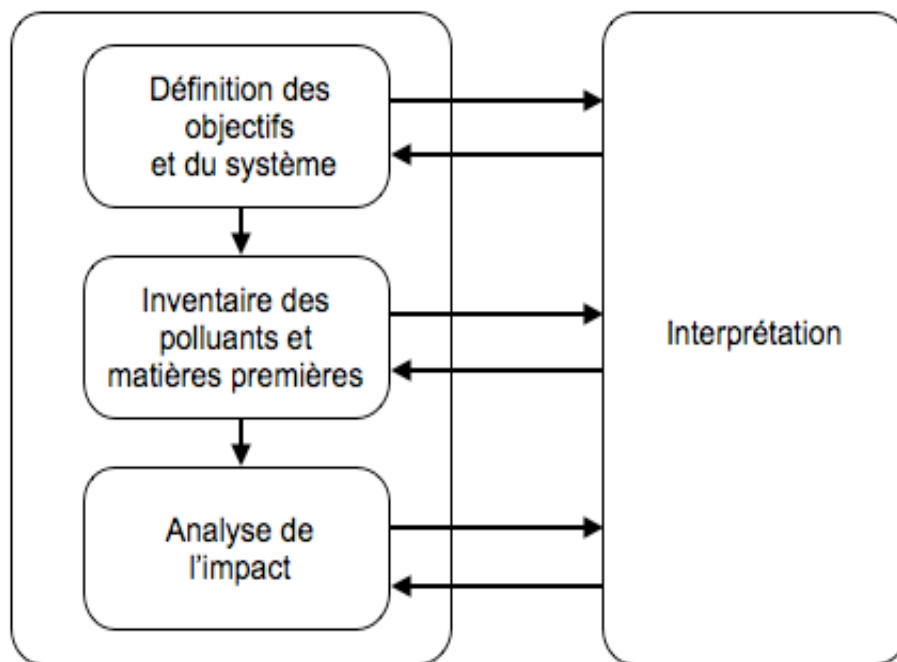
¹⁴⁰ Les opérateurs économiques peuvent aussi utiliser les valeurs par défaut de l'annexe V de la Directive pour prouver l'atteinte de ce seuil.

¹⁴¹ 50% à partir de 2017 et 60% à partir de 2018.

réalisation d'une ACV), l'application de la méthodologie est expliquée de façon détaillée pour chaque étape de notre étude:

- la définition des objectifs et du système ;
- l'inventaire des émissions et des extractions ;
- l'analyse des impacts.

Figure 26. Etapes de l'ACV



Source: Jolliet *et al.* (2010).

A chaque étape les choix méthodologiques et leur rapport avec la Directive EnR sont également spécifiés.

Nous tenons à souligner que nous n'avons pas pour ambition d'offrir au lecteur un moyen d'apprentissage de l'ACV¹⁴² dans ce chapitre. Néanmoins, nous nous efforçons de fournir une description suffisamment détaillée de notre démarche car celle-ci constitue la matière de base pour la compréhension de l'analyse des limites de l'ACV que nous allons présenter dans le chapitre suivant.

¹⁴² A cet égard, l'ouvrage «Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan» des auteurs Olivier Jolliet, Myriam Saadé, Pierre Cretaz et Shanna Shaked constitue une bonne source de référence initiale pour l'apprentissage de l'application d'une ACV.

V. 1. LES OBJECTIFS ET LE CHAMP DE L'ETUDE

Cette première étape est essentiellement descriptive et permet d'identifier le périmètre des données nécessaires à la construction de l'inventaire. Elle consiste à présenter le contexte et à déterminer les objectifs et le champ de l'étude. Ainsi, il est indispensable d'y présenter les principales hypothèses prises en compte par rapport aux objectifs: le périmètre, la fonction du système, l'unité fonctionnelle, les frontières du système, le mode d'allocation considéré et d'autres aspects choisis dans l'étude comme les facteurs temporelles, géographiques et technologies pour lesquelles il faut fournir les éléments de justification.

Pour cela nous avons mené un dialogue entre les différents acteurs concernés par l'étude lors des réunions d'avancement de thèse. Le tableau ci-dessous présente les dates des réunions ainsi que les acteurs concernés.

Tableau 24. Dates des réunions et acteurs concernés par l'étude

Réunions	Acteurs concernés par l'étude
Le 6 juin 2011	Le chercheur
Le 15 octobre 2010	Le directeur de thèse
Le 24 novembre 2009	Le responsable du suivi de la thèse à l'ADEME Le responsable du suivi de la thèse à l'AFD
Le 6 avril 2009	Le responsable du suivi de la thèse au CIRAD

V.1.1. Les objectifs de l'étude

Dans le chapitre précédent nous avons vu qu'une évaluation spécifique des émissions de GES s'avère indispensable aux producteurs brésiliens d'huile de palme souhaitant exporter en Europe (vue que la valeur par défaut correspondante à la filière ne permettrait pas de répondre au seuil imposé ; Cf. Chapitre IV, Section IV.3.2.1). L'analyse contextuelle a mis également en exergue les incertitudes par rapport à la quantification des émissions de GES liées à la phase de production de biomasse de l'huile de palme. L'impact de la production sur le changement climatique peut beaucoup varier en fonction des conditions locales de production: le contexte pédoclimatique, les infrastructures agricoles et les pratiques de l'exploitant (notamment par rapport à l'utilisation des sols) sont particulières aux systèmes de production agricoles et induisent des résultats très variables entre les études. La phase agricole

est, en outre, la plus impactante du cycle de vie du biocarburant en termes d'émission de GES (Farrell *et al.*, 2006; Edwards *et al.*, 2008; ADEME, 2008b ; 2010a).

Au vu de ces considérations, notre étude met un accent particulier sur les étapes locales de production et notamment sur l'étape agricole du cycle de vie du biodiesel étudié. Malgré la non disponibilité à l'heure actuelle de certaines données scientifiques spécifiques à la production agricole (telles que émissions de N₂O et les stocks de carbone du sol) nous privilégions l'utilisation des données spécifiques d'entreprise pour la phase agricole : comme la quantification des émissions de GES varie également selon les quantités et le type d'énergie et les matériaux utilisés en amont et en aval de la production agricole, il est possible de fournir des résultats plus fidèles à partir des données spécifiques d'entreprise (Schaltegger, 1996; Bicalho *et al.*, 2012).

L'objectif principal de cette ACV est de comparer les émissions de GES d'une filière biodiesel fabriquée et consommée en France à partir d'huile de palme brésilienne avec celles du diesel conventionnel dans le contexte de la Directive EnR. En complément, nous comparons l'impact environnemental des différents modes productifs pratiqués lors de l'étape agricole du producteur examiné. Pour effectuer cette comparaison, nous avons pris comme référence les résultats de l'étude ADEME (2010a)¹⁴³ pour le diesel consommé en France.

Tableau 25. Récapitulatif des objectifs de l'étude

OBJECTIF 1	Comparer l'impact environnemental du biodiesel fabriqué et consommé en France à partir d'huile de palme d'un producteur brésilien avec celui du diesel ;
OBJECTIF 2	Comparer l'impact environnemental des différents modes productifs pratiqués dans l'étape agricole du producteur brésilien examiné.

L'objectif (2) constitue, en réalité, une extension de la comparaison proposée pour l'objectif (1). Par souci de clarté, nous avons décidé de les séparer les modes productifs. Rappelons cependant que l'exigence de la Directive EnR ne va pas au delà de la comparaison proposée dans l'objectif (1).

¹⁴³ ADEME (2010), Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France. Rapport final définitif.

Dans le but d'explicitier la pertinence des choix méthodologiques et des résultats achevés par rapport aux objectifs de l'étude, nous avons incorporé le lien entre les objectifs (1 et 2) et les actions menées dans chaque phase de l'étude à chaque fois que ceci se montrait approprié.

V.1.2. Le champ de l'étude

Le champ de l'étude concerne le système du produit et ses caractéristiques. Ainsi, les principales hypothèses prises en compte dans l'étude sont à développer lors de sa définition :

- l'unité fonctionnelle (Section V.1.2.1) ;
- le système du produit à étudier (Section V.1.2.2) ;
- les frontières du système (Section V.1.2.3) ;
- les facteurs temporels, géographiques et technologiques (Section V.1.2.4) ;
- le mode d'allocation considéré (Section V.1.2.5).

Les éléments de compréhension et les justifications concernant les hypothèses sont fournis dans la suite de cette section. Certains d'entre eux font référence à des aspects méthodologiques à considérer par rapport à la Directive EnR. Nous présentons donc, tout d'abord, la méthodologie de calcul de la Directive.

Le champ de l'étude et la Directive EnR : la méthodologie de calcul

Les résultats doivent provenir des émissions de GES résultant de la culture des matières premières agricoles jusqu'à la consommation du biocarburant dans le moteur. Le texte de la Directive EnR décrit la méthodologie pour le calcul de valeur réelle des émissions (art.19b) dans la partie C de son annexe V (Commission européenne, 2009a) (Eq. 1, Eq. 2).

$$E_B = e_{ec} + e_l + e_p + e_{id} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr} - e_{ee} \quad (\text{Eq.1})$$

Sachant que :

E_B = total des émissions résultant de l'utilisation du carburant;

e_{ec} = émissions résultant de l'extraction ou de la culture des matières premières;

e_l = émissions annualisées résultant de modifications des stocks de carbone dues à des changements dans l'affectation des sol;

e_p = émissions résultant de la transformation;

e_{td} = émissions résultant du transport et de la distribution;

e_u = émissions résultant du carburant à l'usage;

e_{sca} = réduction d'émissions due à l'accumulation du carbone dans les sols grâce à une meilleure gestion agricole;

e_{ccs} = réduction d'émissions due au piégeage et au stockage géologique du carbone;

e_{ccr} = réduction d'émissions due au piégeage et à la substitution du carbone; et

e_{ee} = réduction d'émissions due à la production excédentaire d'électricité dans le cadre de la cogénération.

Les émissions de GES sont calculées selon la formule suivante:

$$E_F = (E_F - E_b)/E_F \text{ (Eq.2)}$$

Sachant que :

E_F = total des émissions de GES du carburant fossile de référence

Les économies de GES par rapport aux carburants fossiles sont calculées selon (Eq. 2) avec 83,8 gCO₂eq/MJ comme valeur de référence pour les émissions de diesel fossile. La répartition des émissions de GES entre le produit et les co-produits est basée sur leur contenu énergétique. Les émissions de GES sont calculées en fonction de l'unité fonctionnelle de 1 mégajoule (MJ) de biocarburant et la répartition des émissions de GES entre le produit et les co-produits est basée sur leur contenu énergétique. Le texte de la Directive EnR indique également que la règle de «la neutralité carbone» doit être appliquée: le CO₂ émis dans l'atmosphère lors de la combustion du biocarburant dans le moteur (phase d'usage) n'est pas comptabilisé car il est considéré neutre en fonction du CO₂ absorbé par la plante lors de sa croissance.

Nous reviendrons sur certains aspects de la méthodologie de calcul lors de la description des choix méthodologiques dans les sections qui suivent.

V.1.2.1. L'unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est définie à partir d'une réflexion sur le service rendu par les produits. Elle constitue la fonction commune qui permet de comparer les impacts de deux produits (Jolliet *et al.*, 2010). La Directive EnR exige également le résultat par MJ d'énergie contenu dans le biocarburant. Afin de permettre une comparaison plus aisée des résultats de notre étude et de garder la cohérence par rapport à la Directive EnR nous avons calculé la contribution aux impacts pour la consommation d'un Mégajoule (MJ) de biocarburant.

Le résultat par km parcouru est également privilégié dans certains cas, fondé sur la fonction permettant au véhicule de parcourir un kilomètre¹⁴⁴.

V.1.2.2. Le système étudié et ses étapes

Le système principal étudié est celui du biodiesel produit et consommé en France à partir d'huile de palme brésilienne. Notre étude compare ce système au système du diesel conventionnel utilisé en France. Pour ce faire, au sein du périmètre, toutes les étapes du cycle de vie du biodiesel d'huile de palme sont prises en compte: de la production des matières premières (étape agricole) jusqu'à la combustion du carburant au sein d'un moteur conformément indiqué au texte de la Directive.

Tableau 26. Etapes du système de produit étudié

BODIESEL – PALME (Importation depuis le Brésil)
Phase agricole
Transport de la biomasse
Phase Industrielle 1 (Production d'huile brute)
Transport vers la France
Phase Industrielle 2 (estérification)
Distribution
Combustion dans le moteur

¹⁴⁴ L'étude de l'ADEME (2010), par exemple, présente les résultats pour un kilomètre parcouru et les ramène ensuite par mégajoule de biocarburant consommé.

Les spécificités des étapes du système ont été définies selon les tendances de la production d'huile de palme au Brésil par rapport à son exportation vers le marché Européen de biocarburants dans les prochaines années. Il n'était pas pertinent de penser au système du produit avec toutes ses étapes de production au Brésil parce que le pays ne va pas exporter du biodiesel à base d'huile de palme dans le court terme. L'état actuel de la production de biodiesel de palme brésilien est, en effet, dans sa phase initiale et le pays n'est pas encore à la mesure d'exporter ce biocarburant¹⁴⁵ (Cf. Chapitre IV). Ainsi, la filière biodiesel de palme étudiée obéit la configuration suivante : la production de l'huile au Brésil puis son transport vers la France où est réalisée la transformation de l'huile brute en biocarburant. Cette configuration correspond à celle existante actuellement en France qui importe l'huile brute de palme de l'Asie pour le transformer en biocarburant sur place.

Les systèmes comparés: biodiesel de palme du Brésil vs. diesel

Le système du biodiesel de palme brésilien comprend toutes les étapes de son cycle de vie, de la production de matière première (au Brésil) jusqu'à la combustion du carburant au sein d'un moteur (en France). Pour comparer ses impacts environnementaux à ceux du diesel conventionnel, il est nécessaire de prendre en compte le cycle de vie complet du diesel également (Tableau 27).

Tableau 27. Etapes des systèmes comparés: biodiesel palme BR et diesel

BIODIESEL – PALME	DIESEL CONVENTIONNEL
Phase agricole	Phase d'extraction
Transport de la biomasse	Transport du pétrole brut
Phase Industrielle 1	Raffinage
Transport vers la France	
Phase Industrielle 2 (estérification)	
Distribution carburant	Distribution
Combustion dans le moteur	Combustion dans le moteur

¹⁴⁵ Par ailleurs, le producteur brésilien que nous avons étudié est le seul à avoir produit du biodiesel à base d'huile de palme dans le pays. Cette production était réalisée uniquement à partir des résidus (acides gras) mais cela ne représente qu'une partie minimale de la récolte des fruits (environ 1%). Entre 2006 et 2010, Agropalma a eu une participation minimale, entre 0,02 à 0,74%, du total de la production de biodiesel au Brésil. Cette participation a été nulle en 2011 (César et Batalha, 2013).

Les deux scénarios présentés dans le tableau 27 recouvrent la même réalité fonctionnelle - celle de produire et consommer 1 MJ de carburant.

V.1.2.3. Les frontières du système

Les frontières du système déterminent quels sont les processus à examiner pour la réalisation de la fonction du produit. Cette délimitation est essentielle car, à la base, la chaîne des processus nécessaire à la mise à disposition des flux de matières est infinie pour chacun des intrants (extraction, fabrication du produit, construction des machines qui ont permis de fabriquer les infrastructures nécessaires pour l'extraction, etc.).

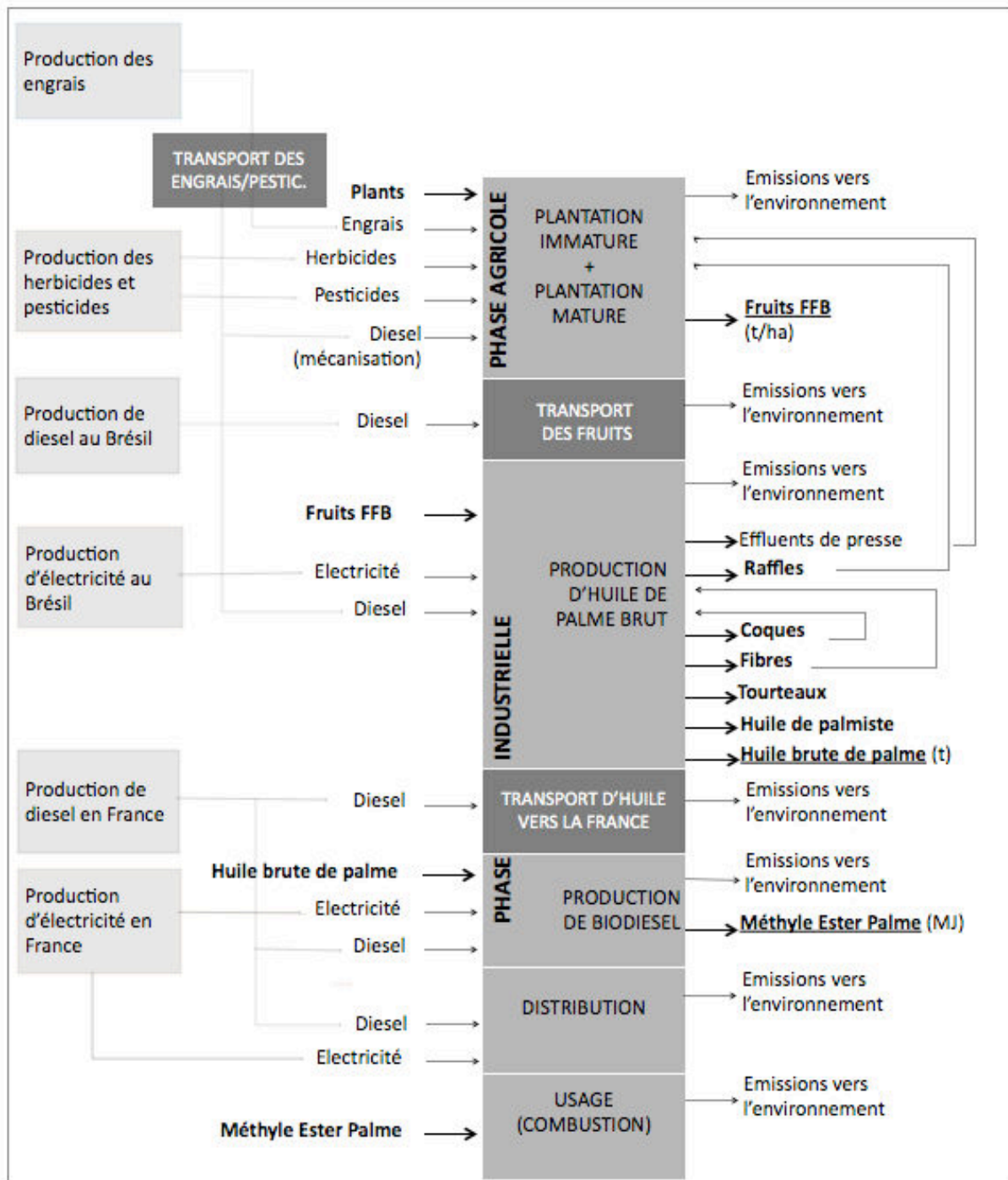
Dans la suite nous présenterons les frontières des systèmes pris en compte dans cette étude:

- du biodiesel produit à partir d'huile de palme brésilienne (Figure 27) ;
- du diesel fossile (Figure 28).

V.1.2.3.1. Les frontières du système étudié (biodiesel de palme du Brésil)

La figure 27 présente les frontières du système du biodiesel d'huile de palme (ester méthylique d'huile de palme) brésilien. Tous les processus nécessaires à la production du biodiesel brésilien ainsi que les flux (les intrants de la production et les sortants produits et émis vers l'environnement) sont représentés.

Figure 27. Les frontières du système étudié (biodiesel de palme brésilien)



Source : Elaborée par l'auteur.

La colonne du milieu représente les principales étapes du système productif. L'ensemble des flux de matière et énergie nécessaires pour rendre disponibles les quantités d'entrants (engrais, pesticides, herbicides, diesel, électricité, etc.) sont également pris en compte.

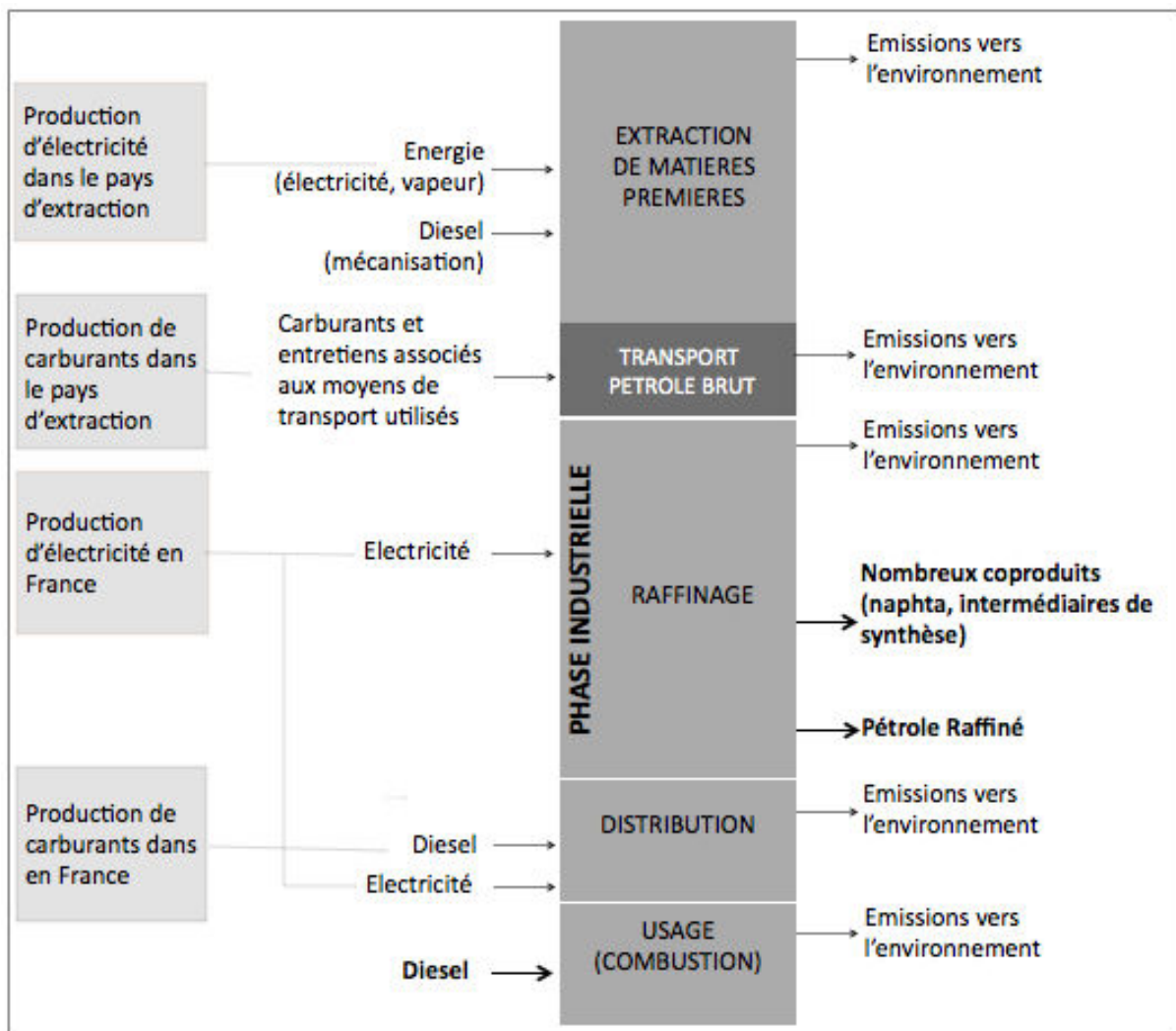
Certains processus n'ont pas été retenus dans le système¹⁴⁶. La production des semences et la pépinière ont été exclues car ces processus sont minimales en termes d'émissions de GES au cours du cycle complet ; d'après Choo *et al.* (2011), la pépinière représente environ 0,01% du bilan de GES. Comme l'étude porte uniquement sur l'évaluation des émissions de GES, on peut s'attendre à ce que ces processus manquants ne modifient pas les résultats. En cohérence avec la Directive EnR, l'amortissement des machines, des bâtiments agricoles et des sites industriels n'a pas été pris en compte également.

V.1.2.3.2. Les frontières du système de référence (diesel)

La figure 28 ci-après présente les frontières du système du diesel consommé en France. Tous les processus nécessaires à la production du diesel ainsi que les flux (les intrants de la production et les sortants produits et émis vers l'environnement) sont représentés.

¹⁴⁶ Normalement, de « règles d'affectation » doivent être appliquées pour justifier la prise en compte ou non de certains processus. Ces règles définissent un pourcentage seuil par rapport aux contributions en terme d'émissions d'un polluant, à un impact donné ou à la masse des intrants (Jolliet *et al.*, 2010). Par exemple, les règles d'affectation fixées dans le référentiel méthodologique ADEME (2008b) sur l'ACV des biocarburants indiquent la prise en compte uniquement des processus participant à plus de 2% de la consommation des ressources.

Figure 28. Les frontières du système de référence (diesel consommé en France)



Source: ADEME (2010a).

L'amortissement énergétique du matériel des sites industriels n'est pas pris en compte. Par contre, les amortissements intégrés dans les inventaires utilisés pour les sous-systèmes productifs (production des intrants) ont été laissés (ADEME, 2010a).

V.1.2.4. Les caractéristiques du système. Facteurs géographiques, temporels et technologiques

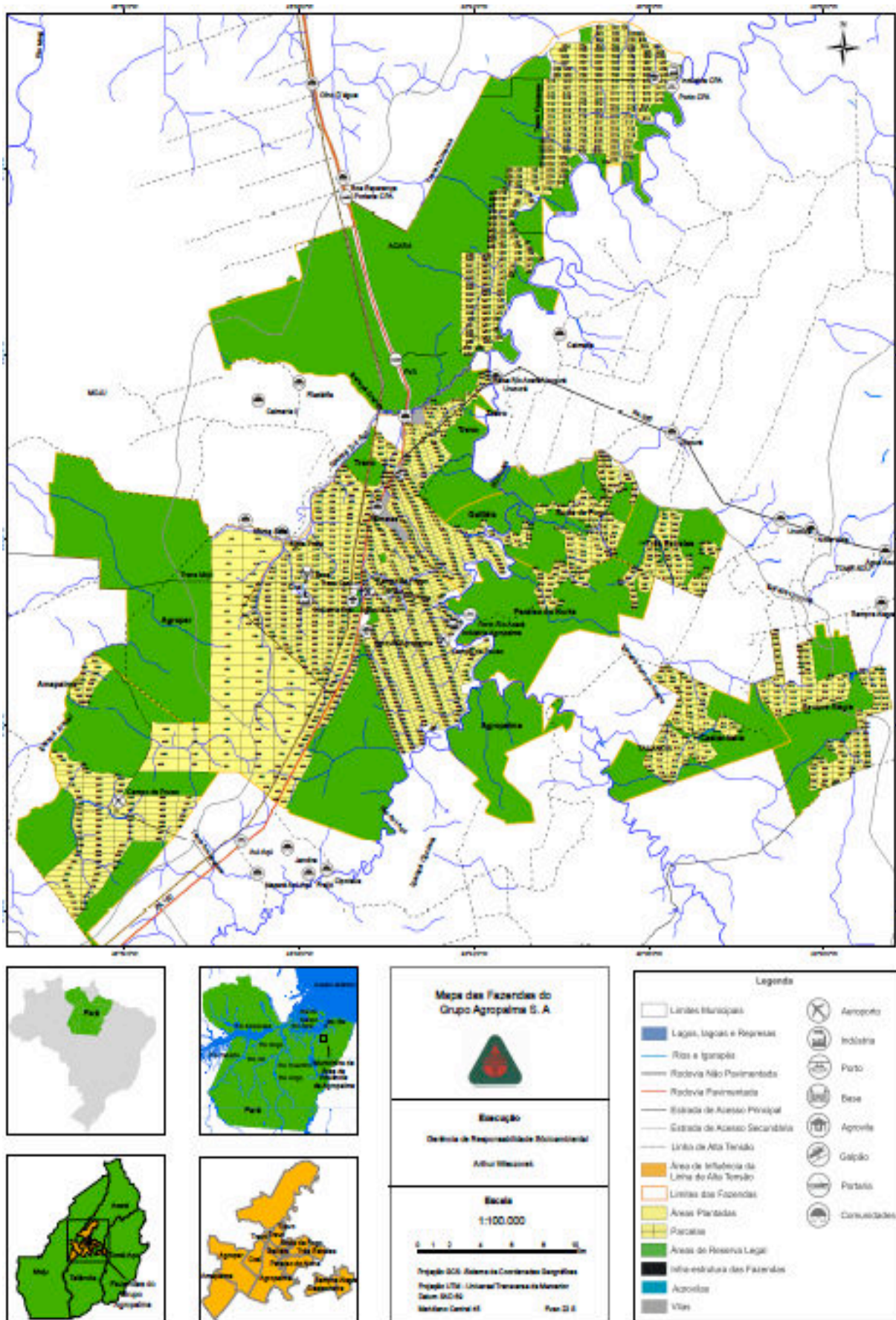
Des aspects géographiques, technologiques et temporels sont à souligner car, d'ordre facultatif, ils ont une influence importante sur les résultats. Ceux-ci sont liés notamment à la modélisation de la filière (Cf. Figure 27) ainsi qu'aux spécificités de chaque étape de production étudiées (localisation et caractéristiques). Dans cette étude, les caractéristiques importantes du système concernent la localisation des plantations, le changement d'affectation des sols, le cycle du palmier à huile et les spécificités du système de production au Brésil.

V. 1.2.4.1. Localisation des plantations et caractéristiques pédoclimatiques

La production de palmier à huile étudiée est localisée dans l'Etat du Para au Brésil. La surface totale de la plantation est de 39115 hectares. Les palmeraies d'Agropalma sont localisées dans quatre villages du Para – Acara, Moju, Tailândia e Tomé-açu – entre les coordonnées 2° 10' et 2° 45' S, 48° 35' et 48° 57' O. Le climat de cette région est de type tropical humide, avec une pluviométrie moyenne de 2500 mm par an. Les sols sont classés comme Ferralsols, à plus de 10 mètres, bien drainés, avec une teneur en argile variant de 15% à 35% (Base de données d'Agropalma, 2012).

A la fin de l'année 2009, la surface totale d'Agropalma était de 107000 hectares : la propriété se compose d'environ 60% de terres de forêt (aires en vert dans la figure 29) et 40% de plantations de palmeraies (aires en jaune dans la figure 29).

Figure 29. Localisation des palmeraies (Agropalma)



V. 1.2.4.2. Le changement d'affectation des sols (CAS).

La quantification des émissions doit tenir compte du changement d'affectation des sols (CAS) direct. L'entreprise a introduit de nouvelles plantations de palmier à huile pendant l'année 2009 : 2952 hectares sur de terres de pâturages (Wieczorek *et al.*, 2008). Ce changement sur l'affectation des sols a été pris en compte dans notre étude comme le recommande la Directive EnR (Eq. 3).

$$e_l = (CS_R - CS_A) * 3,664 * 1/20 * 1/P \text{ (Eq. 3)}$$

Sachant que

e_l = les émissions annualisées de GES résultant de modifications des stocks de carbone dues à des changements dans l'affectation des sols (exprimé en masse d'équivalent CO₂ par unité d'énergie produite par un biocarburant) ;

CS_R = le stock de carbone par unité de surface associé à l'affectation des sol de référence (exprimé en masse de carbone par unité de surface, y compris le sol et la végétation). L'affectation des sols de référence est l'affectation des sols en janvier 2008 ou vingt ans avant l'obtention des matières premières, si cette date est postérieur;

CS_A = le stock de carbone par unité de surface associé à l'affectation réelle des sols (exprimé en masse de carbone par unité de surface, y compris le sol et la végétation);

P = la productivité des cultures (mesurée en quantité d'énergie produite par un biocarburant par unité de surface par an).

V. 1.2.4.3. Cycle du palmier à huile et spécificités du système de production

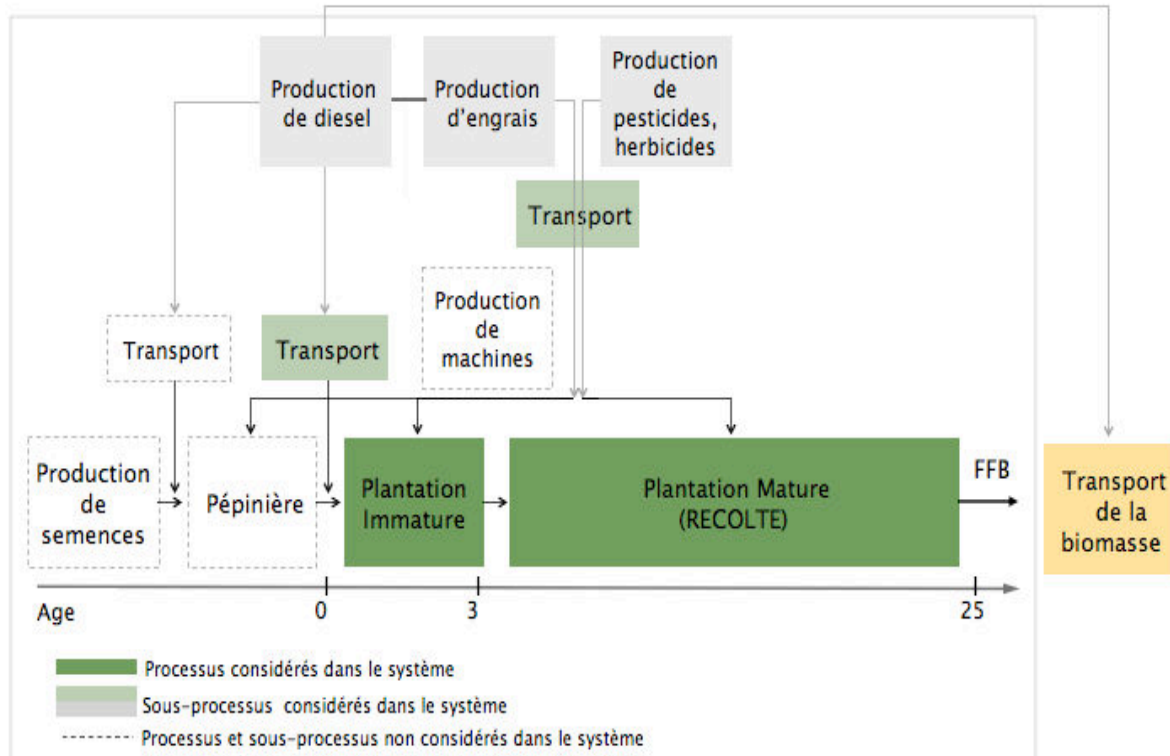
Le palmier à huile est une culture pérenne dont le cycle de vie dure entre 25 et 30 ans dans des conditions de plantation standard (Corley et Tinker, 2003; Choo *et al.*, 2011). La production agricole se compose de plusieurs étapes:

- la production de semences ;
- la production de plants en pépinière (de treize à seize mois) dans des sacs en polyethylene ;
- la plantation immature (palmiers jeunes de l'âge de zéro à trois ans) avec des rendements réduits ou nuls ;

- la plantation mature (palmiers adultes productifs de l'âge de trois à 25 ans) avec un rendement optimal.

La figure 30 illustre de façon plus précise les limites du système agricole.

Figure 30. Les frontières du système agricole du biodiesel de palme brésilien



L'ensemble de ces processus constitue la chaîne de production agricole. La plantation mature et la plantation immature sont prises en compte dans le système agricole évalué. Le système intègre également la production des intrants (pesticides, herbicides, fertilisants et diesel) ainsi que les étapes de transport intermédiaires. Comme évoqué antérieurement, la production de semences, la pépinière et la production des machines n'ont pas été prises en compte.

Au cours du cycle de 25 ans, les plantations immatures représentent 12% du total des plantations. En 2009, les plantations immatures d'Agropalma ont couvert environ 16% de la surface totale. Nous avons ainsi considéré que les plantations immatures et matures et les différents modes productifs étaient également répartis entre la plantation compte tenu de leurs pondérations respectives dans l'ensemble du cycle de culture pour le calcul du bilan global. Compte tenu de l'objectif (1) de l'étude, des données disponibles, et des proportions relatives des plantations immatures et matures en 2009, nous avons effectué une évaluation spatiale

pour la modélisation de la culture pérenne pour la quantification des émissions de GES (Bessou *et al.*, 2013).

En outre, nous réalisons des comparaisons par rapport à l'objectif (2). Ici chaque parcelle de plantation devient un système (agricole) à comparer selon le mode productif employé. Autrement dit, une partie du système étudié, la phase agricole, est divisée selon les modes de fertilisation, ce qui nous donne la possibilité de comparer leur impact.

Répartition des plantations selon les différentes pratiques culturales appliquées

Dans le système agricole établi, nous prenons en compte tous les flux d'entrée en énergie et matière utilisés pour la production d'une unité (tonne) de fruit frais FFB (Fruits Fresh Branch). Néanmoins, les besoins culturaux en éléments fertilisants et en produits phytosanitaires sont différents en fonction de l'âge de la plantation. Nous avons, ainsi, distingué les itinéraires techniques par rapport au type de fertilisation employé, la présence ou non des pesticides et la phase de la plantation (jeune ou mature) :

- fertilisation minérale avec usage de pesticides (immature) comprenant la fertilisation par engrais chimiques et l'application des pesticides. La fertilisation minérale est employée sur la totalité de la plantation immature (6379 hectares) ;
- fertilisation minérale avec usage de pesticides (mature) comprenant la fertilisation par engrais chimiques et l'application des pesticides. La fertilisation minérale est employée sur la majorité de la plantation mature (22871 hectares). Elle est néanmoins appliquée en quantités différentes pour la plantation mature et la plantation immature en fonction de leurs besoins spécifiques ;
- fertilisation organique-EFB (Empty Fruit Bunches) comprenant la fertilisation par les rafles et l'application des pesticides. La fertilisation organique-EFB est employée sur 995 hectares de la plantation mature ;
- fertilisation organique-EFB-BIO comprenant la fertilisation par les raffles uniquement (sans pesticides). La fertilisation organique EFB-BIO est employée sur la production biologique occupant 4151 hectares ;
- fertilisation organique-POME (Palm Oil Mill Effluents) comprenant la fertilisation par les effluents et l'application des pesticides. La fertilisation organique POME est employée sur 1000 hectares de la plantation mature ;

- sans fertilisation comprenant l'application des pesticides uniquement (aucun type de fertilisant n'est utilisé). La plantation âgée entre 23 et 25 ans occupant 4093 hectares ne reçoit aucun type de fertilisant.

Le tableau 28 synthétise les types de flux existants pour chacune de ces modalités culturales.

Tableau 28. Types des flux par rapport aux processus agricoles comparés du biodiesel palme BR

ANNEE 2009							TOTAL
PLANTATION	IMMATURE	MATURE					
TYPE DE FERTILISATION	MINERAL	MINERAL	ORGA BIO	ORGA EFB	ORGA POME	AUCUNE	MOYENNE PONDEREE
SURFACE	6379 ha	22871 ha	4151ha	995 ha	625 ha	4093 ha	39115 ha
ENTREES							UNITE
Engrais minéral	x	x	-	-	-	-	kg/ha
Engrais organ. EFB	-	-	x	x	-	-	kg/ha
Engrais organ. POME	-	-	-	-	x	-	kg/ha
Pesticides	x	x	-	x	x	x	kg/ha
Diesel	x	x	x	x	x	x	kg/ha
Essence	x	-	-	-	-	-	kg/ha

V. 1.2.4.4. D'autres aspects d'ordre technique

Selon les pratiques de production actuelles chez le producteur étudié au Brésil, e_{sca} , e_{ccs} , e_{ccr} , et e_{ee} (Eq.1) sont équivalents à zéro. En particulier, la capture de méthane à partir des effluents de presse qui permet de produire d'électricité et de réduire les émissions de GES dans certaines productions en Asie (Choo *et al.*, 2011; Pehnelt et Vietze, 2011) n'a pas encore été mis en place dans les usines de l'entreprise étudiée.

Avant d'être transformé en biocarburant, l'huile de palme brute passe par un processus de raffinage, avec utilisation de l'acide phosphorique. L'huile semi raffinée subit une transestérification par méthanol, en catalyse homogène. Ensuite, il y a une étape de séparation de l'ester méthylique (EMHV) de palme (biodiesel) et de la glycérine par lavage à l'eau.

V.1.2.5. La méthode d'allocation

Le biodiesel de palme n'est pas le seul produit résultant de la culture du palmier à huile et des étapes industrielles. D'autres produits marchands sont cogénérés à partir de ces étapes. Il est ainsi nécessaire d'imputer à chaque produit sa part de contribution aux impacts. Plusieurs possibilités d'allocation existent et elles peuvent avoir une influence importante sur les résultats (Jolliet *et al.*, 2010).

Les méthodes principales d'allocation sont la méthode par substitution et les méthodes par prorata. La méthode par substitution attribue un bonus au produit évalué A en fonction des émissions évitées par un coproduit B qui se substitue à un produit similaire B' (Jolliet *et al.*, 2010). Les méthodes au prorata répartissent les charges du produit évalué entre les différents produits cogénérés lors des processus du système. Ces méthodes sont appliquées sur la base des masses valorisées, des contenus énergétique ou des valeurs économiques.

Comme le but de la production des biocarburants vise une valorisation énergétique de la biomasse, la Directive EnR indique qu'il faut répartir les impacts entre produits et coproduits au prorata énergétique. Le tableau 29 illustre ce mode d'allocation (au prorata énergétique) employé dans cette étude. Il consiste à multiplier la masse des produits de chaque étape par son PCI à sec.

Tableau 29. Proratas énergétiques appliquées étape par étape

ETAPE	PRODUIT	MASSE	PCI	CALCUL	Facteur d'allocation
BIOMASSE - EXTRACTION	Huile brute de palme	0,24 kg hb/ kg de fruit	36,0	$0,24 \cdot 36 / 0,022 \cdot 17,1 + 0,24 \cdot 36$	94,5 %
	Tourteau	0,022 kg hb/ kg de fruit	17,1	$0,022 \cdot 17,1 / 0,24 \cdot 36 + 0,022 \cdot 17,1$	5,5 %
SEMI-RAFINAGE	Huile neutre	0,97 kg hn/ kg de hb	36	$0,97 \cdot 36 / 0,04 \cdot 36 + 0,97 \cdot 36$	96 %
	Huiles acides	0,04 kg hn/ kg de hb	36	$0,04 \cdot 36 / 0,04 \cdot 36 + 0,97 \cdot 36$	4 %
BIODIESEL ESTERIFIC.	Biodiesel	0,98 kg bc/ kg de hn	37,2	$0,98 \cdot 37,2 / 0,12 \cdot 16,6 + 0,98 \cdot 37,2$	95 %
	Glycérine	0,12 kg gl/ kg de hn	16,6	$0,12 \cdot 16,6 / 0,12 \cdot 16,6 + 0,98 \cdot 37,2$	5 %
	Huiles acides	0	36		0 %
DISTRIBUT.	Biodiesel				100 %

V.2. L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)

La deuxième étape de la réalisation d'une ACV est l'établissement de l'inventaire du cycle de vie (ICV). L'ICV quantifie les flux de matières et d'énergie entrant et sortant du système conçu antérieurement. Une fois consolidé, l'ICV constitue la base de données pour l'évaluation des impacts.

L'ICV constitue l'étape la plus laborieuse de l'étude, notamment quand les données primaires sont privilégiées. Dans les sections suivantes, nous présentons l'ICV conçu pour cette étude. Nous allons également fournir ses caractéristiques (la nature et la représentativité des données) et expliquer son processus de construction (la collecte, le traitement, la vérification et le calcul des émissions). En raison de l'importance de la fertilisation sur l'impact évalué – émissions de GES – les exemples fournis sur le processus de construction de l'ICV concernent particulièrement les données référents aux engrais.

V.2.1. Spécificités de l'inventaire: mise en perspective par rapport aux objectifs de l'étude

L'inventaire de flux que nous avons construit est relatif au système de production étudié (biodiesel issu d'huile de palme brésilienne) (Cf. Figure 27). Une première partie de l'inventaire, de l'étape agricole jusqu'à la phase de transformation puis le transport de l'huile brute vers la France, a été créée principalement à partir de données primaires collectées sur le terrain. Une deuxième partie, qui concerne les étapes de production ayant lieu en France, a été reprise de l'étude ADEME (2010a). Ceci a été possible car l'ICV des étapes réalisées en France est en principe identique pour la filière biodiesel d'huile de palme (Asie) (présente dans l'étude ADEME) et la filière brésilienne étudiée¹⁴⁷. Autrement dit, l'ICV du biodiesel issu d'huile de palme brésilienne (Cf. Objectif 1, Tableau 25) comprend toutes les phases du cycle de vie du biocarburant mais l'ICV effectivement créé s'arrête après le transport de l'huile vers la France puisque l'ICV des étapes réalisées en France est déjà disponible dans ADEME (2010a). Pour la comparaison des modes de culture (Cf. Objectif 2, Tableau 25), l'ICV se restreint à la phase agricole. A l'échelle agricole, les données correspondent à celles de (1), mais l'impact est réparti en fonction de la fertilisation employée dans les parcelles de la plantation.

¹⁴⁷ à partir du moment où l'huile de palme est sur le territoire français les processus sont identiques pour la filière palme Brésil et la filière palme Asie.

La présente section traite spécifiquement de la partie de l'inventaire créé à partir des données spécifiques de la filière étudiée (illustrée en couleur grise dans la figure 31). Les éléments de compréhension pour l'ensemble de l'inventaire sont néanmoins fournis.

La figure 31 illustre le périmètre de l'inventaire créé et sa mise en perspective par rapport aux différentes comparaisons (1 et 2) proposées.

Figure 31. Mise en perspective de l'ICV par rapport aux objectifs de l'étude

OBJETIF 1 BIODIESEL – PALME (BR) X DIESEL CONVENTIONNEL		OBJETIF 2 BIODIESEL – PALME (BR)					
Phase Agricole	Phase d'extraction	Phase Agricole					
Transport de la biomasse	Transport du pétrole brut	1	2	3	4	5	6
Phase industrielle 1 (Production d'huile brute)							
Transport vers la France	Raffinage						
Phase Industrielle 2 (transestérification)							
Distribution	Distribution						
Combustion dans le moteur	Combustion dans le moteur						

V.2.2. La nature des données

L'ICV rassemble des données primaires et secondaires. Les données primaires sont les données spécifiques au cas étudié, récoltées directement sur le champ productif (ou fournies par les producteurs). Les données secondaires sont issues de la littérature et de bases de données ACV. Dans un souci de qualité, les données primaires doivent être privilégiées pour la construction de l'inventaire et les données manquantes complétées par des données secondaires (Jolliet *et al.*, 2010).

Une bonne partie du système principal (de l'étape agricole jusqu'à l'étape de transport vers la France) est constituée essentiellement par des données primaires (Tableau 30). Ces données représentent les flux directs de la production : les quantités consommées de carburants, d'engrais, de pesticides, etc.

Tableau 30. Origine des données spécifiques d'entreprise (données primaires)

Données spécifiques d'entreprise		Origine
Engrais minéraux	N (kg N/ha)	Plantation immature : mesures présentes dans des tableaux Excel (Dept. Implantation Agricole) ; et mesures présentes dans le Système d'information de gestion (SIGLA) Plantation mature : mesures présentes dans des tableaux Excel (Dept. Fertilisation et Dept. R&D)
	P (kg P2O5/ ha)	
	K (kg K2O/ ha)	
	Mg (kg MgO/ha)	
Engrais organ.	N (kg/ha)	Mesures présentes dans des tableaux Excel (Dept. Fertilisation et Dept. R&D)
	P (kg P2O5/ ha)	
Pestic.	Glyphosate	Mesures présentes dans des tableaux Excel (Dept. Contrôle Chimique)
	Acephate	Mesures présentes dans des tableaux Excel (Département Contrôle Phytosanitaire)
Carburants	Diesel – Mécanisation (préparation du sol)	Estimations à partir des contrats commerciaux avec de sous-traitants: en fonction des heures ou hectares travaillées
	Diesel – Mécanisation (générale)	Mesures présentes dans des tableaux Excel (Dept. Implantation Agricole)
	Diesel – Transport fruits	Mesures présentes dans le Système d'information de gestion (SIGLA)
	Essence - Gasoil - Mécanisation	
	Essence - Ethanol - Mécanisation	
	Diesel - Usinage	Mesures présentes dans le Système d'information de gestion (SIGLA)
Autres	Electricité - Usinage	(logiciel ArcGIS)
	Distances parcourues	

Les données des étapes de transformation de l'huile en biodiesel (estérification), de distribution et d'utilisation du biocarburant, ayant toutes lieu en France, correspondent aux données reprises de l'étude ADEME (2010a). Les données inventoriées de ces étapes ont été fournies aux réalisateurs de l'étude par des industriels français¹⁴⁸.

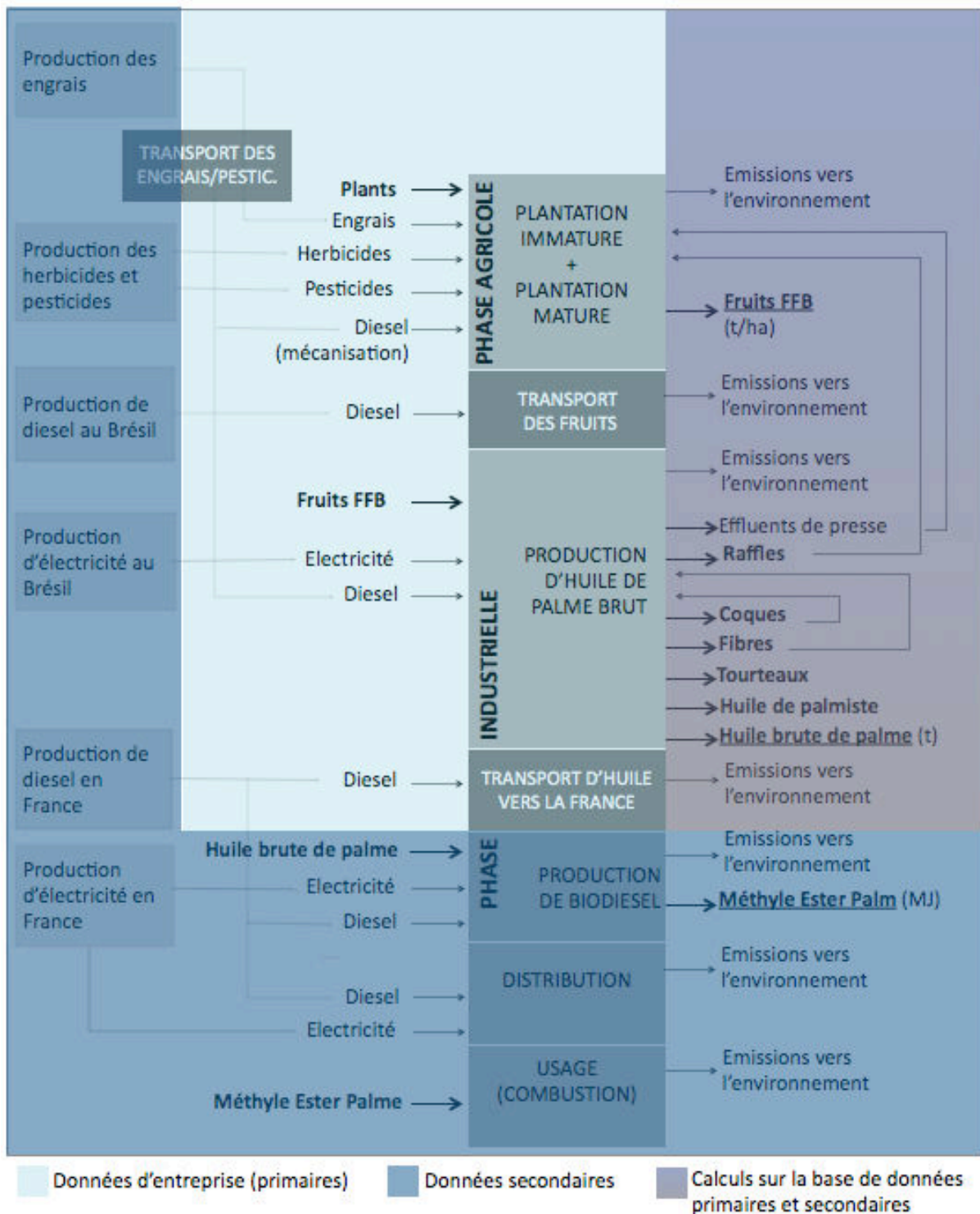
Les données concernant tous les processus en amont sont de nature secondaire, extraites de la base des données Ecoinvent (versions 1.1 et 2.0). Finalement, les données concernant les

¹⁴⁸ PROLEA et BIOCAR

émissions polluantes résultent des calculs effectués à partir des données primaires (les entrants) et des données secondaires (modèles de calcul et facteurs d'émissions).

La figure 32 présente la nature (primaire ou secondaire) des données pour cette étude par rapport au système principal, aux systèmes d'arrière plan et au calcul des sorties.

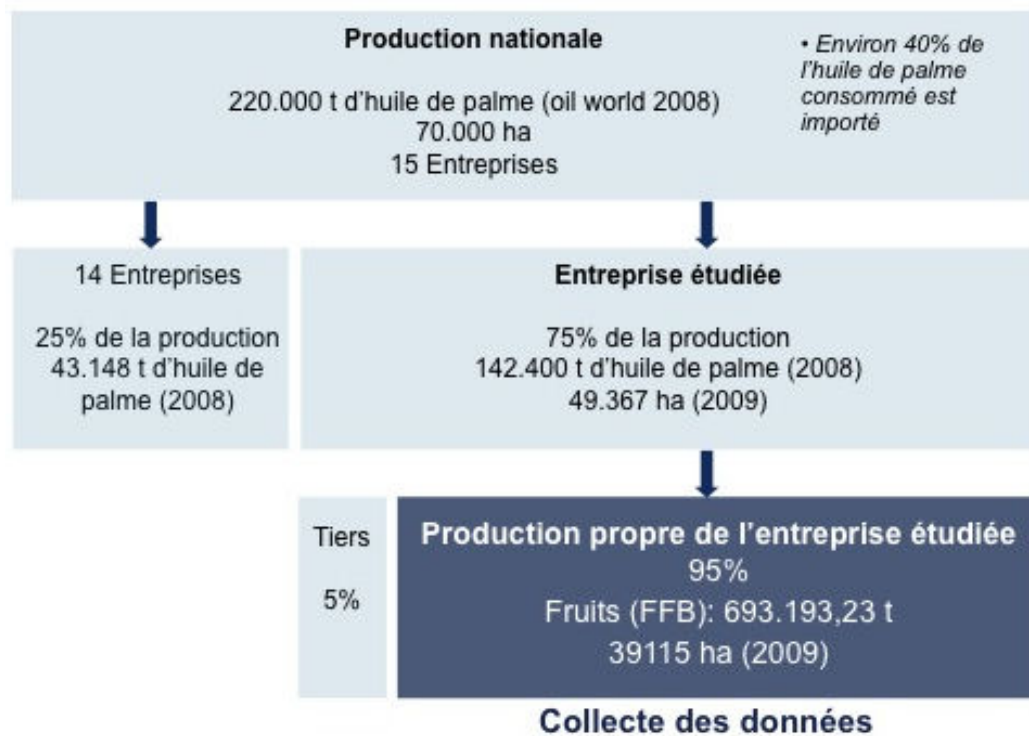
Figure 32. Nature des données par rapport au système étudié



La représentativité des données primaires

Les données primaires de l'inventaire, de l'étape agricole à l'étape de transformation des fruits en huile brute, ont été collectées directement sur le site. Le producteur étudié détient la plus grande partie de la production d'huile de palme au Brésil: 75% de la production en 2009. Cet aspect confère à notre ACV un caractère local, diminuant l'incertitude des résultats. La représentativité des données primaires récoltées est illustrée par la figure ci-dessous.

Figure 33. Représentativité des données primaires



Nous avons pris en compte uniquement la production réalisée dans les propriétés de l'entreprise, excluant de l'étude la production de tiers (producteurs indépendants et petits planteurs qui vendent les fruits récoltés à l'entreprise). Ce choix se justifie par deux raisons :

- les entreprises qui investissent dans la production de biodiesel d'huile de palme au Brésil tendent à suivre un modèle agricole bien plus proche du modèle pratiqué dans les terres de l'entreprise étudiée que du mode de production des petits producteurs ;
- même si la production de tiers représente une minorité de 5% de la production totale d'huile de l'entreprise étudiée, sa prise en compte serait irréaliste. Ces producteurs tiers n'adoptent pas les mêmes techniques de production, ce qui impliquerait la réalisation de plusieurs ACV. Ceci ne serait pas réaliste en fonction des contraintes de temps que nous avons pour la réalisation de l'étude.

V.2.3. L'élaboration de l'inventaire

L'ICV est constitué, d'une part, des flux élémentaires de matière et d'énergie et d'autre part des émissions polluantes. Dans l'inventaire des intrants, les flux correspondent aux éléments exerçant une influence importante sur les émissions polluantes. Dans l'inventaire des sortants, les émissions polluantes sont considérées en fonction du type d'impact pris en compte dans l'étude. Dans la présente section nous allons présenter l'inventaire des intrants et des sortants du système ainsi que les éléments essentiels de leur processus de création.

V.2.3.1. L'inventaire des intrants

L'inventaire des intrants est constitué des flux directs liés aux étapes du cycle de vie du produit (engrais, produits phytosanitaires, carburants, électricité, etc.) et des flux indirects liés à la production de ces intrants (production des engrais, production des carburants, etc.). Conformément illustré dans la figure 32, la nature des données est différente pour ces flux.

Les flux directs constituent les quantités d'intrants du système (engrais, produits phytosanitaires, carburants, électricité, etc.). Dans notre étude ceux-ci sont relatifs aux données primaires recueillies au sein d'Agropalma. Le tableau 31 recense les flux directs de la phase agricole.

Tableau 31. Paramètres intrants de l'ICV (étape agricole)

PARAMETRES (INTRANTS)	SOURCES
Rendements (fruits FFB)	Entreprise étudiée Données (primaires) spécifiques de la production brésilienne
Engrais N minéral	
Résidus de culture	
Engrais P2O5 minéral	
Engrais K2O minéral	
Engrais N organique	
Engrais P2O5 organique	
Engrais K2O organique	
Produits phytosanitaires	
Diesel (mécanisation)	
Electricité	

Les flux indirects sont liés à la production des intrants. Ils constituent les inventaires situés en amont qui existent déjà dans des bases des données d'ACV. Nous avons repris ces données secondaires d'Ecoinvent qui est une base de données d'ACV très répandue et reconnue au niveau mondial. Ecoinvent contient les inventaires d'une diversité de composés. Par exemple, par rapport aux engrais, une fois que les données exprimées en kg/ha (kg N/ha ; kg P₂O₅/ha ; kg K₂O/ha et kg MgO/ha) sont inventoriées (flux directs), les données correspondantes aux émissions pour chaque kg de composé chimique sont issues de cette base des données.

Avant de présenter l'inventaire des intrants, nous parlerons plus en détail de la création de l'inventaire à partir des données primaires au travers d'exemples concernant le traitement et la vérification des données.

V.2.3.1.1. Le traitement des données primaires

Les données récoltées sont des données brutes sur les rendements annuels, les quantités totales d'engrais et de pesticides utilisés, les quantités en litres de diesel consommés pour le transport de fruits et pour la mécanisation, etc. De ce fait, avant de passer au calcul des émissions, on doit procéder au traitement de ces données pour les convertir selon les paramètres d'entrée et pour les ramener à une unité commune (par exemple en kg/ha/an pour les intrants de la phase agricole). A titre d'illustration, nous donnons l'exemple du traitement d'information concernant les quantités d'engrais (Tableau 32).

Tableau 32. Exemple de données brutes récoltées (extrait de la liste qui recense les engrais minéraux consommés en 2009)

ENTREE	ANNEE	COMMENTAIRES	Date et Source
Fertilisants	2009	Quantités (t)	07/09/10 Source: Chef du Service de fertilisation minérale
1. (03-09/02-24) + 2,8% Mg c/ kieserita		1533	
2. (03-05/01-28) + 1,2% Mg c/ kieserita		3204	
3. (05-10/03-19) + 2% Mg c/ kieserita		4211	
4. X		x	
5....		...	
TOTAL		total (t)	

Le tableau 32 contient des exemples des données brutes sur la consommation d'engrais. Ces données constituent un extrait de la liste qui nous a été fournie concernant les fertilisants appliquées sur les surfaces plantées en 2009.

A partir de ce premier jeu des données, nous avons converti les quantités d'entrée en tonnes par kilo et par composant chimique: azote (N) - phosphore (P) - Potassium (K) - Magnésium (Mg), selon leurs pourcentages correspondants indiqués dans les formules des fertilisants de la liste. A l'exception de l'azote (N), qui doit rester sous la forme de N, les quantités totales calculées pour P, K et Mg ont été, ensuite, converties sous les formes à considérer dans l'inventaire: le phosphore (P) sous forme de P₂O₅, le Potassium (K) sous forme de K₂O et le magnésium (Mg) sous forme de MgO. Finalement, nous avons divisé les quantités totales trouvées par le nombre d'hectares sur lesquels ces fertilisants minéraux ont été appliqués en 2009 (Tableau 33).

Tableau 33. Traitement des données : entrées en engrais minéral (phase mature de production)

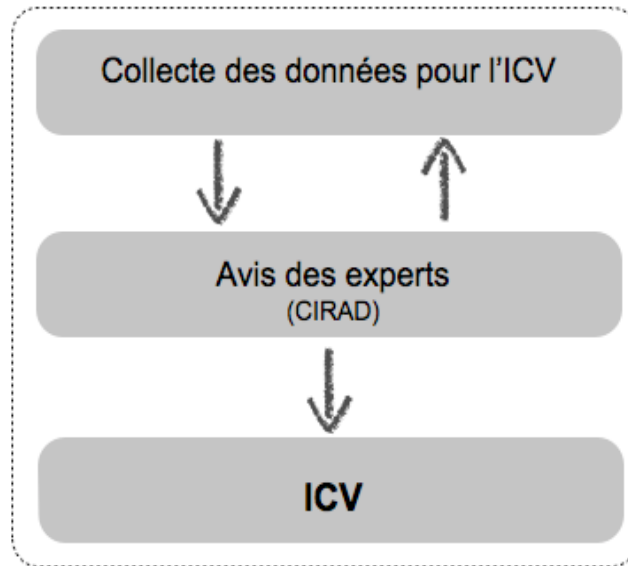
ENTREES (2009)	CALCULS (moyenne par hectare sur la surface totale de 39115 ha)				
	QUANTITE (t)	N (kg)	P (kg)	K (kg)	Mg (kg)
1. (03-09/02-24) + 2,8% Mg c/ kie.	1533	1533 * 0,3 * 1000	1533 * 0,9 * 1000	1533 * 24 * 1000	1533 * 2,8 * 1000
2.
TOTAL: N,P,K,Mg (kg)		Σ N	Σ P	Σ K	Σ Mg
	QUANTITE (t)	N (kg)	P (kg/haP2O5)	K (kg/ha K2O)	Mg (kg/ha MgO)
TOTAL: N, P2O5, K2O, MgO (kg/ha)		N/ ha totales	P * 2,29/ ha totales	K * 1,2/ ha totales	Mg*1,66 / ha totales

V.2.3.1.2. La vérification des données primaires

La collecte de données fiables est un aspect difficile à traiter. Dans notre cas, elle est encore plus sensible pour la phase agricole notamment quand il s'agit des apports d'engrais. L'émission de protoxyde d'azote à partir des engrais azotés est généralement l'aspect le plus impactant de cette étape en matière d'effet de serre (ADEME 2008b, ADEME 2010a). En conséquence, nous avons procédé à une vérification des données avec la collaboration des

chercheurs spécialistes de la culture du palmier à huile¹⁴⁹. La figure ci-dessous représente le processus de vérification des données primaires.

Figure 34. Processus de vérification des données



En ce qui concerne les données d’engrais, les experts nous ont recommandé de mener d’abord une discussion sur les valeurs préliminaires. Celles-ci ont été présentées lors d’une réunion d’équipe¹⁵⁰ en comparaison avec les données d’autres études conduites en Malaisie et Indonésie. Cette comparaison a mis en évidence un écart considérable entre les quantités de phosphore et d’azote minéral (environ 60% en moins dans le cas de l’azote) appliquées pour la filière étudiée par rapport à celles de l’Asie. Les remarques des experts sur cet aspect ont été les suivantes :

- les valeurs concernant les apports de phosphore (P) paraissent faibles par rapport au sol de la région étudiée (connu pour son faible contenu en phosphore) ;
- les valeurs concernant les apports d’azote (N) paraissent faibles par rapport aux besoins habituels du palmier à huile et par rapport aux pratiques effectuées par les producteurs asiatiques ;

¹⁴⁹ La vérification des données a constitué une des formes d’appui scientifique qu’a permise la collaboration scientifique avec l’Unité de Recherche Performance des Systèmes de Culture des Plantes Pérennes du Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD).

¹⁵⁰ Réunion d’équipe du 27 janvier 2011.

- malgré la constatation des valeurs faibles pour N et P, il n'a pas été possible de dire que celles-ci étaient fausses, puisque les modes de production peuvent être très variables en fonction des conditions locales.

Suite à ces remarques nous avons réalisé une vérification plus fine de ces données au travers de plusieurs actions de vérification. Nous avons également cherché des informations complémentaires pouvant être utiles à la confirmation (ou non) des valeurs trouvées antérieurement. Le tableau ci-dessous présente les actions de vérification ainsi que les constats retirés.

Tableau 34. Actions de vérification des données d'entrée (engrais)

ACTIONS DE VERIFICATION DES DONNEES (engrais)	CONSTATS
1) Recalcul des données.	. Des erreurs de calculs ont été constatées pour les quantités d'entrée en phosphore.
2) Vérification auprès de l'entreprise : Vérification de la source Discussion menée au sein de l'entreprise dans le but de: - vérifier les raisons particulières des apports d'engrais réduits; - comprendre les critères pris en compte pour l'application des fertilisants.	. La liste fournie était correcte ; . Les plantations âgées à partir de 22 ans, ne reçoivent pas d'engrais minéraux (soit 4093 ha, plus de 10% de la surface plantée (2009) ; . Les critères utilisés pour l'application des engrais au Brésil et en Asie ne sont pas identiques.
3) Croisement des données : comparaison entre les quantités de fertilisant recommandées et les quantités effectivement appliquées.	. Les quantités d'azote effectivement appliquées ont été 25% inférieures aux doses planifiées (pour des raisons stratégiques).
4) Croisement des données : comparaison entre les quantités de fertilisant recommandées de l'entreprise étudiée et celles d'un autre producteur de la même région.	Les recommandations sont basées sur les mêmes critères et les quantités recommandées sont similaires entre les deux entreprises.

Les actions de vérification nous ont permis à la fois de corriger et de renforcer la robustesse des données. Dans l'exemple concerné, la faiblesse des quantités de phosphore trouvées résultait d'une erreur de calcul. Les faibles valeurs trouvées pour l'azote étaient bien correctes et ont été justifiées :

- d'une part, par la non similarité des critères d'application des engrais au Brésil et en Asie. La recommandation de l'application d'engrais azotés chez le producteur brésilien est basée sur la restitution de N perdu par accumulation dans les fruits (Veiga *et al.*, 2001), ce qui n'est pas forcément similaire chez les producteurs asiatiques ainsi que d'autres pays producteurs en Afrique qui repose généralement sur le diagnostic foliaire et des essais de fertilisation (Tampubolon *et al.*, 1990 ; Caliman *et al.*, 1994 ; Rafflegeau *et al.*, 2010). En outre, les plantations âgés de plus de 22 ans (ce qui correspond à plus 10% de la surface plantée en 2009) ne reçoivent pas d'engrais minéraux ;
- d'autre part, dans l'année de référence (2009), le producteur brésilien avait décidé d'appliquer 25% en moins d'engrais azotés par rapport à la quantité planifiée¹⁵¹. Dans le calcul principal nous avons gardé la quantité réelle d'engrais azoté appliquée en 2009, mais en vue de tenir compte de cette réduction (qui n'est pas une situation classique) nous avons effectué une analyse de sensibilité majorant de 25% les engrais appliqués en 2009.

IV.2.3.1.3. L'inventaire consolidé des intrants

La production moyenne par hectare sur toute la plantation en 2009 est de 17,72 tonnes de fruits frais (Fresh Fruit Bunches - FFB) par hectare, soit un rendement réel de plantation mature d'environ 21 tonnes de FFB par hectare. Les apports moyens d'engrais et pesticides (plantations immatures et matures), carburants et énergies sont présentés dans le tableau 35 (dernière colonne) qui présente l'ICV consolidé des intrants de l'étape agricole.

¹⁵¹ Les raisons de cette diminution ont été exposés mais ne peuvent pas être ici spécifiées en vue de la confidentialité de l'information.

Tableau 35. Inventaire des entrées de l'étape agricole

ANNEE 2009 - ETAPE AGRICOLE							
PRODUCTIVITE	FFB						17,72 t/ha
PLANTATION	IMMAT.	MATURE					TOTAL
TYPE DE FERTILISATION	MINER.	MINER.	ORGA BIO	ORGA EFB	ORGA POME	AUCUN	
SURFACE	6379 ha	22871 ha	4151 ha	995 ha	625 ha	4093 ha	39115 ha
ENTREES							MOYENNE PONDEREE
ENGRAIS MINER.	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
N (kg N/ha)	36,30	68,24	-	-	-	-	45,82
P (kg P ₂ O ₅ /ha)	53,45	124,68	-	-	-	-	81,62
K (kg K ₂ O/ha)	69,87	297,42	-	-	-	-	185,3
Mg (kg MgO/ha)	5,40	31,48	-	-	-	-	19,3
ENGRAIS ORGA	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
N (kg/ha) EFB	-	-	141,91	141,91	-	-	18,67
N (kg/ha) POME	-	-	-	-	846,39	-	13,52
N (kg/ha) Total							32,2
P (kg P ₂ O ₅ /ha) EFB	-	-	38,61	38,61	-	-	5,07
P (kg P ₂ O ₅ /ha) POME	-	-	-	-	306,04	-	4,89
P (kg P ₂ O ₅ /ha) Total							9,96
PESTICIDES	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Glyphosate	0,94	0,66	-	0,66	0,66	0,66	0,63
Acéphate	-	0,16	-	0,16	0,16	0,16	0,12
DIESEL	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Mécanisation	45,32	43,78	43,78	43,78	43,78	43,78	44,03
Transport fruits		40,62	40,62	40,62	40,62	40,62	33,99
ESSENCE BR	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
Gasoil (75%)	2,93	1,56	1,56	1,56	1,56	1,56	1,79
Ethanol (25%)	1,04	0,55	0,55	0,55	0,55	0,55	0,63

Les données présentées dans le tableau 35 ont été calculées sur la base des données fournies par l'entreprise, à l'exception des engrais organiques, pour lesquels nous nous sommes servi également de données présentes dans la littérature (Schmidt, 2007). La fertilisation organique provient des résidus des récoltes. Dans le cas étudié, l'apport d'engrais organiques comprend de l'azote N et du phosphore P contenu dans les raffles (Empty Fruit Bunches - EFB) et les effluents des usines (Palm Oil Mill Effluents - POME). En 2009, 40 tonnes de EFB¹⁵² ont été appliquées sur 5146 hectares de plantations matures. Sachant que 1 tonne de EFB contient 3,2 kg de N et 0,38 kg de P (Schmidt, 2007 ; p.95), nous avons une entrée de 18,6 kg de N et 5 kg de P (kg P₂O₅) à partir des EFB.

Les données précises sur le montant des POME appliqués dans les plantations n'ont pas pu être collectées à partir de la base de données d'Agropalma. Nous avons ainsi appliqué les valeurs proposées par Schmidt (2007, p.95) concernant la part des POME sur 1 tonne d'huile brute (0,67) et les teneurs de N et P dans les POME.

Les tableaux suivants correspondent à la phase d'usinage et de transport de l'huile vers la France

Tableau 36. Inventaire des entrées de l'étape de transformation

ANNEE 2009/ ETAPE INDUSTRIELLE I	
PRODUCTIVITE	0,204 kg huile brute/ kg FFB
ENTREES	MJ/ha
Diesel	1728,94
Electricité	342,41

Tableau 37. Inventaire des entrées de l'étape de transport vers la France

ANNEE 2009/ TRANSPORT BR-FR	
ENTREES (parcours)	km
Route	24
Transport maritime	7436
Transport fluvial	65

¹⁵² La quantité de 40 t/ha de EFB inclut les EFB provenant des plantations des tiers en raison de 7%. Sachant que, à Agropalma, le contenu des EFB dans les fruits (FFB) est de 27,57%, un ajout de 1,9% sur les émissions de la phase agricole a été considéré pour compenser l'utilisation des EFB provenant des producteurs tiers.

Le transport de l'huile de palme brute en provenance du Brésil (Tailândia, Pará) jusqu'à la France (port de Marseille) comprend 24 km de route, 65 km de transport fluvial et 7436 km de transport maritime depuis le Brésil. Les distances locales ont été informées par les producteurs et les distances de ports d'outre-mer (port de Belém jusqu'au port de Marseille) ont été calculés à l'aide d'un outil de calcul adapté en ligne¹⁵³.

V. 2.3.2. L'inventaire des sorties

Une fois que l'inventaire des intrants est conclu, on passe à l'inventaire des sortants. Celui-ci présente les quantités de polluants émis par les intrants.

Pour l'inventaire des sortants, on se sert des données primaires (de l'inventaire des intrants) ainsi que des données de nature secondaire (facteurs d'émission et modèles de calcul) pour calculer les émissions. Le tableau ci-dessous présente les paramètres pris en compte liés à l'inventaire des sorties ainsi que les sources secondaires utilisées pour calculer les émissions.

Tableau 38. Paramètres liés à l'inventaire des sorties (étape agricole)

PARAMETRES (SORTANTS)	SOURCES (DES DONNEES SECONDAIRES) POUR LES FACTEURS D'EMISSIONS ET MODELES DE CALCUL (filère palme Brésil)
Emissions N2O	Calcul IPCC
Emissions NH3	Calcul IPCC
Emissions NOx	Calcul IPCC
Emissions Pesticides	CORINAir (dans ADEME, 2010a)
Emissions Nitrates	Littérature
Emissions El. traces	Littérature
Emissions COV	Estimation BIOIS
Emissions CO2 mécanisation	(Macedo <i>et al.</i> 2008) pour les facteurs d'émission pour le diesel, l'essence et l'éthanol utilisés au Brésil

V.2.3.2.1. Le calcul des sorties

La réalisation du calcul des émissions nécessite l'utilisation des facteurs d'émissions correspondants aux intrants ainsi que des modèles de calcul.

¹⁵³ <http://www.searates.com/reference/portdistance/>

Pour rester dans le cas spécifique des engrais, nous présentons dans le tableau 39 les formules utilisées pour les calculs des émissions dans l'air concernant la fertilisation azotée (qui peuvent dégager des quantités importantes de substrats azotés non absorbés par les cultures et donner lieu à des pertes gazeuses sous forme de NH₃, de NO_x ou de N₂O).

Le calcul des émissions atmosphériques liées à l'azote doit intégrer les entrées d'azote (N) minéral et les quantités de (N) organique et de (N) des résidus de la culture précédente¹⁵⁴. Ces calculs impliquent, en outre, la prise en compte des facteurs d'émission. Le tableau 39 présente les formules et les sources utilisées pour les calculs d'émission concernant les engrais azotés.

Tableau 39. Calcul des sorties (engrais azotés).

AZOTE (N)	FORMULE	FORMULE et facteurs d'émission (FE)	SOURCE
Engrais N minéral (flux directs)	A	A	Agropalma (source primaire)
Engrais N organique	B	B	Agropalma (source primaire)
N lessivé (NO ₃ ⁻)	$C = (A+B) * FE$	$C = (A+B) * 0,3$	Calcul IPCC, Facteurs d'émission IPCC
N résidus de la culture	D	D	IPCC
Emissions: N_NH ₃ au champ	$E = (A)*FE + (B)*FE$	$E = (A)*0,05 + (B)*0,12$	Calcul IPCC, Facteurs d'émission (CORPEN)
Emissions: N_NO _x au champ	$F = (A+B) * FE$	$F = (A+B) * 0,01$	Calcul IPCC, Facteur d'émission (INRA)
Emissions: N_N ₂ O au champ	$(A+B+D)*FE + (C)*FE + (E)*FE$	$(A+B+D)*0,01 + (C)*0,0075 + (E)*0,001$	Calcul IPCC, Facteurs d'émission IPCC

V.2.3.2.2. L'inventaire consolidé des sorties

Le tableau ci-après présente l'ICV consolidée des sortants concernant les émissions pour les étapes locales de production.

¹⁵⁴ Il s'agit du stock d'azote (N) présent dans le sol qui résulte de l'excédent d'azote non utilisé par la culture précédente et de la minéralisation des matières organiques des sols. Comme les plantations étudiées sont encore dans leur « première génération » ces résidus sont considérés comme nuls.

Tableau 40. Inventaire consolidé pour les étapes locales de production

ANNEE 2009 – ETAPES LOCALES							
PRODUCTIVITE	FFB						17,72 t/ha
PLANTATION	IMMAT.	MATURE					TOTAL
TYPE DE FERTILISATION	MINER.	MINER.	ORGAN . BIO	ORGAN . EFB	ORGAN . POME	AUCUN	
SURFACE	6379 ha	22871 ha	4151 ha	995 ha	625 ha	4093 ha	39115 ha
SORTIES							MOYENNE PONDEREE
EMISSIONS ENGRAIS	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha	Kg/ha
N_NH3	1,81	3,41	15,03	15,03	101,57	-	6,1
N_N2O	0,48	0,90	2,02	2,02	12,06	-	1,06
N_NOX	0,36	0,68	1,42	1,42	8,46	-	0,78
Nitrates	10,89	20,47	42,57	42,57	253,92	-	23,4
Phosphate	0,27	0,30	0,28	0,28	2,48	-	0,3
EMISSIONS PESTICIDES	Kg /ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	Kg CO ₂ /ha
Glyphosate	0,09	0,07	-	0,07	0,07	0,07	0,064
Acephate	-	0,02	-	0,02	0,02	0,02	0,012
Pesticides Total	-	0,09	-	0,09	0,09	0,09	0,08
EMISSIONS ENERGIE	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	Kg CO ₂ /ha
Diesel mécanisation	172,69	166,8	166,8	166,8	166,8	166,8	167,77
Diesel transport fruits	-	154,75	154,75	154,75	154,75	154,75	129,5
Essence	10,35	5,51	5,51	5,51	5,51	5,51	6,34
Ethanol	0,57	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,34
Diesel industrie							152,83
Electricité industrie							2,82
EMISSIONS METHANE - Effluents							Kg/t huile brute
CH ₄ waste							7,12*

* Reijnders et Huijbregts (2008)

Comme indiqué précédemment, Agropalma a introduit de nouvelles plantations de palmier à huile sur 2952 hectares de terres (anciens pâturages) en 2009. Le détail du calcul des émissions provenant du changement des sols CAS (direct) est montré dans le tableau 41.

Tableau 41. Calcul du CAS direct (2009)

STOCKS DE CARBONE	FORMULES et Facteurs d'émission	SCR ¹ (prairie)	SCA ² (palmier à huile)
Standard Soil Organic Carbon in the 0-30 centimetre topsoil layer	SOC_{ST}	60 tonnes de carbone par hectare	60 tonnes de carbone par hectare
Facteur pour l'usage des sols	FLU	1	1
Facteur pour la gestion des sols	FMG	0,97	1,15
<i>Input factor</i>	FI	1	0,92
Carbone organique des sols	$SOC = SOC_{ST} * FLU * FMG * FI$	58,2	63,48
Stock de carbone dans la biomasse (<i>above and below ground</i>)	$CVEG$	8,1	60
Facteur concernant la surface (ha)	A	2952/39115 ha	2952/39115 ha
Stocks de carbone concernant le sol de référence et le sol actuel	$CS_i = (SOC + CVEG) * A$	$CSR = 10$	$CSA = 18,6$
Emissions directes (année 2009)	$e_i = (CSR - CSS) * 3,664 * 1/20 * 1/P$	$e_i = - 5,64 \text{ gCO}_2/\text{MJ}$	

Les facteurs d'émission pris en compte pour le sol de référence (SC_R) correspondent aux prairies de sol à texture argileuse de faible activité en climat tropical humide ; et les facteurs pour le sol actuel (SC_A) correspondent à la production du palmier à huile en sol à texture argileuse de faible activité en climat tropical humide. Les facteurs pour la gestion du sol actuel correspondent à une pratique de travail réduit du sol (*no till management*) (Commission Européenne, 2010a).

V.3. L'ÉVALUATION DE L'IMPACT SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Dans cette étape l'impact potentiel sur l'environnement est calculé à partir de l'inventaire construit. L'indicateur d'impact pris en compte est la contribution à l'effet de serre. Les flux de l'inventaire sont traduits en impact potentiel à l'aide de facteurs de caractérisation, qui accordent une importance relative des différentes émissions à la catégorie d'impact considérée. Les coefficients à prendre en compte sont ceux fournis par le GIEC qui existent pour des différentes échelles temporelles – 25, 100, 500 ans. L'échelle temporelle à considérer selon la Directive est celle de 100 ans. Les gaz à effet de serre visés et leurs valeurs associées sont présentés dans le tableau 42.

Tableau 42. Pouvoir de Réchauffement Global des principaux GES

Gaz à effet de serre	Coefficient: pouvoir de réchauffement climatique en équivalent CO2
Dioxyde de carbone CO2	1
Méthane CH4	23
Protoxyde d'azote N2O	296

V.3.1. Le calcul de l'impact

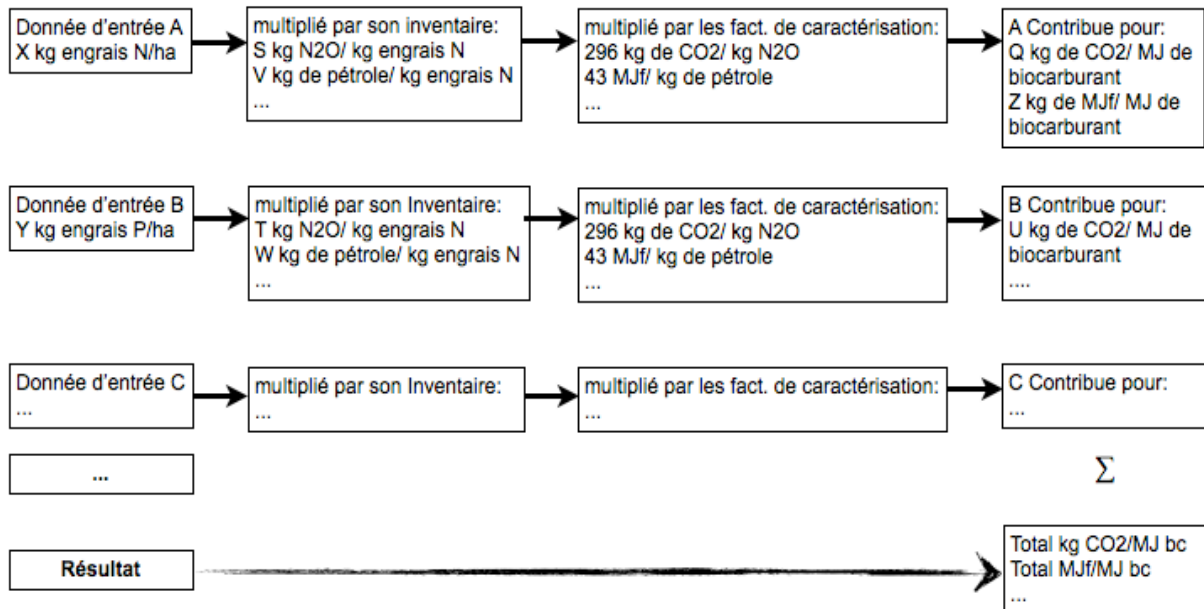
Le calcul de l'impact relie les valeurs de l'inventaire aux impacts potentiels sur l'environnement sous la forme d'une valeur numérique appelée indicateur d'impact. Dans cette étude, l'équation de calcul a été fournie par la Directive (conformément à ce qui a été présenté dans la section V.1.2) pour la contribution à l'effet de serre.

Dans une évaluation conventionnelle multicritères, les émissions sont d'abord classées par rapport aux différents types d'impacts potentiels pris en compte. Ensuite, l'impact potentiel pour chaque émission est calculé par le biais de facteurs de caractérisation définis dans la méthode d'analyse d'impact. La méthode d'analyse d'impact agrège les émissions en fonction de leur(s) potentiel(s) à causer un ou plusieurs impacts sur l'environnement (Jolliet *et al.*, 2010). Il existe plusieurs méthodes d'évaluation d'impact (Volumes Critiques, Ecofacteurs, EPS, Ecoindicateurs 99, TRACI-US, IMPACT 2002+, LIME-Japon, ReCiPe 2008, etc.).

Dans notre cas, l'indicateur effet de serre est calculé en multipliant les quantités de GES émises par leurs coefficients respectifs en terme de pouvoir de réchauffement climatique

exprimés en CO₂ équivalent (Cf. tableau 42). La figure 35 présente un schéma explicatif d'un calcul des impacts en partant des intrants.

Figure 35. Schéma explicatif de calcul des impacts environnementaux



Source : ADEME (2010a).

Le logiciel de calcul utilisé

Il existe des logiciels spécifiques pour les ACV pour effectuer le calcul automatique des indicateurs d'impacts. Les logiciels sont recommandés lorsque le nombre des substances à prendre en compte devient important (Jolliet *et al.*, 2010). Nous avons effectué les calculs à l'aide d'un tableur Excel spécifique, paramétré à partir des choix méthodologiques présentés. Ce logiciel a été créé par la société Bio Intelligence Service, réalisateurs en 2009 de l'étude ACV biocarburants pour le compte de l'ADEME, les ministères de l'Ecologie et de l'Agriculture et de FranceAgrimer.

V.3.2. Présentation des résultats

Dans cette section nous présentons les résultats obtenus de la filière étudiée pour l'indicateur d'impact pris en compte. Le tableau ci-dessous donne les résultats concernant les émissions totales et par étape du cycle de vie.

Tableau 43. Emissions de GES de la filière biodiesel issue d'une huile de palme brésilienne

Filière étudiée	Emissions de GES (g éq. CO₂/ MJ)
Étapes spécifiques de la filière étudiée	
Changement d'affectation des sols	- 5,64
Etape agricole	7,17
Etape transport (fruits)	1,02
Etape industrielle 1 (transformation fruits-huile)	5,51
Etape transport (huile vers la France)	2,22
Étapes réalisées en France	
Etape industrielle II (raffinage+ transestérification)	4,9
Etape transport (distribution)	0,73
Etape combustion	0
TOTAL (Toutes les étapes du cycle de vie)	15,91

Le tableau suivant présente les résultats trouvés pour chaque mode de culture employé par l'entreprise.

Tableau 44. Emissions de GES de l'étape agricole de la filière biodiesel issue d'une huile de palme brésilienne

Etape agricole de la filière étudiée	Emissions de GES (g éq. CO₂/ MJ)
Immature minéral (6379 ha)	4,56
Mature minéral (22871 ha)	8,08
Mature Organique EFB (995)	7,42
Mature Organique EFB-BIO (4151 ha)	7,39
Mature Organique POME (625)	37,18
Mature sans fertilisants (4093)	1,44
TOTAL (moyenne pondérée pour 39115 ha)	7,17

Les résultats présentés dans les tableaux ci-dessus n'ont pas d'utilité sans la réalisation des comparaisons proposées par rapport aux objectifs de l'étude. Les émissions totales (Cf. Tableau 43) sont ainsi comparées aux résultats de la filière fossile de référence

conformément à ce qu'indique la Directive EnR. Les résultats présentés dans le tableau 44 sont également comparés entre eux pour une évaluation détaillée de la phase agricole.

Dans la suite, nous présentons les résultats sous forme de graphique en lien avec les objectifs de l'étude.

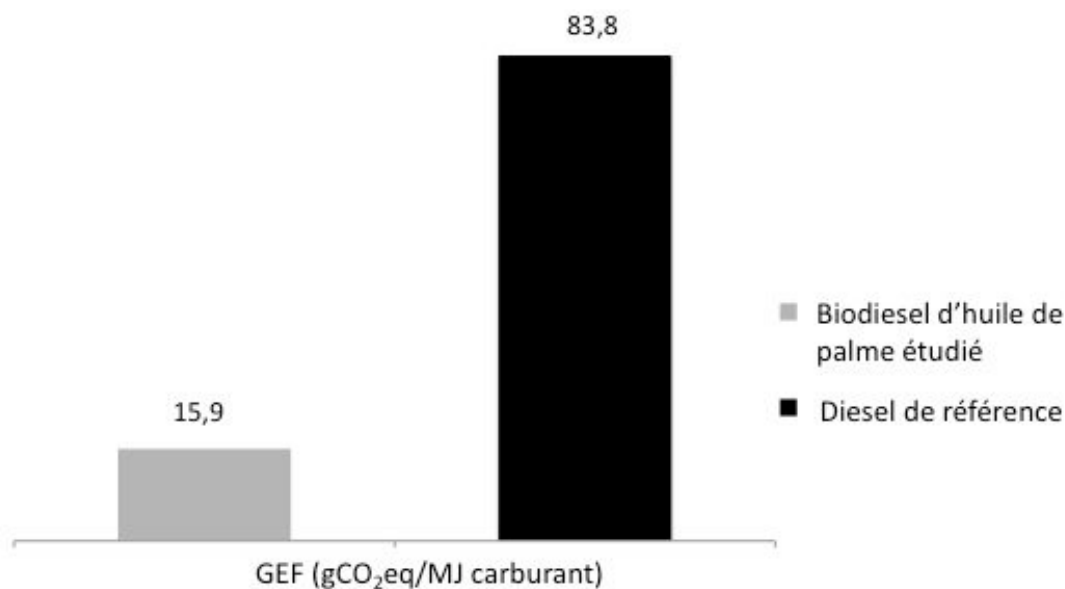
V.3.2.1. Résultat (1): biodiesel de palme du Brésil vs. diesel de référence

Le tableau 45 présente les résultats de la comparaison de l'indicateur d'impact contribution à l'effet de serre entre la filière de biodiesel étudiée et le diesel de référence.

Tableau 45. Tableau comparatif: biodiesel de palme du Brésil vs. diesel

	Diesel	Biodiesel Palme BR
Emissions de GES (g éqCO ₂ /MJ)	83,8	15,9
Comparaison		- 81 %

Figure 36. Gaz à effet de serre: biodiesel de palme du Brésil vs. diesel

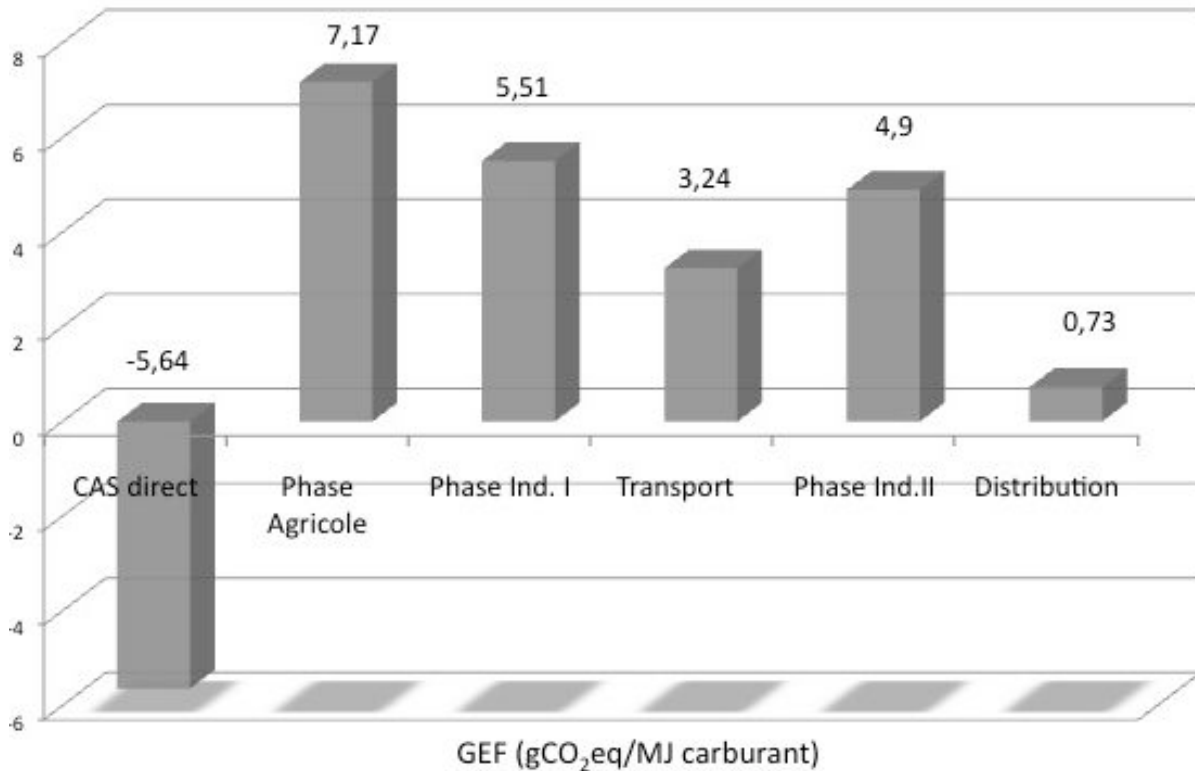


Le biodiesel étudié se révèle permettre une réduction de 81% d'émissions de gaz à effet de serre par rapport au diesel consommé en France. Ce résultat semble démontrer largement la conformité de la filière par rapport à la Directive EnR en ce qui concerne l'indicateur potentiel d'émission de gaz à effet de serre dans les conditions actuelles des connaissances.

Comparatif de l'impact des étapes du système étudié

Afin de situer la contribution des impacts des étapes du cycle de vie de la filière étudiée, nous proposons ci-dessous un graphique comparatif des impacts par rapport à chaque étape.

Figure 37. Comparatif des émissions de GES par étape du cycle de vie du biodiesel de palme (BR) étudié

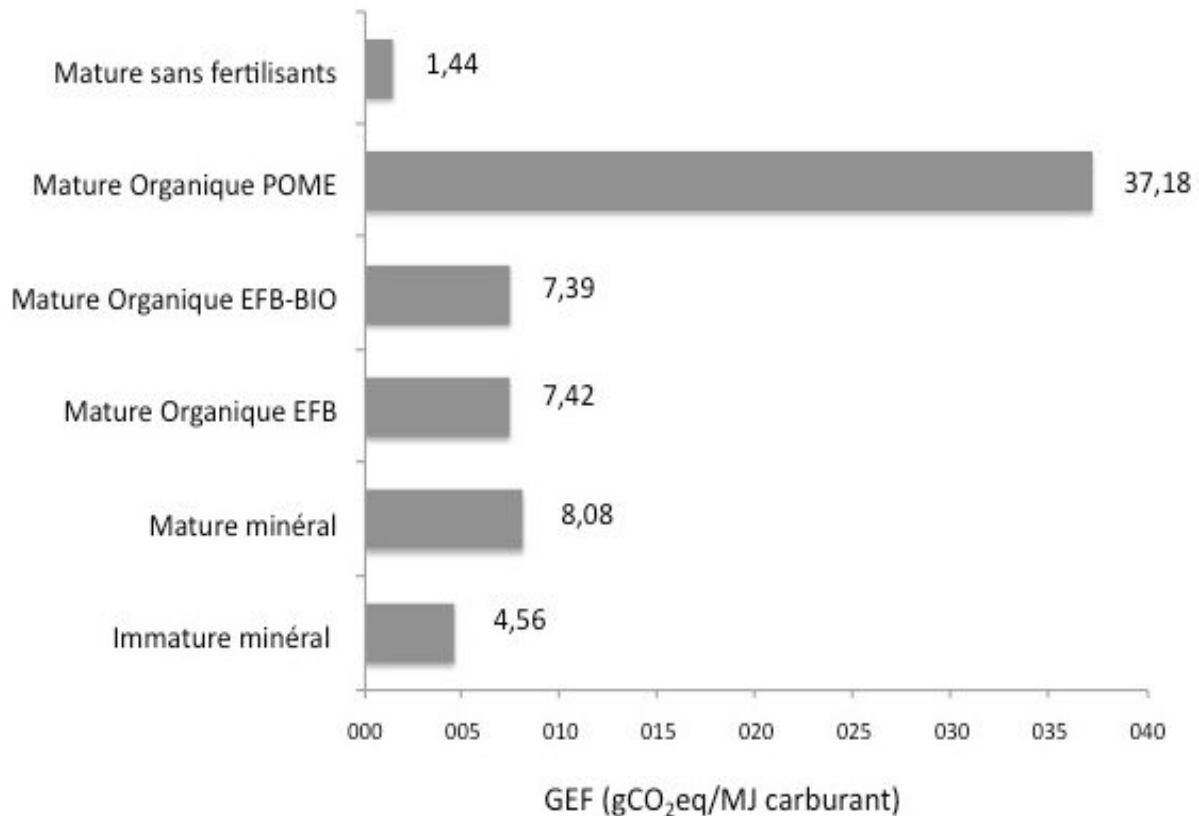


Comme le montre le graphique 2, l'étape du cycle de vie du biocarburant la plus contributrice au réchauffement climatique est l'étape agricole. La part de la contribution de la production du palmier à huile aux émissions de GES du biodiesel étudié est de 33% (7,17g eqCO₂). Ensuite, la phase industrielle réalisée au Brésil est aussi très importante en terme d'impact avec 5,51g eqCO₂, soit 25% des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie du produit. D'autre part, le stock de carbone dû au changement d'affectation des sols confère à la production un crédit de 5,64g eqCO₂ ce qui réduit l'impact global du biodiesel de 26%.

V.3.2.2. Résultat (2): comparaison des modes productifs de l'étape agricole

Le graphique suivant illustre le niveau d'impact de chaque parcelle de production.

Figure 38. Comparaison des différents modes culturaux (valeurs absolues) – Potentiel d'émission de GES



Les valeurs présentées dans ce graphique correspondent aux valeurs réelles au niveau spécifique de la parcelle de plantation sur laquelle les différents modes de culture ont été employés en 2009. La contribution totale de la phase agricole à l'impact sur le changement climatique (de 7,17g eqCO₂) correspond ainsi à la moyenne pondérée par rapport à la surface totale de plantation (Cf. Figure 37).

La fertilisation par les effluents (POME: Palm Oil Mill Effluents) réalisée sur une petite parcelle de la plantation mature apparaît nettement comme la plus impactante au niveau des émissions de GES puisqu'il s'agit d'une application très concentrée (la totalité des effluents de la plantation est appliquée sur 625 hectares des 39115 totales). D'autre part, réparti sur l'ensemble de la plantation, cet impact serait bien moins important que celui de la fertilisation minérale, par exemple, qui correspond à 22871 hectares de plantation mature.

V.3.3. Analyse de sensibilité

Il est souvent nécessaire d'inclure des analyses de sensibilité dans les ACV pour vérifier l'influence des paramètres importants sur le bilan global. En faisant varier, par exemple, la provenance ou la quantité de fertilisants, on peut vérifier la différence que cela engendre sur le résultat.

Dans cette étude, il est important de prendre en compte les variations des apports d'engrais de fertilisants azotés. En 2009 (année de référence), le producteur brésilien avait décidé d'appliquer 25% en moins d'engrais azotés sur la plantation mature par rapport à la quantité recommandée (Cf. Tableau 34). Cela peut exercer une influence non négligeable sur les calculs des émissions concernant les pertes gazeuses sous forme de NH_3 , de NO_x ou de N_2O et conséquemment sur l'impact potentiel sur l'effet de serre de l'étape agricole. Le tableau suivant présente l'évaluation des indicateurs à partir du calcul majorant de 25% l'application des engrais azotés en 2009.

Tableau 46. Analyse de sensibilité sur le potentiel des émissions de GES (majorant de 25% les engrais azotés)

Emissions de GES	Valeur réelle (retenu)	Valeur (haute) (+25% de fertilisant minéral N)
Etape Agricole (g éq. CO_2 / MJ)	7,17	7,74

Conformément à la valeur présentée dans le tableau 46, si l'on exclut la réduction de 25% des engrais azotés dans l'année de référence, l'impact de la phase agricole augmenterait de 7,17g à 7,74g eq CO_2 , (soit de 33% à 35% sur l'ensemble du cycle de vie sans compter la réduction concernant le CAS direct).

V.3.4. Synthèse et analyse des résultats

Le bilan global de GES du biodiesel de palme est très favorable par rapport au diesel. Il présente un résultat d'émission de 81% en moins par rapport au diesel conventionnel, ce qui est bien supérieur à l'exigence actuelle de la Directive EnR (de 35%). En ne prenant pas en compte l'effet lié au changement d'affectation des sols direct, ce niveau de réduction baisserait à 74%. Ce pourcentage est bien plus élevé que la valeur par défaut proposée par la Directive pour une filière biodiesel de palme (sans compter le changement d'affectation des

sols et sans capture de méthane) qui est de 19% (Commission Européenne, 2009a ; Annexe V).

Les étapes du cycle de vie analysées dans cette étude correspondent aux étapes spécifiques de la filière biodiesel étudiée (avant la transformation d'huile en biodiesel en France). Ensemble, ces étapes répondent pour 74% des émissions de GES de la filière. Les aspects significatifs concernant les résultats de chacune de ces étapes sont présentés dans la suite.

V.3.4.1. Le changement d'affectation des sols (CAS) direct

La prise en compte du changement d'affectation des sols (CAS) direct permet une réduction significative de l'impact potentiel sur le changement climatique du biodiesel étudié. L'impact total est réduit de 26% (passant de 21,5g à 15,9g de CO₂eq) du fait de l'utilisation de 2952 hectares de terres de pâturage pour de nouvelles plantations de palmier à huile en 2009.

Néanmoins, comme indiqué dans le chapitre précédent, les valeurs indiquées dans la Directive pour la prise en compte du CAS direct servent plus à donner une idée de gains ou pertes de carbone qu'à produire des résultats fiables sur la réalité d'une filière dans une région donnée. Dans le cas étudié, les stocks (ou pertes) de carbone générés par la mise en place de la plantation de palmier au lieu de pâturages peuvent varier en fonction des différents niveaux de dégradation ou de conservation de ces terres (Cf. section IV.3.1.3.1 du chapitre précédent).

V.3.4.2. L'étape agricole

Comme prévu, l'étape agricole est bien celle qui correspond à la plus grande partie des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie du produit. Elle répond pour 33% de l'impact en raison des émissions d'oxyde nitreux (N₂O) liées à l'utilisation d'engrais. L'impact est plutôt faible par rapport à d'autres ACV des biocarburants (ADEME, 2010a; Edwards *et al.*, 2011) ce qui s'explique par une utilisation d'engrais plus modérée du producteur brésilien. Même avec une application des engrais azotés minéraux majorée de 25% (ce qui aurait du être le cas pour l'année de référence) l'impact de l'étape agricole reste faible (35% sur la totalité de du cycle de vie) par rapport à des études ACV similaires.

Les résultats au niveau des parcelles soulignent la grande différence en termes d'émissions de GES par rapport aux différents modes de fertilisation employés au sein d'un même producteur. Si l'on considère l'impact au niveau de la parcelle spécifique de chaque mode de culture, la fertilisation par les effluents (POME: Palm Oil Mill Effluents) réalisée sur une petite parcelle

de la plantation mature est nettement la plus impactante puisqu'il s'agit d'une application très concentrée¹⁵⁵. Celle-ci est environ cinq fois plus élevée par rapport aux autres modes productifs appliqués aux plantations matures (sans compter les plantations plus âgées qui ne reçoivent pas de fertilisants). Les émissions concernant les autres modes de fertilisation minéral et organique (raffles) appliquées aux plantations matures sont, en effet, très similaires : moins de 10% de différence en terme d'émissions de GES entre elles.

On rappelle que les différents résultats sur les modes productifs sont conditionnés, essentiellement, par le type et la quantité de fertilisants utilisés; les résultats pour les parcelles sont aussi influencés par l'application ou non de pesticides et par l'utilisation des carburants pour la mécanisation, mais peu des différences existent entre les modes culturels évalués par rapport à ces aspects. D'une part, ils présentent la même quantité d'entrée de diesel par hectare, sauf la production immature qui présente un input de diesel légèrement supérieur pour la mécanisation. D'autre part, en ce qui concerne les entrées en pesticides, seul le mode de production biologique (BIO-EFB) n'inclut pas des produits phytosanitaires.

Enfin, deux aspects importants sont à souligner concernant les résultats de la phase agricole. Premièrement, ces résultats comportent des incertitudes importantes à cause des émissions provenant des fertilisants. Comme expliqué dans le chapitre IV (Cf. Section IV.3.1.3.3), les émissions de protoxyde d'azote (N_2O) sont les principales responsables de l'impact sur l'effet de serre lors de la phase agricole mais elles restent encore mal connues. Les facteurs d'émissions utilisés pour le calcul des émissions de N_2O lors de l'étape agricole ne sont pas forcément adaptés aux cultures tropicales. Un autre facteur ajoutant de l'incertitude aux émissions de N_2O concerne les émissions provenant de la parcelle fertilisée par les effluents de presse. Dans le contexte étudié la totalité des effluents (POME) sont appliqués sur une petite parcelle de production (environ 1,7 pourcent de la surface totale). En l'absence de donnée réelle au niveau des quantités appliquées, nous avons utilisé une donnée secondaire et un facteur d'émission proposé par Schmidt (2007) mais, selon l'avis des experts, cette valeur doit être faible par rapport à la réalité de cette étude. Deuxièmement, ce résultat est susceptible de varier de façon significative chaque année car les rendements de la culture ainsi que les besoins de la plante (notamment en terme d'engrais) sont différents en fonction de l'âge des plantes. L'évaluation (spatiale) que nous avons réalisée prend en compte uniquement la production de l'année 2009 tandis qu'il s'agit d'une culture pérenne dont le cycle productif dure 25 ans.

¹⁵⁵ La totalité des effluents est appliquée sur 625 hectares des 39115 totales.

V.3.4.3. L'étape industrielle I (transformation des fruits en huile brute)

L'étape d'usinage au Brésil est aussi très émettrice de GES avec 25% de l'impact par rapport à la totalité du cycle de vie. Ceci est dû notamment à la non capture de méthane des effluents de presse mais en partie aussi aux émissions de GES provenant de l'utilisation partielle de l'électricité du réseau hydroélectrique local pour alimenter une des cinq usines de transformation existantes (tout le processus n'est pas autosuffisant en énergie). D'ailleurs, l'énergie excédante générée lors du processus industriel (qui pouvait compenser en partie l'impact de cette étape) n'est pas exploitée. Ici, le résultat met bien en évidence la possibilité d'augmenter la performance environnementale de la filière par des améliorations sur les sites industriels locaux.

V.3.4.4. L'étape de transport

Cette étape répond pour 15% de l'impact total. Cet impact se doit à l'utilisation de carburants pour transporter l'huile de palme du Brésil vers la France (notamment par le transport maritime) ainsi qu'au transport des fruits en camion du champ à l'usine.

V.3.5. Conclusion de l'évaluation de l'impact sur le changement climatique

Dans cette ACV partielle nous avons évalué l'impact potentiel sur le changement climatique du biodiesel fabriqué et consommé en France à partir d'une production brésilienne d'huile de palme dans le contexte de la Directive EnR. Le résultat trouvé est très favorable pour la filière étudiée. Le total des émissions du cycle de vie du biodiesel est de 15,9 g eqCO₂ permettant une réduction des émissions de GES de 81% par rapport au diesel par de référence. Ce niveau de réduction est bien supérieur au niveau demandé de 35%. Il permettrait, d'ailleurs, de répondre à l'exigence de 2017 et 2018 qui est de 50% et 60% de réduction respectivement.

Les étapes du cycle de vie analysées dans l'étude correspondent aux étapes de production précédentes à la transformation de l'huile brute de palme en biodiesel en France (puisque les données pour ces dernières sont déjà disponibles dans ADEME (2010a)). Nous étudions donc plus particulièrement l'étape agricole, le transport des fruits et l'étape d'usinage chez le producteur brésilien ainsi que le transport de l'huile de palme vers la France. Ensemble, ces étapes répondent pour 74% des émissions de GES de la filière. En outre, comme exigé par la Directive EnR, nous prenons en compte le changement des sols (CAS) direct. Dans le contexte étudié, le CAS direct correspond à l'introduction des nouvelles plantations de

palmier à huile sur de terres de pâturage en Amazonie. Ce changement concernant l'utilisation du sol a permis de réduire l'impact global du biodiesel en question à raison de 26%, selon le calcul indiqué par la Directive et donc d'améliorer le bilan GES dans la situation présente plutôt que de le dégrader comme dans la majorité des situations évoquées généralement dans les études.

La phase agricole est celle qui émet plus de GES. Elle répond pour 33% des émissions sur l'ensemble du cycle (résultat qui reste faible par rapport à d'autres filières équivalentes produites à partir d'huile de palme provenant de l'Asie). Une évaluation fine de l'étape agricole nous a permis de constater que, même au sein d'un producteur unique, l'impact des différentes parcelles de plantation de palmier à huile peut beaucoup varier en fonction du mode de fertilisation employé. Chez le producteur étudié, l'impact engendré par la fertilisation par les effluents est environ cinq fois plus élevé que la fertilisation minérale et organique (rafles) appliquées aux plantations matures tandis que ces deux dernières ne présentent pas une grande différence (moins de 10%) en terme d'émissions.

Ces résultats ont été calculés sur la base des meilleures données d'activité primaires, spécifiques à la filière brésilienne étudiée, que nous avons collectées directement sur le terrain. Les données d'activité sont représentatives de 95% de la production d'huile de palme de l'entreprise, ce qui correspond à 70% de la production au Brésil dans l'année de réalisation de l'étude. Malgré cela, les résultats doivent être utilisés avec précaution. D'une part, des incertitudes importantes restent à prendre en compte par rapport à deux paramètres affectant plus fortement les résultats : les émissions de protoxyde d'azote (N_2O) et le crédit attribué à la filière en raison du CAS direct, qui ne sont pas forcément représentatifs de la réalité étudiée – sachant, d'ailleurs, que le CAS indirect n'est pas pris en compte. D'autre part, les résultats trouvés par rapport à la phase agricole sont susceptibles de varier de façon significative chaque année puisque les rendements des plantations ainsi que les besoins de la plante (notamment en terme d'engrais) sont différents en fonction de l'âge des plantations.

Enfin, il faut souligner que le scénario conçu de production de biodiesel – production de l'huile de palme au Brésil et puis sa transformation en biocarburant en France – est hypothétique. Sur la base des éléments connus par l'administration, il s'avère que ni la France importe d'huile de palme brésilienne ni le Brésil exporte d'huile de palme pour alimenter la production de biocarburants. Il s'agit néanmoins d'un scénario probable (si non pour la France du moins pour l'Europe) mais les conditions de production peuvent varier puisque l'exportateur ne sera probablement pas l'entreprise que nous avons étudiée.

CONCLUSION

L'étude présentée dans ce chapitre nous permet de répondre à la problématique concrète de notre recherche, à savoir :

Le biodiesel évalué, issu de l'huile de palme brésilienne, répond-il aux critères européens de durabilité sur les réductions d'émissions de gaz à effet de serre ?

Le résultat trouvé pour la filière étudiée montre bien qu'elle répond à l'exigence de la Directive quant à la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Cette réduction est de 81% par rapport au diesel de référence. Ce résultat s'avère, d'ailleurs, bien supérieur au niveau de réduction minimal demandé de 35%.

Le résultat permet également de mettre en évidence que la valeur par défaut proposée par la Directive EnR pour la filière en question ne correspond pas du tout à la réalité de la production étudiée : la valeur par défaut de la Directive est de 19% de réduction des émissions de GES sans la prise en compte du CAS direct tandis que la filière étudiée présente un résultat de réduction de 74% (sans la prise en compte du CAS direct). En occurrence, l'entreprise que nous avons étudiée aurait tout intérêt à réaliser une étude du type ACV spécifique pour valider son niveau favorable de réduction des émissions. Inversement, il peut y avoir des cas pour lesquels les producteurs pourraient préférer d'utiliser les valeurs par défaut proposées (ou même de les combiner avec des valeurs réelles) pour améliorer leur bilan global. Cela nous permet, d'une part, de conforter certaines des conclusions tirées dans le chapitre IV par rapport à l'importance de réaliser des ACV spécifiques pour prouver le respect du seuil imposé par la Directive EnR. D'autre part, ce résultat constitue un premier élément de réponse à notre première question de recherche concernant **le rôle de l'entreprise dans la production de l'information environnementale du type ACV.**

Comme nous avons vu dans l'analyse de la littérature présentée dans la première partie de la thèse, l'implication de l'entreprise dans les ACV a lieu notamment dans la production et l'utilisation des données spécifiques d'activité. Toutefois, l'ACV que nous avons réalisée permet de démontrer l'influence déterminante que ces données exercent – et donc du rôle crucial de l'entreprise – dans la réalisation d'une ACV.

Examinons maintenant le résultat trouvé du point de vue de la différence entre le résultat que nous avons calculé et la valeur par défaut de la Directive relative au niveau de réduction des émissions, qui est de l'ordre de 55%.

Hennecke *et al.* (2013) ont démontré, à partir des simulations de calcul avec des données d'entrée identiques pour le biodiesel d'huile de palme, que la variabilité de résultats provenant du choix des facteurs d'émission et des valeurs standard peut aller jusqu'à 10% pour l'ensemble du cycle de vie dans le contexte de la Directive EnR. En d'autres termes, il est possible d'améliorer artificiellement le résultat du biodiesel d'huile de palme de 10% en choisissant judicieusement les données scientifiques. Ainsi, dans une perspective conservatrice et en se déconnectant de ce texte de Hennecke, et si au lieu de l'améliorer, nous diminuons la performance à hauteur de 10% sur les émissions totales de la filière (sans compter le CAS direct), le résultat augmenterait de 21,55 g eqCO₂ à 23,70 g eqCO₂. Cela veut dire que, si l'on exclut l'influence des données scientifiques de la différence de 55% trouvée initialement, l'influence exercée par les données d'entreprise reste encore bien supérieure : sans la prise en compte du CAS direct, la filière étudiée présenterait un résultat de réduction de 72% au lieu de 74% ; dans ces conditions l'influence exercée par les données d'activités serait de 53% au lieu de 55%.

Dans tous les cas, comme la Commission ne présente pas les détails du calcul des valeurs par défaut, il nous paraît intéressant d'analyser d'avantage cet aspect grâce à une autre analyse comparative faite à partir de l'étude que nous avons réalisée. En effet, une évaluation plus fine de l'influence des données d'activité peut s'effectuer quand les détails des calculs des études sont disponibles.

Dans le chapitre suivant nous allons analyser les limites de l'ACV que nous avons réalisée, avec un focus particulier sur les données d'entreprise. Nous allons procéder à une analyse de qualité des données primaires que nous avons utilisées en vue de trouver des éléments de réponse pour une instrumentation de la gestion pouvant contribuer à l'évolution des ACV. En outre nous allons approfondir la question de l'influence des données d'entreprise sur les résultats d'ACV à partir d'une analyse comparative entre les résultats de la filière palme que nous avons étudiée et ceux d'une étude similaire présentée par l'ADEME (2010a).

CHAPITRE VI

ANALYSE DES LIMITES DE L'ACV

Au cours de ce travail, nous avons proposé d'étudier le rôle de l'entreprise dans la réalisation d'une ACV. Nous avons choisi de réaliser notre recherche dans le contexte réglementaire de la Directive EnR avec l'évaluation d'un biodiesel issu d'huile de palme brésilienne. Dans le chapitre IV, nous avons présenté une analyse approfondie du contexte de notre étude et, dans le chapitre V, la réalisation du bilan carbone du biodiesel évalué. Ce travail empirique nous a permis de savoir si la filière étudiée répondrait aux critères européens de durabilité sur les réductions d'émissions de gaz à effet de serre. Il a permis notamment de constater l'influence déterminante que les données d'entreprise peuvent exercer dans la réalisation d'une ACV.

Dans ce dernier chapitre nous nous intéressons aux limites de l'évaluation que nous avons réalisée. Nous considérons que l'analyse de ces limites constitue un élément essentiel de la réflexion que nous menons sur les contributions potentielles de la gestion à l'évolution de l'ACV.

Sur la base du contenu présenté dans les deux chapitres précédents, nous analysons, dans la première section, la qualité de l'information environnementale produite avec un focus particulier sur les données d'entreprise utilisées dans la construction de l'inventaire. Dans la deuxième section, nous discutons de la pertinence de cette information à partir d'une étude comparative entre l'évaluation que nous avons réalisée et une étude similaire présentée par l'ADEME (2010a). Cette comparaison nous permet également d'approfondir notre analyse concernant l'influence des données d'entreprise dans les résultats (Cf. Chapitre V). Enfin, nous allons nous baser sur les conclusions de ces deux dernières sections pour formuler des recommandations pouvant servir à la Commission dans l'optique d'une réflexion sur de futures propositions de modifications de la Directive EnR. Ces recommandations sont présentées tout à la fin de ce chapitre.

VI.1. LA QUALITE DE L'ACV

Dans la première partie de notre thèse nous avons vu que les données d'entreprise sont indispensables à la réalisation des ACV. Ces données devraient provenir de systèmes de gestion propres à chaque entreprise, notamment si l'ACV consiste à apporter la preuve du respect d'un seuil de durabilité établi dans un cadre réglementaire. Notre objectif, maintenant, est d'approfondir la question de la qualité de l'ACV par rapport aux données spécifiques d'entreprise à partir d'une analyse critique de l'inventaire (ICV) que nous avons construit pour la réalisation de l'évaluation présentée dans le chapitre précédent. Pour cela, nous allons nous servir des indicateurs existants de qualité des données. Cependant, nous essayons d'avoir un regard critique par rapport aux résultats à partir des observations que nous avons effectuées pendant la collecte des données au sein de l'entreprise étudiée. Nous tentons également de conforter nos constats à partir des enseignements retirés de la littérature.

L'importance de l'analyse de la qualité des données d'entreprise dans le contexte de l'étude

Dans le cadre de la Directive EnR, les entreprises peuvent utiliser des valeurs par défaut par rapport à certaines étapes du cycle de vie de façon à ajuster le résultat global ; ou même utiliser une valeur par défaut pour l'ensemble du cycle de vie de la filière. Une telle démarche méthodologique peut conduire à de meilleures performances que la réduction requise en terme d'émissions de GES de 35% et, par conséquent, répondre aux critères de durabilité exigés sans forcément respecter ce seuil (Cf. Chapitre IV). Il est néanmoins possible d'améliorer la pertinence des résultats de l'ACV des différentes filières de biocarburant avec la prise en compte de données d'activité (ou d'entreprise) spécifiques (Bicalho *et al.*, 2012).

Dans le contexte de notre étude, une évaluation spécifique des émissions de GES s'avère de toute façon indispensable aux producteurs brésiliens d'huile de palme souhaitant exporter leur produit en Europe pour la production de biocarburants : comme la capture de méthane n'est pas implémentée chez les producteurs brésiliens, la valeur par défaut correspondante à la filière (qui est de 19% de réduction d'émissions de GES par rapport au diesel) ne permet pas de répondre à l'exigence de la Directive (de réduction de 35%) (Cf. Chapitre IV).

Dans le chapitre V nous avons quantifié les émissions de GES de la filière étudiée sur la base des meilleures données d'activité primaires, spécifiques au producteur d'huile de palme choisi. Ce choix nous a permis de constater que les données d'entreprise exercent une influence

déterminante sur l'évaluation réalisée: selon nous, cette influence serait d'environ 53% sur le résultat final.

Au vu de ces considérations, nous proposons une analyse de qualité de l'ACV avec un focus sur les données spécifiques collectées au sein d'Agropalma et basée sur l'utilisation des indicateurs de qualité des données d'ACV. A partir des observations réalisées pendant le recueil des données, nous mettons en évidence tout au long de cette section que, au delà du rôle essentiel que joue l'entreprise au niveau des données d'activité spécifiques, il est possible d'imaginer une instrumentation de la gestion utile à la réalisation d'ACV de meilleure qualité.

Dans le but de donner au lecteur une vision globale de la qualité de l'évaluation réalisée, nous allons fournir, dans un premier temps, un récapitulatif des limites existantes par rapport aux données scientifiques utilisées. Nous passons, ensuite, à l'analyse de qualité des données d'activité que nous avons collectées au sein d'Agropalma.

VI.1.1. Les limites de qualité en matière de données scientifiques

Dans les chapitres précédents, nous avons traité le problème des données scientifiques de deux manières : nous avons d'abord mis en évidence l'incertitude liée à ces données à partir de l'analyse contextuelle de l'évaluation du biodiesel d'huile de palme brésilienne dans le cadre de la Directive EnR (Cf. Chapitre IV). Ensuite, nous avons démontré ces limites avec la mise en œuvre de l'évaluation d'une filière spécifique dans le contexte en question (Cf. Chapitre V). Celles-ci concernent d'une part les facteurs d'émission par rapport au changement d'affectation des sols (CAS) direct¹⁵⁶ et, d'autre part, les facteurs d'émission par rapport aux émissions de N₂O.

- Les facteurs d'émission par rapport au CAS direct

La transition d'un type de terre à l'autre peut donner lieu à des émissions et des stocks de carbone qui ne suivent pas la même dynamique (notamment en ce qui concerne le sol) (Arrouays *et al.*, 2003). Par conséquent, les quantités d'émission de GES peuvent être très différentes selon le type de terre utilisée et la période de plantation continue (par exemple, au delà de 500 ans, de 100 ans, ou de 25 ans). Le bilan dépend ainsi de plusieurs facteurs

¹⁵⁶ Notre analyse ici se limite aux données utilisées pour la construction de l'ICV. En conséquence, les aspects exclus du bilan (par exemple, le problème du CAS *indirect*) ne sont plus évoqués dans la présente section. Une analyse plus large sur les limites de l'évaluation imposée par la Directive EnR comprenant les aspects inclus et non inclus dans l'évaluation a déjà été fournie dans le chapitre IV.

difficiles à prendre en compte : le type de végétation, le type de sol, le type de défrichage et le stock de carbone, etc.

Dans notre évaluation, les facteurs d'émissions utilisés pour calculer les émissions/stocks de carbone dus au CAS direct nous semblent peu adaptés par rapport au sol de référence utilisé pour la culture du palmier à huile (anciens pâturages). Les facteurs d'émission indiqués par la Commission Européenne (2010a) ne comprennent pas de valeurs qui correspondent aux terres de pâturage. Nous avons ainsi utilisé les valeurs fournies pour les prairies. En effet, le seul type de sol présenté correspondant plus au moins aux sols de pâturage en Amazonie, est la prairie (avec un sol à texture argileuse de faible activité en climat tropical humide) (Commission Européenne, 2010a ; Tableaux 5 et 6). Par ailleurs, comme nous l'avons montré dans le chapitre IV, les terres de pâturage en Amazonie comprennent au moins quatre étapes de régénération selon la classification brésilienne (Cf. figures 20 à 23). Les facteurs d'émission que nous avons utilisés pour le calcul du CAS direct servent donc plus à donner une idée des gains ou pertes de carbone qu'à produire des résultats fiables sur la réalité de la filière. Malgré cela, le calcul du CAS direct à partir de ces facteurs a permis d'attribuer au biodiesel étudié un crédit de réduction de 5,64 gCO₂/MJ de carburant et donc de réduire l'impact global de la filière à raison de 26%.

- Les facteurs d'émission par rapport aux émissions de N₂O

L'étape agricole est celle qui répond pour la plus grande partie des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie du produit. Elle répond pour 33% de l'impact en raison des émissions d'oxyde nitreux (N₂O) liées à l'utilisation d'engrais. Pourtant, les facteurs d'émission utilisés pour calculer les émissions de N₂O s'appuient sur des régressions statistiques (Niveau 1 du GIEC). Ces facteurs ne permettent qu'une estimation très incertaine des émissions de N₂O liées aux engrais : la plage d'incertitude est de -30 à +70%. Dans notre étude, cet élément est particulièrement sensible puisque l'huile de palme est fortement sous-représentée au sein des régressions statistiques existantes (Bouwman *et al.*, 2002).

VI.1.2. Les limites de qualité en matière de données d'entreprise

Dans cette section nous appliquons l'approche actuelle de l'analyse de qualité des données d'ACV (Tableau 48) aux données collectées à Agropalma¹⁵⁷. Pour cela, nous allons tout

¹⁵⁷ Rappelons-nous qu'en matière de données d'activité, notre objectif lors de la mise en œuvre de l'ACV consistait à utiliser des données spécifiques au site autant que possible.

d'abord fournir quelques éléments de compréhension de cette approche d'analyse de qualité des données pour ensuite présenter son application aux données d'entreprises utilisées dans notre étude.

VI.1.2.1. L'approche actuelle de l'analyse de qualité des données d'ACV

D'après Leroy (2009) la qualité d'une donnée d'ACV peut être définie comme sa « *capacité à fournir une information représentative du système à l'étude et dans des conditions fixées par le contexte* » (p.54). Pour Labouze et Rousseaux (1998), l'appréciation de la qualité des données contribue à une « *compréhension fiable et pertinente des résultats de l'inventaire ACV et pour les interpréter correctement* » (p.3). L'analyse de qualité des données d'ACV est fortement recommandée¹⁵⁸ mais il s'agit d'un élément rare dans les études (Finnveden, 2000 ; Leroy, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2010). Comme le souligne Jolliet *et al.* (2010) ce type d'évaluation est « *à considérer de façon sérieuse afin de garantir la valeur et la crédibilité de l'analyse de cycle de vie* » (p. 66).

L'analyse de qualité des ACV s'effectue à partir des indicateurs de qualité des données (IQD par la suite). Les IQD ont d'abord été proposés par Weidema et Wesnaes (1996, p.169) sur la base des critères suivants :

- Fiabilité: elle se réfère à l'origine (mode d'acquisition) et à la vérification¹⁵⁹ des données ;
- Exhaustivité (ou complétude): elle est relative au nombre d'entreprises considérées sur une période de temps donnée ;
- Corrélations géographique, temporelle et technologique: ces indicateurs dépendent des objectifs de l'étude par rapport à la qualité des données. Il s'agit *i)* de la corrélation géographique entre la zone définie (par exemple, une région) et les données obtenues ; *ii)* de la corrélation temporelle entre l'année de l'étude et la période d'obtention des données ; et *iii)* des aspects technologiques (et d'autres caractéristiques des modes productifs) pour lesquels les données seraient valables.

¹⁵⁸ Les documents de référence diffusés récemment sur le développement de base des données recommandent fortement l'application des IQD (UNEP, 2011a; Weidema et al. 2011). Commission Européenne, 2012). L'évaluation de la qualité des données à partir des IQD peut même devenir obligatoire dans certains contextes (par exemple, pour les développements généraux de bases de données d'ACV dans le contexte européen, Commission Européenne (2012)) (Cf. Chapitre I, Section I.2.1.3.1, point 3).

¹⁵⁹ La vérification se réfère, par exemple, à la publication de la donnée dans des rapports publics ou dans des statistiques officielles. Une information non-vérifiée peut être relative à une information personnelle obtenue par lettre ou par e-mail.

Les IQD de Weidema et Wesnaes ont été ensuite adaptés ou complétés par d'autres auteurs et inclus également dans la norme ISO 14040. Le tableau suivant recense quelques variations au niveau des IQD selon différents auteurs.

Tableau 47. Indicateurs de qualité pris en compte selon différents auteurs

Weidema et Wesnaes (1996)	Wrisberg (1997)	RECORD (1998)	US EPA (2000)
Fiabilité Exhaustivité Cor. Temporelle Cor. Géographique Cor. technologique	Fiabilité Exhaustivité Représentativité 13 paramètres de qualité relatifs aux flux, processus et système	Fiabilité Exhaustivité Représentativité 13 paramètres de qualité relatifs aux flux, processus et système	Précision Exhaustivité Représentativité Consistance Reproductibilité
ISO 14040-44	Ecoinvent	Pré-consultant (SimaPro)	Commission Européenne (2012)
Cor. Temporelle Cor. Géographique Cor. Technologique Exhaustivité Représentativité Consistance Précision Reproductibilité Sources des données Incertitude	Fiabilité Exhaustivité Cor. Temporelle Cor. Géographique Cor. Technologique Taille de l'échantillon	Cor. Temporelle Cor. Géographique Cor. Technologique Règle d'allocation Règle de troncatures Règle de substitution Périmètre de l'étude	Cor. Temporelle Cor. Géographique Cor. Technologique Exhaustivité Représentativité Consistance méthodologique et paramètre relatif à l'incertitude

Sources : compilées à partir de Labouze et Rousseaux (1998), Leroy (2009) et UNEP (2011a).

L'analyse de qualité se traduit par une évaluation semi-quantitative des données sur la base des IQD : elle décrit, d'une part, les aspects des données ayant une influence sur la fiabilité du résultat d'une ACV (Weidema et Wesnaes, 1996) et attribue, d'autre part, des scores sous la forme d'un index de qualité (normalement à 5 chiffres). Le tableau suivant fournit l'exemple de la matrice de pedigree avec les IQD proposés par Weidema et Wesnaes (1996).

Tableau 48: Matrice avec 5 indicateurs de qualité des données (IQD)

Scores Critères	1 Excellente	2 Très bien	3 Bien	4 Faible	5 Pauvre
Fiabilité	Données vérifiées basées sur des mesures	Données vérifiées partiellement basées sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données non vérifiées partiellement basées sur des hypothèses	Estimation qualifiée (par exemple par un expert industriel)	Estimation non qualifiée
Exhaustivité	Données représentatives d'un échantillon suffisant d'entreprises sur une période adéquate	Données représentatives d'un petit nombre d'entreprises mais pour des périodes adéquates	Données représentatives pour un nombre adéquat d'entreprises mais pour des périodes plus courtes	Données représentatives pour un petit nombre d'entreprises et pour des courtes périodes ou données incomplètes pour un nombre adéquat d'entreprises et périodes	Données représentatives inconnues ou incomplètes provenant d'un petit nombre d'entreprises et/ou pour des périodes plus courtes
Corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'année de l'étude	Moins de 6 ans de différence	Moins de 10 ans de différence	Moins de 15 ans de différence	Age des données inconnu ou plus de 15 ans de différence
Corrélation géographique	Données correspondant à la zone étudiée	Données moyennes d'une zone plus large dans laquelle la zone à l'étude est incluse	Données d'une zone ayant des conditions similaires	Données d'une zone ayant des conditions légèrement similaires	Données d'une zone inconnue ou zone avec des conditions de production très différentes
Corrélation technologique	Données d'entreprises de processus de la zone à l'étude	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes entreprises	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes technologies	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies identiques	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies différentes

Source : Weidema et Wesnaes (1996).

L'analyse de qualité des données en ACV peut s'appliquer de manière indépendante de la conservation des scores de qualité pour chaque donnée évaluée ou alors être combinée à une évaluation de l'incertitude (à l'aide de méthodes statistiques classiques ou la propagation des incertitudes par des simulations de Monte Carlo). Dans ce dernier cas, un facteur

supplémentaire est attribué à chacun des scores attribués par le biais de la matrice de qualité des données.

De nombreuses méthodes d'évaluation des incertitudes existent et visent souvent différents types de paramètres ou données de l'ICV (Tableau 49). Il est, néanmoins, rare de disposer de suffisamment de mesures (un échantillon de taille satisfaisante) pour implémenter des approches statistiques classiques ou des simulations de Monte Carlo (Leroy, 2009 ; Jolliet *et al.*, 2010). L'analyse à partir des IQD permet ainsi de pallier cette lacune en caractérisant les distributions en fonction du score de qualité.

Tableau 49. Méthodes d'évaluation des incertitudes

Analyse et propagation d'intervalles (Heijungs, 1996) : la détermination des domaines de confiance d'un paramètre d'entrée peut être réalisée par l'analyse des intervalles définis par les valeurs extrêmes. La valeur mesurée, calculée ou estimée est positionnée dans un intervalle de viabilité. Celle-ci est encadrée par la valeur minimum et la valeur maximum. L'intervalle caractérise l'ensemble des valeurs que peut prendre la variable d'entrée.

Approche statistique classique (Coulon *et al.*, 1997) : cette approche permet l'obtention de résultats chiffrés permettant de déterminer la significativité des grandeurs obtenues. La propagation des incertitudes de chaque paramètre d'entrée par simulations de Monte Carlo permet d'identifier un intervalle de confiance pour les résultats d'ICV et d'ACV.

Les réseaux bayésiens (Benetto, 2005) : cette approche s'adresse aux avis d'experts. Ceux-ci sont subjectifs et dépendent directement du degré d'expertise de l'individu. Autrement dit, les incertitudes dans ce cas sont propres à l'expert et au caractère subjectif de l'information. L'approche quantitative développée par Thomas Bayes se base sur la transformation de la connaissance en modèle de causalité. La description graphique de ce modèle donne lieu à l'établissement de loi de probabilité.

Analyse de sensibilité (Steen, 1997 ; ISO, 2006) : l'objectif de cette approche tient plus de l'analyse de comportement que de l'analyse de l'incertitude. Cette dernière réside dans l'étude du comportement du signal de sortie suite à une modification des paramètres d'entrée du système (voir par exemple l'analyse de sensibilité réalisée dans la section V.3.3 du chapitre V) ou à une modification de la configuration de ce système.

Analyse de scénarios : elle repose sur la comparaison de différentes alternatives fournissant la même unité fonctionnelle. Les scénarios peuvent porter sur l'ajout ou la substitution de sous-systèmes, la modification des sources d'approvisionnement pour une production, la modification d'une stratégie logistique, ou encore la modification des comportements d'usage d'un produit. L'incertitude étant étendue sous forme d'incertitude épistémique, la multiplication des scénarios fournit l'étendue du comportement du système en conditions incertaines.

Source : élaboré à partir de Leroy (2009).

Dans le point suivant nous allons procéder à l'analyse de qualité des données de l'ACV partielle que nous avons mise en œuvre dans le chapitre précédent. Nous rappelons que cette analyse des données se restreint aux données d'activité. Dans le but d'approfondir la discussion sur les IQD, nous avons également effectué le choix de limiter notre analyse à leur application sans attribuer aux résultats des facteurs (d'incertitude) supplémentaires issus des méthodes statistiques.

VI.1.2.2. L'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV appliquées aux données d'entreprise

Les données évaluées correspondent aux données brutes relatives au système principal du biodiesel (de l'étape agricole jusqu'à l'étape de transport vers la France)¹⁶⁰. Ces données sont relatives aux flux directs de la production tels que les quantités consommées d'engrais, de pesticides, de diesel, d'électricité, etc.

Nous présentons dans le tableau 50 les résultats de l'évaluation de la qualité des données. L'attribution des scores de qualité est détaillée dans les points suivants.

¹⁶⁰ L'ICV construit inclut également des données secondaires : les données d'arrière-plan ont été prises à partir d'Ecoinvent (v.1.1 et v.2.0). En outre, les données scientifiques (facteurs d'émission) sont issues de la littérature spécialisée (voir figure 30, Chapitre V). Ces données de nature secondaire sont exclues de l'analyse de qualité des données.

Tableau 50: Scores de qualité attribués aux données d'entreprise selon l'approche actuelle

Données spécifiques d'entreprise (quantités)		Fiabilité	Exhaustivité	Corrélation Temporelle	Corrélation Géographique	Corrélation Technologique
Engrais minéraux	N (kg N/ha)	1	1	1	1	1
	P (kg P2O5/ ha)	1	1	1	1	1
	K (kg K2O/ ha)	1	1	1	1	1
	Mg (kg MgO/ha)	1	1	1	1	1
Engrais organ.	N (kg/ha)	1	1	1	1	1
	P (kg P2O5/ ha)	1	1	1	1	1
Pestic.	Glyphosate	2	1	1	1	1
	Acephate	2	1	1	1	1
Carburants	Diesel - Mécanisation	2	1	1	1	1
	Diesel – Transport fruits	2	1	1	1	1
	Essence- Gazole - Mécanisation	2	1	1	1	1
	Essence- Ethanol - Mécanisation	2	1	1	1	1
	Diesel - Usinage	2	1	1	1	1
Autres	Electricité - Usinage	2	1	1	1	1
	Distances parcourues	2	1	1	1	1

VI.1.2.2.1. Fiabilité

- Les données relatives aux engrais minéraux et organiques

Les données relatives aux engrais minéraux et organiques correspondent aux quantités totales réelles appliquées sur le champ au cours de l'année 2009. Ces données ont été collectées à partir des tableaux Excel élaborés au sein de trois départements : Département de Fertilisation, Département de R&D et Département d'Implantation Agricole.

Nous avons vu dans le chapitre IV que les engrais sont à l'origine d'émissions significatives de GES qui peuvent être très variables d'une production à l'autre (Schmidt, 2007 ; ADEME 2008b ; Arvidsson *et al.*, 2011 ; Choo *et al.*, 2011). Nous avons ainsi décidé de procéder à un

processus de vérification à l'aide d'experts (ce processus de vérification est décrit en détail dans la section V.2.3.1.2 du Chapitre V).

Le score 1 attribué à ces données se justifie, d'une part du fait que ces données sont basées sur des mesures et, d'autre part parce qu'il s'agit de données qui ont subi un processus de vérification à l'aide d'experts.

- Les données relatives aux pesticides, carburants et autres

Les données relatives aux pesticides et aux carburants utilisés correspondent à des quantités réelles mesurées par l'entreprise (à l'exception du diesel utilisé pour la préparation du sol relatif à 10% du diesel utilisé pour la mécanisation)¹⁶¹.

Cependant ces données n'ont pas été vérifiées. Au sens de Weidema et Waenaes, ces deux aspects attribuent à la donnée un score 2¹⁶².

VI.1.2.2.2. Exhaustivité

L'exhaustivité correspond à la représentation statistique des données, c'est à dire, au nombre d'entreprises considérées sur une période de temps donnée (Weidema et Wesnaes, 1996). Les données spécifiques à l'entreprise que nous avons utilisées représentent 95% de la totalité de la production (plantations de palmier et production d'huile de palme l'entreprise) dans l'année de l'étude. Ces données sont par conséquent considérées comme des données représentatives d'un échantillon suffisant de sites sur une période adéquate (score 1). Par ailleurs, ces données sont représentatives de 70% de la production d'huile de palme au Brésil dans l'année de l'étude (2009)¹⁶³.

VI.1.2.2.3. Corrélation temporelle, géographique et technologique

La collecte des données, qui correspondent à la production de l'année 2009, a été réalisée en 2010. Toutes les données recueillies sont spécifiques au site de production d'Agropalma et représentent, bien évidemment, la zone géographique ainsi que la technologie et le mode productif spécifiques à l'entreprise étudiée (score 1).

¹⁶¹ Soit 4,2 kg sur un total de 43,8 kg par hectare de diesel nécessaire à la mécanisation lors de la phase agricole.

¹⁶² Pour Weidema et Wesnaes (1996), les statistiques nationales fournies directement par les industriels sans vérification pourraient également être considérées comme de données de très bonne qualité (score 2).

¹⁶³ La représentativité des données collectées par rapport à la production totale d'huile de palme au Brésil en 2009 est mise en perspective dans la figure 33 (Chapitre V).

VI.1.3. L'insuffisance de l'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV à l'égard des données d'entreprise : les limites non pris en compte

La sous-section précédente met en évidence que, dans l'approche actuelle d'évaluation de qualité des données, une représentativité élevée constitue la clé de l'obtention des résultats de bonne qualité (Leroy, 2009). Autrement dit, si l'on part du principe que l'objectif de l'étude consiste à la réalisation d'une ACV spécifique, la simple utilisation des données d'activité propres à l'entreprise lui confère une « qualification » excellente ou, au moins, très bonne. Pourtant, nous allons montrer que plusieurs problèmes par rapport à ces données (et au processus de recueil) ne sont pas pris en compte dans les IQD utilisés pour évaluer ce niveau qualité.

Nous avons observé attentivement le processus de recueil de données afin d'identifier et d'examiner les variables pouvant influencer la qualité de l'évaluation que nous avons menée. Dans cette section nous décrivons les problèmes et les difficultés rencontrés lors de la construction de l'inventaire du cycle de vie (ICV) à partir de sept variables que nous avons observées :

- les départements impliqués dans la collecte des données (nombre et spécificité) ;
- le nombre de participants ;
- le format de la donnée ;
- la méthode de production de la donnée ;
- la disponibilité de la donnée (en nombre d'années disponibles) ;
- le temps nécessaire pour le recueil ;
- la présence (ou non) de vérification par un organisme extérieur.

Le tableau 51 présente les caractéristiques des données d'entreprise collectées par rapport à ces variables.

Tableau 51: Caractéristiques des données (brutes) collectées

Entrants Aspects	Engrais minéraux	Engrais organiques	Pesticides	Carburants	Autres
Départements^a	CC, PA, P&D, IA	RSE, P&D	IA, CCh	CC, PA, IA	RSE
Participants^b	b,c,g	a	b,c,d,e,f	b,h,	a, i
Format	Tableau Excel et Système d'information (SIGLA)	Tableau Excel	Tableau Excel	Tableaux Excel, Contrats et Système d'information (SIGLA)	Système d'information (SIGLA)
Méthode	Mesure (valeurs réelles)	Mesure (valeurs réelles)	Mesure (valeurs réelles)	Mesure (valeurs réelles), et estimations	Mesure (valeurs réelles)
Disponibilité (années)	Pl. immatures: 2009 uniquement Pl. matures : 5 ans	A partir des FFB : 2009 uniquement à partir des effluents : indisponible	Pl. immatures: 2009 uniquement Pl. matures : 3 ans	2009 uniquement	Rendements : 25 ans Electricité : plusieurs années
Temps de récolte^c	Pl. immatures: plus de 4 heures Pl. matures : Plus de 2 heures	Plus de 4 heures	Pl. immatures: plus de 4 heures Pl. matures : Plus de 2 heures	Plus de 6 heures	Moins de 2 heures
Audit	Non	Non	Non	Non	Non

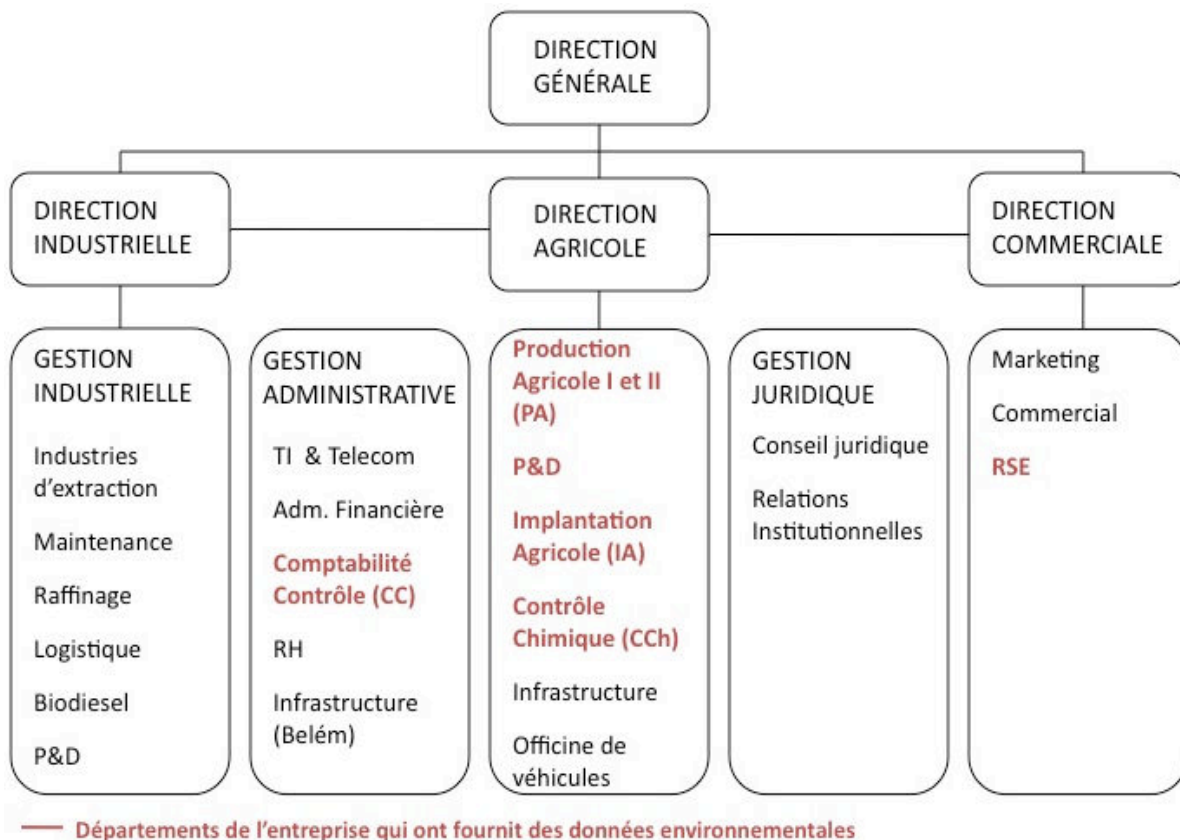
Pour faciliter la lecture du tableau, les dénominations des départements (a) ont été remplacés par les initiales des départements (Cf. Figure 39) ; et les noms des participants (b) ont été remplacés par des lettres minuscules. Le temps de récolte (c) inclut le temps des échanges entre l'intervenant-chercheur et le participant et puis le temps nécessaire pour la recherche ou pour la production de l'information (le temps d'attente pour l'accès à l'information n'est pas compté).

Sur la base des caractéristiques des données présentées dans le tableau ci-dessus, nous allons décrire les quatre problèmes majeurs rencontrés pendant la construction de l'ICV : l'inexistence d'une structure dédiée au sein de l'entreprise, le temps de collecte et de traitement des données, l'accès restrictif aux données, l'absence de vérification formelle des données. Dans les points suivants nous montrons que ces aspects non pris en compte dans les IQD compromettent fortement la qualité des données.

IV. 1.3.1. L'inexistence d'une structure dédiée et d'un système d'information adapté

Nous avons vu, dans la description de la méthodologie, que nous avons bénéficié d'un appui important lors du travail de collecte de données. Le responsable RSE de l'entreprise (Monsieur Dias) s'est chargé d'identifier les personnes au sein de différents départements de l'entreprise susceptibles d'aider au recueil des données, ce qui a contribué fortement au bon déroulement de notre travail au sein de l'entreprise (Cf. Section III.2.2.2.1, Chapitre III). Malgré cela, la collecte de données au sein d'Agropalma n'a pas été une opération aisée. Une des raisons principales qui explique cette difficulté réside dans le fait que l'entreprise ne dispose pas d'une structure dédiée et/ou d'un système d'information environnementale adapté¹⁶⁴. Cela implique de disposer d'une base homogène de données environnementales pour accommoder et organiser les données environnementales nécessaires au type d'évaluation que nous avons réalisé. (Labouze, 1995).

Figure 39. Structure organisationnelle d'Agropalma



¹⁶⁴ A notre connaissance, peu d'ACV menées jusqu'à présent ont été soutenues par des systèmes d'information adaptés, mais certains systèmes spécialement conçus pour ce type d'objectif sont déjà disponibles (voir par exemple Eun *et al.* (2009) qui introduit un système d'information appelé « SMIS : Sustainability Management Initiative System ») qui facilite la réalisation des ICV à partir des modules adaptés.

L'entreprise dispose d'un système d'information traditionnel de gestion (appelé SIGLA) qui rassemble dans une seule base des données toutes les informations financières, industrielles et comptables et qui le rendent accessibles aux membres de l'entreprise. Ce système repose sur quatre modules de gestion de l'information à partir d'une base de données intégrée : les modules commercial, financier, industriel et comptable. Pour Christophe (2004, p.76), ce type d'outil traditionnel est inadapté « *soit parce que l'on se heurte à des limites bien connues en comptabilité traditionnelle (cas de l'individualisation des dépenses)¹⁶⁵, soit parce que l'évaluation environnementale sort du champ de l'observation traditionnel d'analyse économique* ».

En effet, l'utilité du système d'information d'Agropolma pour la collecte de données que nous avons réalisée a été assez réduite. Le système a été à la source d'un certain nombre d'informations environnementales (par exemple, les engrais minéraux utilisés dans les plantations immatures et le diesel utilisé pour le transport des fruits). Néanmoins, pour la plupart des informations nécessaires, la donnée n'existait pas dans un format utile à la création de l'inventaire (ICV) car elle était agrégée au sein du système. Dans ce contexte, la plupart des informations ont été collectées à partir de sources multiples identifiées dans l'entreprise. Ces sources constituent principalement des tableaux Excel spécifiques élaborés au sein de différents départements. Comme montre la figure 39, les données recueillies proviennent de six départements différents de l'entreprise. Au total, neuf personnes (de « a » à « i » dans le tableau 51) au sein de ces départements ont contribué au processus de collecte des données.

Les deux prochains éléments que nous allons exposer (le temps de collecte et de traitement des données ; et l'accès restrictif aux données) sont liés à l'absence d'une structure dédiée et d'un outil adapté pour ce type de comptabilité.

VI. 1.3.2. Le coût en terme de temps de collecte et de traitement des données

La collecte des données a été très coûteuse en terme de temps pour les collaborateurs au sein de l'entreprise ainsi que pour nous en tant qu'intervenant-chercheur. Environ une semaine a été nécessaire (en termes de temps effectivement consacré à la collecte des données) et presque un mois si l'on prend en compte le temps d'attente pour la production ou la recherche

¹⁶⁵ Comme l'explique Christophe (1995b) « *ce n'est pas toujours évident d'individualiser les coûts (...) ce n'est pas parce qu'ils sont comptabilisés que ces coûts constituent nécessairement une information. En effet, pour qu'il deviennent une information ils doivent être repérables* ».

des données demandées. D'ailleurs, l'entreprise ne s'attendait pas à un travail de récolte des données si long et si consciencieux comme celui que nous avons mené avec l'aide de ses collaborateurs. A un moment donné du processus de recueil des données (à la fin plus précisément) Monsieur Dias s'est manifesté à propos de ce problème. Selon Mr Dias, la réalisation de ce travail était devenue une difficulté pour ses collègues et spécialement pour lui-même à cause de l'importance du temps investi (auquel ils ne s'attendaient pas!). En d'autres mots, si l'entreprise avait été consciente de cela auparavant, il est possible que la collaboration pour ce travail n'aurait pas pu s'effectuer.

En outre, plusieurs jours ont été nécessaires pour transformer les informations recueillies dans des données adéquates à la consolidation de l'inventaire des entrées (c'est le cas spécialement pour les engrais)¹⁶⁶. Rappelons que les données collectées sont des données brutes (sur les rendements annuels, quantités d'engrais et de pesticides consommés, quantités de diesel consommés pour le transport de fruits et pour la mécanisation, etc.) (Cf. Chapitre V, Section V.2.3.1.1, voir aussi l'annexe 5 qui contient les données brutes collectées).

Nous tenons enfin à souligner que le contexte de notre recherche nous inscrit dans une situation privilégiée en matière de temps pour la réalisation de la collecte des données. Autrement dit, un tel processus de collecte des données avec le degré de spécificité que nous avons fourni par rapport aux données d'activité serait difficilement réalisable dans des conditions normales de réalisation d'une ACV.

VI. 1.3.3. L'accès restreint aux données

L'accès à l'information collectée au sein de l'entreprise était souvent difficile. Nous avons constaté trois aspects de cette difficulté : *i)* l'existence des données environnementales était totalement conditionnée à la gestion des aspects financiers, *ii)* l'accès à la donnée était partiel pour la plupart des informations, *iii)* une absence totale de la donnée a été constatée pour un des paramètres d'entrée.

¹⁶⁶ Dans les tableaux 11 (section 2.3.1.1 du chapitre V), nous avons fourni un exemple de traitement des données concernant les engrais minéraux.

VI.1.3.3.1. Un accès aux données conditionné à la gestion des aspects financiers

Dans le champ de la comptabilité environnementale, la littérature aborde la question des limites de la comptabilité de gestion au niveau des besoins en matière d'information environnementale depuis plusieurs années (Christophe, 1995b ; 2004 ; Antheaume, 1996 ; etc.). Les informations à caractère financier ne peuvent, en effet, répondre que partiellement aux besoins en matière d'informations relatives à l'environnement. Antheaume (1996) considère que ces informations « *satisfont actionnaires, banquiers et créanciers en singularisant une catégorie de dépenses et de risques qui prend des proportions significatives (...). En revanche, elles sont d'un intérêt plus limité dès lors qu'on veut juger les efforts accomplis par une entreprise pour réduire les pollutions dues à son activité et réduire à la source ses consommations de ressources naturelles et d'énergie (...)* » (p.58).

La disponibilité des données environnementales à Agropalma était, en effet, totalement conditionnée à la gestion des aspects financiers. Par exemple, l'accès aux données relatives aux engrais minéraux appliqués aux plantations matures était relativement aisé par rapport à d'autres données. Cette facilité s'explique par le fait que l'entreprise consacre une attention importante à la gestion de la fertilisation minérale des plantations matures: celle-ci représente 30% des coûts de production à Agropalma (Entretiens : Agropalma, 2010 ; 2011). Des données étaient donc disponibles sur les quantités d'engrais minéraux utilisées pendant plusieurs années et le temps de recueil était aussi moins long par rapport à d'autres données.

En revanche, la collecte de l'information sur la consommation des carburants était une tâche beaucoup plus difficile (principalement quand elle était liée à des services fournis par des tiers). Par exemple, la donnée concernant la consommation réelle de diesel pour la préparation des sols n'était pas disponible¹⁶⁷. Dans ce cas, la donnée a été estimée à partir des informations existantes dans des contrats établis avec les sous-traitants qui ont fourni le service de préparation du sol. Mais il a fallu aller chercher ces contrats dans les archives et vérifier les coûts indiqués pour le diesel par rapport à chaque machine utilisée pour réaliser cette estimation.

¹⁶⁷ Dans les comptes traditionnels de l'entreprise, cette donnée est agrégée par le centre de coût intégré dans le système d'information de l'entreprise (SIGLA), ce qui empêche son utilisation dans le cadre de notre étude.

VI.1.3.3.2. Un accès partiel à la plupart des données

Pour la plupart des données collectées, leur disponibilité était limitée à l'année de l'étude (2009). Il ne s'agit pas d'une impossibilité d'accès à proprement parler puisque les sources contenant (ou nécessaires pour produire) ces données étaient archivées, mais plutôt d'un problème de temps pour que cela se réalise. Au départ nous avions pour objectif de collecter les données d'activité des cinq dernières années (de 2005 à 2009) dans le but de vérifier la différence des résultats pour les cinq dernières années ainsi que la moyenne sur 5 ans¹⁶⁸. Au vu de la difficulté d'accès à l'information, l'entreprise s'est vue obligée de refuser de nous fournir les données correspondant aux années antérieures à 2009 par rapport à certains flux.

Cette difficulté n'a pas eu vraiment de conséquences sur la qualité de l'évaluation, mais cela aurait pu être le cas s'il s'agissait d'un objectif de l'étude. Dans tous les cas, le temps nécessaire pour collecter ces données pouvait compromettre l'accomplissement des tâches administratives et opérationnelles déjà prévues dans le cadre du travail des collaborateurs de l'entreprise contribuant au processus de recueil des données d'ACV.

VI.1.3.3.3. L'inexistence de certaines données

L'information nécessaire à l'inventaire des entrées n'était pas disponible pour tous les paramètres: les informations relatives à la quantité des effluents appliqués sur le champ comme l'engrais organique, n'étaient disponibles pour aucune année. Dans ce cas, la donnée a été estimée à partir de la littérature (Schmidt, 2007).

VI. 1.3.4. L'absence de vérification

Aucune donnée collectée n'a fait partie d'un processus de vérification par un organisme extérieur à l'entreprise (dans le cadre d'un audit, par exemple). Nous avons essayé de combler partiellement cette lacune avec une vérification appuyée par des experts, pour les aspects qui influencent l'impact sur le changement climatique de manière importante. Les spécialistes de la culture du palmier à huile du Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) ont contribué, avec des jugements basés sur leur connaissance du problème, ce qui nous a permis à la fois de corriger et de renforcer la robustesse des données

¹⁶⁸ Comme le palmier à huile est une culture pérenne (avec un cycle de 25 ans) il serait intéressant d'inclure des analyses de sensibilité pour montrer la différence entre le résultat de cette moyenne et le résultat que nous avons calculé pour l'année 2009, du fait des variations d'âge des plantations chaque année.

relatives aux engrais appliqués. Mais ce type de vérification ne constitue pas une vérification à proprement parler.

Reprenons la question posée par Christophe (1995a) selon lequel « *l'absence d'obligations peut expliquer pour une grande partie, l'insuffisance de l'information environnementale, mais dans quel cadre la publication d'une information environnementale doit être faite ?* » (p.21). En ce qui concerne les ACV, Schaltegger (1996) considère que la fiabilité et la représentativité de l'information spécifique au site ne peuvent pas être garanties sans un audit environnemental¹⁶⁹. Au sens de Schaltegger seule l'ACV basée sur des données propres à l'entreprise, recueillies individuellement de manière périodique, uniforme et vérifiées par une tierce partie, peut être utile pour une prise de décision. Nous partons donc du principe que la production et la vérification des données concernant la conservation du capital naturel devraient s'effectuer dans les mêmes conditions qu'elles se réalisent pour la conservation du capital financier (Richard, 2012), c'est à dire, de façon obligatoire et contrôlée par un processus d'audit dont les coûts sont financés par les entreprises¹⁷⁰.

A l'égard de la vérification des données, la Directive EnR spécifie que « *Les Etats membres prennent des mesures afin de veiller à ce que les opérateurs économiques soumettent des informations fiables et mettent à la disposition de l'Etat membre, à sa demande, les données utilisées pour établir les informations. Les Etats membres exigent des opérateurs économiques qu'ils veillent à assurer le niveau suffisant de contrôle indépendant des informations qu'ils soumettent et qu'ils apportent la preuve que ce contrôle a été effectué. Le contrôle consiste à vérifier si les systèmes utilisés par les opérateurs économiques sont précis, fiables et à l'épreuve de la fraude. Il évalue la fréquence et la méthode d'échantillonnage ainsi que la validité des données* » (Article 18). Malgré ce rappel au niveau de la vérification des données, on voit mal comment la Commission (par le biais des Etats membres) pourrait garantir, à travers les moyens de vérification conventionnels, la fiabilité des données fournies par les entreprises. Tout, d'abord, comme nous le constatons, l'approche actuelle d'analyse de qualité

¹⁶⁹ D'après le règlement de l'Union Européenne (article 2-f du règlement du 29 juin 1993), l'audit environnemental « *comporte une évaluation systématique, documentée, périodique et objective du fonctionnement de l'organisation, du système de management et des procédés destinés à assurer la protection de l'environnement* » (Mikol, 1995).

¹⁷⁰ On souligne, néanmoins, que la qualité des audits n'est pas forcément homogène dans les différents pays. Francis (2011) indique, par exemple, qu'« *alors que le scepticisme est au cœur de la pratique de l'audit dans les cultures anglo-américaines, il est moins évident si le scepticisme peut fonctionner aussi librement dans les cultures où le conflit est évité et la coopération constitue la norme* », et que en plus « (...) nous savons très peu de choses sur ces effets contextuels, même pour les audits financiers ». Selon cet auteur, il serait important d'examiner de près les contextes spécifiques dans lesquels les pratiques d'audit et de certification ont lieu ainsi que les effets que cela peut avoir sur le comportement des experts de la certification.

des données d'ACV semble être largement insuffisante pour juger de la qualité (y compris la fiabilité) des données d'activité propres à l'entreprise. En plus, à l'exception d'une revue critique, la pratique des ACV aujourd'hui n'implique aucun type de vérification obligatoire des données par un organisme extérieur.

Avant de conclure sur la qualité de l'ACV réalisée, nous allons compléter cette section en établissant un parallèle entre le type de vérification des données nécessaire aux ACV (au sens de Schaltegger) et la revue critique des ACV. Nous présentons également les normes et règlements existants les plus connus en matière d'audit d'environnement présentant des liens avec la pratique des ACV.

VI. 1.3.4.1. La revue critique des ACV : un outil de vérification insuffisant

D'après ISO 14044 (2006), la revue critique est un « *processus destiné à assurer la cohérence entre l'analyse de cycle de vie et les principes et exigences des normes internationales sur l'analyse de cycle de vie* »¹⁷¹. Quand il s'agit d'études visant à comparer des produits et à communiquer les résultats au grand public, la revue critique constitue un élément obligatoire qui permet de réviser et de valider l'ACV.

Pour la communauté spécialisée, il s'agit, en effet, d'un processus qui permet de garantir la qualité scientifique et technique et d'améliorer la crédibilité de l'étude ACV (Fava et Pomper, 1997 ; Klöpffer, 1997).

Conformément à la norme ISO 14044, la revue critique doit « *s'assurer que* :

- *les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont conformes à la norme internationale ;*
- *les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont scientifiquement et techniquement valable ;*
- *les données utilisées sont appropriées et raisonnables par rapport à l'objectif de l'étude ;*
- *les interprétations reflètent les limitations identifiées et l'objectif de l'étude ;*
- *le rapport d'étude est transparent et cohérent* » (ISO, 14044, 6.1).

La revue critique apporte ainsi un regard critique d'expert sur la conformité de l'ACV avec les

¹⁷¹ In « *Terms and definitions* » (ISO 14044, 3.45).

normes ISO, mais, à notre sens, elle ne semble pas constituer un véritable outil de vérification des données. Par ailleurs, à notre connaissance, il n'existe pas de guide spécifique permettant de préciser la façon dont le caractère « *appropriée et raisonnable* » de données devrait être jugé. A titre d'exemple, l'appréciation sur les données dans le rapport de revue critique de l'étude de l'ADEME (2010a) portant sur l'ACV des biocarburants utilisés en France se résume au contenu suivant:

« Les données d'inventaire utilisées lors de cette étude peuvent être distinguées entre des données primaires (spécifiques) et secondaires décrivant les processus d'avant-plan ayant lieu en France (activités agricoles, usines de transformation) associés aux différentes filières de biocarburants et des données secondaires (génériques) décrivant les processus d'avant plan (activités agricoles ayant lieu ailleurs qu'en France) et ceux d'arrière plan (production de réactifs, d'énergie, transports). Les données primaires ont été obtenues auprès des parties prenantes impliquées dans le comité technique (acteurs industriels et instituts agricoles techniques), les données secondaires ont été tirées de la littérature spécialisée et de la base des données suisse ecoinvent, une des plus récentes disponibles. En ce sens, il est possible de dire que les données utilisées sont appropriées et raisonnables par rapport aux objectifs de l'étude ». (Boucher et al., 2009, p.6).

Dans cet exemple nous voyons que la nature des données (primaire ou secondaire) ainsi que leurs sources sont bien connues. Mais quid des méthodes de calcul et de vérification de ces données primaires au sein des entités qui les ont fournies? Quid, concrètement, de la crédibilité de ces données? Notons, par ailleurs, que ce problème concerne aussi les données secondaires. Si nous partons du principe que les données d'activité primaires utilisées dans les ACV proviennent toujours de boîtes noires, il est difficile d'imaginer que nous pouvons tirer des conclusions sur le niveau de qualité des données secondaires (décrivant les processus d'avant plan) issues de bases de données d'ACV basée sur des moyennes (dont les données proviennent forcément de plusieurs boîtes noires).

VI. 1.3.4.2. Les audits environnementaux

Selon la norme ISO 14010, l'audit environnemental est « *un processus méthodique et documenté de vérification des preuves, visant à déterminer si les activités, événements, conditions, systèmes de management relatifs à l'environnement ou les informations y affectant sont conformes aux critères prédéfinis* » (Bezou, 1997, p.78).

Comme le souligne Bezou, il n'existe pas un audit, mais des audits environnementaux. Le tableau suivant recense ces différents types d'audits.

Tableau 52. Les principaux types d'audit environnemental

L'audit de conformité	Il est le point de départ de tout audit environnemental. Son objectif est d'apprécier dans quelles mesures les conditions d'exploitation et de fonctionnement d'une entreprise industrielle sont conformes à la réglementation en vigueur. L'audit de conformité répond à une préoccupation défensive.
L'audit de risque	L'audit de risque s'inscrit dans une logique préventive. Il a pour fonction essentielle de permettre à l'entreprise ou à l'usine concernée de se prémunir contre les risques d'accidents ; et d'évaluer les incidences économiques et financières du risque encouru. Ce type d'audit est souvent réalisé dans le cadre des contrats d'assurance (par des experts directement mandatés par l'assureur). Mais il peut également être effectué à la demande de l'industriel qui souhaite connaître avec exactitude l'étendue des risques que les conditions d'exercice de son activité font peser sur l'environnement.
L'audit de site	Ce type d'audit consiste pour l'essentiel à recenser les différentes voies de migration des polluants, ainsi que le degré de contamination des milieux récepteurs afin de déterminer quelles sont les mesures à prendre – et les investissements à consentir – pour remédier cet état. Il s'avère nécessaire lorsque l'entreprise souhaite acquérir une nouvelle implantation ou procéder à l'extension des installations existantes.
L'audit de cession ou d'acquisition	Il est utilisé lors du transfert de propriété d'un site industriel ou lorsqu'une entreprise décide de prendre une participation dans une entreprise. L'objet d'un tel audit est d'identifier, préalablement à l'opération de cession ou d'acquisition, ce qu'il est convenu d'appeler le passif de la pollution.
L'audit de gestion	Contrairement aux précédents cet audit ne se limite pas à l'examen – fut-il documenté – des sources potentielles de pollution ou des risques attachés au fonctionnement d'une installation. Il participe d'une démarche beaucoup plus ambitieuse : « il s'agit d'utiliser l'audit de manière périodique, pour participer à la définition de la politique globale de l'entreprise » (Lepage-Jessua, 1992).

Source : élaboré à partir de Bezou (1997).

Parmi les différents types d'audit présentés dans le tableau ci-dessus, celui ayant un rapport avec la question de la fiabilité des données environnementales est l'audit de gestion. Nous présentons par la suite les normes et systèmes d'audit de gestion présentant un certain lien avec les évaluations du type ACV. Il s'agit de deux normes internationales pour le management environnemental appartenant à la famille ISO 14000 (ISO, 2009) et de la réglementation européenne EMAS (éco-audit).

La norme ISO 14001

La norme 14001 existe depuis 1995 et constitue une des normes de la série ISO 14000 qui propose des prescriptions sur le fonctionnement des Systèmes de management Environnemental (SME) des organisations. La certification 14001 tend à inscrire l'entreprise dans un processus d'auto-amélioration de ses performances environnementales, ce qui garantit une certaine qualité des processus de management environnemental auprès des parties prenantes (Lafontaine, 2000). Comme le souligne Bezou (1997), cela permet à l'entreprise d'« *introduire une certaine rigueur interne et par voie de conséquence, d'améliorer la gestion en optimisant les coûts* » (...). Mais au delà de l'intérêt méthodologique qu'elle présente, la norme ISO 14001 se caractérise par un trait essentiel : la possibilité qu'elle offre à l'entreprise de faire évaluer son système par une tierce partie et de bénéficier subséquemment, de cette crédibilité que seule l'intervention d'un organisme Indépendant pourra lui conférer » (p.165).

Néanmoins, la vérification en vue d'une certification ISO 14001 ne dépasse pas le respect des exigences de la norme en elle même. C'est à dire, qu'elle ne se préoccupe pas d'une vérification des données environnementales ou même d'une vraie vérification du respect des règlements environnementaux. Il n'y a, en effet, pas de limite ou d'objectif fixé par la Norme ISO 14001. C'est l'entreprise qui définit ses objectifs de performance environnementale et la vérification est effectuée par rapport aux objectifs qu'elle même s'est fixée (Bezou, 1997).

L'audit environnemental dans le cadre de la norme ISO 14001 n'apporte ainsi aucune contribution directe au niveau de la mise en place d'une ACV et notamment de la crédibilité des données d'ACV. Nous tenons à souligner, par ailleurs, qu'Agropalma est une entreprise certifiée ISO 14001¹⁷².

¹⁷² http://www.agropalma.com.br/media/certificados/certificado_ISO_14001.pdf.

La norme ISO 14064

La norme ISO 14064 (2006) porte spécifiquement sur les émissions de gaz à effet de serre (GES). Cette norme vise la normalisation des mesures de validation et de vérification de la quantification des émissions de GES afin de les rendre harmonisées et crédibles. Elle est composée de trois parties (Weng et Boehmer, 2006) :

- la Partie 1 (14064-1) décrit les spécifications et lignes directrices, au niveau des *organismes*, pour la quantification et la déclaration des émissions de GES ;
- la Partie 2 (14064-2) décrit les spécifications et lignes directrices, au niveau des *projets*, pour la quantification, la surveillance et la déclaration des émissions de GES ;
- la Partie 3 (14064-3) décrit les spécifications et lignes directrices, au niveau des *projets*, pour la validation et la *vérification* des déclarations des émissions de GES.

ISO 14064-3 détaille les principes et les exigences relatives à la vérification des inventaires des GES. Bien que cette norme soit spécifique à la catégorie du changement climatique, elle diffère de la norme précédente du fait de l'introduction de spécifications par rapport à la validation et la vérification des déclarations de gaz à effet de serre.

A titre d'exemple, nous présentons ci-dessous l'extrait d'un avis de vérification¹⁷³ rendu public d'une entreprise :

« L'objectif de la vérification visait à confirmer que l'inventaire est conforme au critère de vérification applicable, soit la norme ISO 14064-1. La vérification a été conduite conformément à la norme ISO 14064-3 afin d'atteindre un niveau d'assurance raisonnable (...). L'équipe de vérification a examiné les documents fournis par Bell Canada et utilisé les techniques et les processus suivants : évaluation des limites de l'inventaire, révision des facteurs d'émission et autres indicateurs ayant été utilisés pour déterminer les consommations d'énergies ou de carburants (ex. \$/kWh, \$/L), retraçage des données brutes de consommation d'énergie et de carburants, recalcul des émissions, retraçage des émissions provenant des HFC et des déplacements d'affaires, évaluation de l'application des procédures en place pour assurer la qualité des données et informations GES (...) »¹⁷⁴.

¹⁷³ ISO 14065 définit les exigences pour les organismes qui procèdent à ce type de la validation.

¹⁷⁴ Avis de vérification disponible sur : http://www.bce.ca/assets/widgets/Responsibility/CR-report-2011/Avisverification_Enviroaccs_FR.pdf. Accédé le 5 août 2013.

L'éco-audit

L'éco-audit (ou EMAS)¹⁷⁵ est une norme européenne révisée en 2009¹⁷⁶ qui prescrit les exigences relatives à la mise en place d'un système de management environnemental (SME). Il s'agit également d'un système volontaire et qui reconnaît la norme 14001¹⁷⁷. C'est à dire que les entreprises ayant déjà mis en place un système de management dans le cadre d'une certification ISO 14001 peuvent bénéficier de la validation EMAS. Néanmoins, à la différence de la norme ISO 14001, cette validation implique la publication d'une déclaration environnementale¹⁷⁸ (Bezou, 1997 ; Morrow et Rondinelli, 2002).

La figure suivante présente l'articulation entre la norme ISO 14001 et le règlement communautaire.

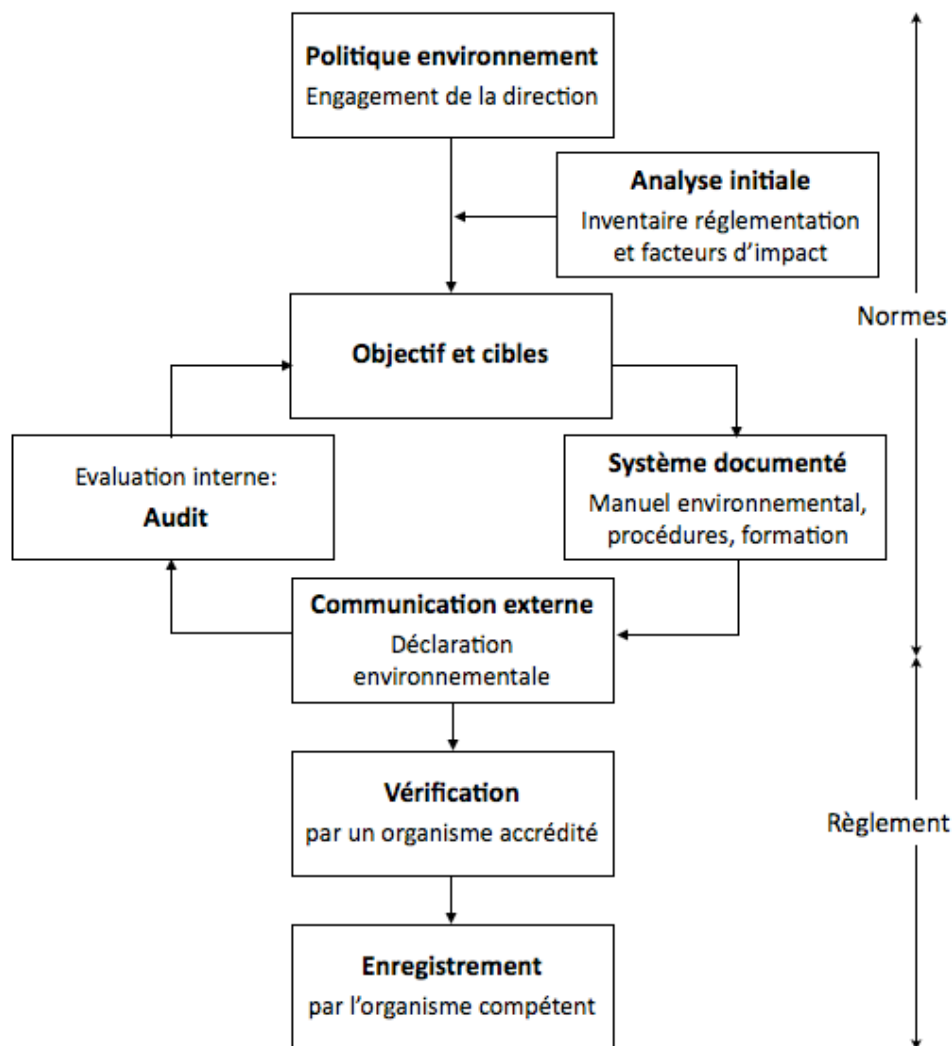
¹⁷⁵ « Eco Management and Audit Scheme » en anglais et Système de management environnemental et d'audit en français.

¹⁷⁶ Règlement (CE) N° 1221/2009 du Parlement Européen et du Conseil du 25 Novembre 2009 concernant la participation volontaire des organisations à un système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS), abrogeant le règlement (CE) n° 761/2001 et les décisions de la Commission 2001/681/CE et 2006/193/CE, JOUE du 22 Décembre 2009.

¹⁷⁷ Cette reconnaissance est officielle depuis mars 1997, quand le comité d'experts nationaux chargé de suivre l'application du règlement Eco-audit en eut approuvé le principe à l'unanimité (Bezou, 1997, p.66)

¹⁷⁸ La réglementation indique que l'organisation « *doit pouvoir démontrer au vérificateur environnemental que toute personne qui s'intéresse aux performances environnementales de l'organisation peut avoir accès facilement et librement aux informations (...)* » (Annexe IV, 3-D).

Figure 40. L'articulation entre la norme ISO 14001 et le règlement communautaire (EMAS)



Source : AFNOR (à partir de Bezou, 1997, p.67)

Conformément à l'annexe IV du règlement (Commission Européenne, 2009b, Annexe IV, B-e ; C-2a ; C-2b), la déclaration environnementale doit contenir, entre autres « *une synthèse des données disponibles sur les performances de l'organisation par rapport à ses objectifs environnementaux généraux et spécifiques au regard des incidences environnementales significatives. Les informations doivent porter sur les indicateurs de base (...)* :

- i) *efficacité énergétique ;*
- ii) *utilisation rationnelle des matières ;*
- iii) *eau ;*
- iv) *déchets ;*
- v) *biodiversité ;*
- vi) *émissions (...).*

Chaque indicateur de base se compose des éléments suivants :

- i) un chiffre A correspondant à l'apport/incidence annuel(le) total(le) dans le secteur concerné ;
- ii) un chiffre B correspondant à la production annuelle totale de l'organisation ;
- iii) un chiffre R correspondant au rapport A/B ».

La déclaration environnementale est établie au terme d'un audit qui comprend une procédure de vérification¹⁷⁹. Celle-ci évalue la fiabilité, la crédibilité et l'exactitude des données et des informations contenues dans la déclaration environnementale. L'enregistrement, ensuite, de chaque site effectué donne droit à l'utilisation d'un logo¹⁸⁰ que l'entreprise peut apposer à ses documents.

Finalement, l'éco-audit semble présenter une procédure de vérification (et tout comme la norme ISO 14064-3) plus proche de celle que Schaltegger (1996) juge nécessaire au contrôle de l'information par rapport aux données d'ACV. En revanche, comme le souligne Christophe (1995a), pour que ce type de vérification soit efficace il faudrait le rendre obligatoire. Par ailleurs, un aspect limitant de l'EMAS réside justement (ainsi comme dans la norme ISO 14001) dans sa grande « adaptabilité ». Le règlement spécifie, par exemple, dans son Annexe IV que « *Lorsqu'une organisation conclut qu'un ou plusieurs des indicateurs de base sont sans rapport avec ses aspects environnementaux directs, elle peut se dispenser de les faire figurer. L'organisation apporte une justification à cette fin, en faisant référence à son analyse environnementale* ».

Des référentiels utiles à la Directive EnR?

Tout d'abord, le caractère « obligatoire » de la production de la preuve constitue un élément clé de différenciation d'un cadre réglementaire comme celui de la Directive EnR par rapport à un audit d'environnement volontaire. Nous constatons, néanmoins, l'absence de précisions de la Commission en ce qui concerne le processus de vérification sur les résultats des bilans

¹⁷⁹ D'après le règlement, le vérificateur doit être indépendant et impartial: « (...) le vérificateur environnemental doit démontrer que son organisme est indépendant et son personnel libre de toute pression commerciale, financière ou autre susceptible d'influencer leur jugement ou de compromettre la confiance en leur indépendance de jugement et leur intégrité par rapport à leurs activités et qu'il se conforme aux règles applicables à cet égard » (Annexe III du règlement n° 1836/93: Exigences concernant l'agrément de vérificateurs environnementaux et leurs fonctions) (Christophe, 1995).

¹⁸⁰ A ne pas confondre avec les labels attribués dans le cadre des écolabels de produits (Cf. Section I.2.1.3.1, point 3, Chapitre I). L'éco-audit permet à l'entreprise d'apposer un logo sur ces documents, mais pas sur ses produits.

carbone des biocarburants et particulièrement par rapport aux données d'activité de l'évaluation.

A l'heure actuelle, il n'y a pas d'agrément général sur le format des rapports de vérification ainsi que de leur contenu (Comment la vérification des informations doit être effectuée ? Quelles informations devraient être incluses dans une déclaration de vérification ?). En revanche, nous estimons que les spécificités en matière de vérification existantes dans le cadre de l'éco-audit et de la norme ISO 14064 pourraient constituer des référentiels utiles à des réglementations contraignantes comme celle de la Directive EnR. Toutefois, l'imposition de règles spécifiques avec la prise en compte de véritables indicateurs de qualité des données d'entreprise nous paraît un élément indispensable à considérer dans ce processus en vue d'assurer un certain contrôle de qualité et de fiabilité des évaluations du type ACV.

Le rôle de l'expert-comptable dans le processus de vérification

Globalement, en matière d'audit environnemental, la contribution potentielle des experts-comptables au niveau des procédures est soulignée par des nombreux auteurs (Christophe, 1992 ; Christophe 1995b, 2004 ; Mikol, 1995, Peuch-Lestrade, 1995, Antheaume, 1996, Dixon *et al.*, 2004, pour citer quelques uns). Pour Mikol (1995), l'audit environnemental « *ouvre des nouvelles tâches à divers spécialistes scientifiques (chimistes, biologistes,...)*¹⁸¹ mais aussi aux auditeurs d'origine comptable : qui mieux que ces derniers, peut évaluer les systèmes, analyser les procédures, vérifier le respect de politiques (...) » (p.34). La constitution des équipes mixtes composées par des auditeurs comptables, ingénieurs, juristes, etc. se fait déjà dans certains cabinets d'audit pour garantir la pertinence et la véracité des informations environnementales (Christophe, 2004 ; Antheaume et Christophe, 2005, p.84). Christophe (2004) précise, par exemple, qu'au niveau des rapports environnementaux, l'auditeur « *peut ne certifier qu'une partie du rapport (seulement les chiffres relatifs aux quantités de polluants émis), ou bien certifier que la méthode d'estimation retenue par l'entreprise a été correctement appliquée mais sans se prononcer sur le bien fondée de la méthode...* » (p.73). En ce qui concerne l'ACV, l'expert-comptable pourrait être en mesure d'apporter une contribution importante dans la mise en place des procédures d'audit et de vérification des méthodes de calcul des flux physiques (Antheaume, 1996).

¹⁸¹ Comme le souligne Peuch-Lestrade (1995, p.38), « *L'expert-comptable na pas à être un informaticien spécialiste. Au même titre il n'a pas vocation à devenir un ingénieur ou un expert technique. Cependant, il a un rôle important à jouer* ».

Malgré cela, la contribution des auditeurs comptables reste encore limitée en matière d'audit environnemental. Comme le dit Dixon (2004, p.135), « *There is a need for professional guidance, which should address items such as environmental costs and liabilities, environmental disclosures, environmental reporting and standards for independent verification* ». Selon Dixon, sans une orientation spécifique concernant les questions liées à l'environnement, le professionnel d'audit ne peut pas être en mesure d'apporter une contribution significative à la réalisation des audits d'environnement.

CONCLUSION SUR LA QUALITE DES DONNEES

L'évaluation que nous avons réalisée souffre, au delà des problèmes relatifs aux données scientifiques, de problèmes significatifs liés aux données d'activité. Bien qu'il s'agisse de données primaires propres à l'entreprise choisie pour notre étude, des nombreuses limites ont été identifiées :

- d'une part, des limites affectant directement la qualité des données : l'absence partielle ou totale de certaines données et l'absence de vérification par une tierce partie ;
- d'autre part, des limites inhérentes au processus de collecte des données : le coût en terme de temps de collecte et de traitement des données, l'absence de données ou un accès restreint aux données. Ces problèmes sont particulièrement liés à l'absence d'une structure dédiée et/ou d'un système d'information environnementale appropriée.

Malgré la présence de ces limites, l'analyse de qualité des données que nous avons réalisée indique un niveau de qualité excellent pour la plupart des données d'activité. L'approche actuelle de l'analyse de qualité des données d'ACV, basée essentiellement sur le caractère de représentativité des données, se montre largement insuffisante pour juger de la qualité des données spécifiques d'entreprise car seule la qualité des données basées sur des moyennes industrielles y apparaît comme un élément d'évaluation puisque le caractère spécifique des données leur confère, de toute façon, le meilleur niveau de qualité. Mais comme nous pouvons le constater, l'ACV réalisée à partir de données spécifiques d'entreprise n'exclut pas la présence de limites pouvant affecter la qualité du résultat.

Il ressort de cette analyse qu'une **instrumentation de la gestion pouvant contribuer à l'évolution des ACV** se situe justement au niveau de l'analyse de la qualité des données. Au vu de l'importance que peuvent jouer les données d'entreprise, notamment dans des cadres

règlementaires, le développement et l'application des IQD appropriés aux données spécifiques d'activité nous paraissent un aspect indispensable à la production d'ACV fiables et de qualité.

Dans notre thèse, nous n'allons pas jusqu'à développer une nouvelle matrice de pedigree d'analyse de qualité de données, mais, à partir de nos observations, renforcées par des enseignements tirés de la littérature, nous fournissons des pistes concrètes pour la création de IQD appropriés aux ACV spécifiques. Disons, par exemple, que l'existence d'une structure dédiée et/ou d'un système d'information environnemental adapté devient une condition préliminaire pour qu'une entreprise puisse essayer de valider une ACV spécifique et acquérir une certification dans le cadre évolutif des normes/règlements. Cela pourrait définir au préalable l'aptitude d'une entreprise à fournir les données d'ACV appropriées et donc d'éviter le problème des surcoûts en temporels et de ressources humaines. Au même titre, l'existence d'un critère (a posteriori) imposant l'utilisation de données d'activités spécifiques et auditées de manière périodique conformément à des normes nous paraît être un élément indispensable à la crédibilité des ACV. Par ailleurs, l'expert-comptable semble être à la mesure d'apporter une contribution significative dans la mise en place des procédures de vérification des méthodes de calcul des flux physiques. Mais pour que cela se concrétise, il semble qu'une évolution importante doit encore s'effectuer au niveau de l'orientation professionnelle des auditeurs.

En ce qui concerne, particulièrement, l'étude du type ACV que nous avons réalisée, la qualité de l'évaluation reste probablement bien supérieure à une bonne partie des études ACV existantes aujourd'hui du fait de son caractère spécifique. Malgré cela, nous ne sommes pas complètement convaincue de la pertinence de ce type d'information dans le contexte de l'étude. D'une part, à cause de l'absence de vérification des données d'activité et, d'autre part en raison de la question de la comparabilité entre les études réalisées dans le contexte de la Directive EnR. Dans la section suivante nous allons analyser le problème de la comparabilité. Cette analyse nous permet également d'approfondir la question relative à l'influence des données d'entreprise sur les résultats d'ACV.

VI. 2. LA PERTINENCE DE L'ACV

Ce que l'on devrait atteindre d'une ACV est, avant tout, une information pertinente, c'est-à-dire utile par rapport aux intérêts environnementaux. Dans le chapitre IV, nous avons mis en évidence un problème de pertinence par rapport aux valeurs par défaut indiquées dans la Directive EnR: les entreprises peuvent utiliser ces valeurs (qui ne correspondent pas forcément à la réalité de production) pour produire la preuve du respect du seuil minimal de réduction des émissions de GES par rapport aux carburants fossiles.

Notre objectif dans cette section est de mettre en évidence le problème de la pertinence de la comparabilité des études conçues avec des valeurs réelles (c'est à dire, qui n'utilisent pas de valeurs par défaut) dans le cadre de la Directive EnR. Bien que nous ayons construit l'ICV à partir des données spécifiques à l'entreprise, nous avons vu dans la section précédente que celui-ci présente des limites en terme de qualité (dont l'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV ne tient pas compte). Le but maintenant est d'approfondir notre analyse par rapport à l'influence que peuvent exercer ces données d'activité que nous avons utilisées pour la construction de l'inventaire (Cf. Chapitre V) en mettant en exergue la question de la comparabilité. Pour cela nous réalisons une analyse comparative entre l'évaluation que nous avons réalisée dans le chapitre V et une étude similaire commanditée par l'ADEME (2010a).

VI. 2.1. Une analyse comparative avec l'étude de l'ADEME (2010)

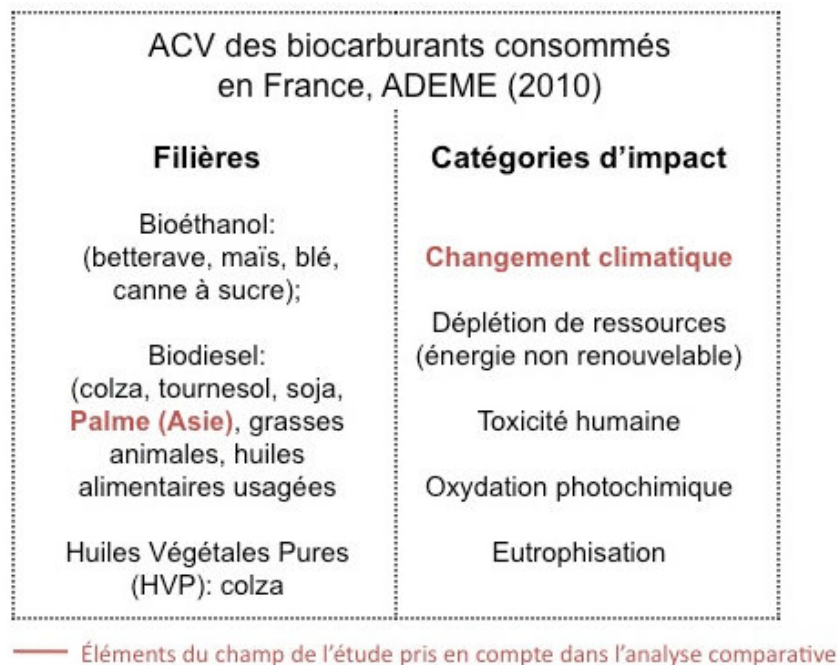
L'étude « Analyse de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France » a été réalisée par la société de conseil Bio Intelligence Service pour le compte de l'ADEME, du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, du Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche, et de France Agrimer. Cette étude a donc été effectuée dans un contexte très différent de l'évaluation que nous avons présentée dans le chapitre V. Elle est, d'ailleurs, bien plus large. D'une part, l'étude de l'ADEME a été appliquée à toutes les filières de biocarburant utilisées en France¹⁸², à savoir : les filières bioéthanol (betterave, maïs, blé et canne à sucre), les filières biodiesel (colza, tournesol, soja, palme asiatique, graisses animales et huiles alimentaires usagées) et une filière HVP-huiles végétales pures (colza). D'autre part, cette étude tient

¹⁸² Le champ de l'étude couvre également les filières pétrolières : diesel et essence, sous deux spécifications (EURO4 et EURO5).

compte de plusieurs catégories d'impact¹⁸³ tandis que nous avons effectué une étude monocritère (et donc pas une ACV à proprement parler).

Enfin, il convient de souligner que l'étude de l'ADEME n'a pas été conduite dans le but de produire des preuves de conformité des filières évaluées par rapport à la Directive EnR. Malgré cela, cette étude suit les grandes lignes de la Directive¹⁸⁴. Cet aspect nous permet d'utiliser l'étude de l'ADEME, plus précisément l'évaluation effectuée sur la filière biodiesel palme (Asie), pour réaliser une comparaison avec l'étude que nous avons menée sur la filière biodiesel palme (Brésil-Agropalma). La figure suivante montre les aspects du champ de l'étude (ADEME, 2010a) pris en compte dans cette analyse comparative.

Figure 41. Champ de l'étude (ADEME, 2010a)



Avant de présenter la comparaison des résultats de l'étude que nous avons réalisée avec ceux de l'étude de l'ADEME nous allons présenter les similarités entre ces deux études.

¹⁸³ A savoir : le changement climatique (quantification des émissions de gaz à effet de serre), la déplétion des ressources (consommation d'énergie non renouvelable), le potentiel de toxicité humaine, le potentiel d'oxydation photochimique et le potentiel d'eutrophisation (Cf. Figure 1).

¹⁸⁴ L'étude suit le référentiel méthodologique (ADEME, 2008b) qui définit les recommandations pour la réalisation des ACV pour les biocarburants au niveau français. Ce référentiel a été élaboré en parallèle avec la Directive EnR et présente une cohérence globale avec la Directive (notamment par rapport au principe d'allocation basé sur les proratas énergétiques).

VI. 2.1.1. Les similarités entre les études comparées

La comparaison que nous réalisons est fortement marquée par une grande similarité entre les deux études considérées. Trois aspects traduisent cette similarité :

- la présence de systèmes de produit semblables : avec un périmètre commun et trois phases du cycle de vie identiques ;
- l'allocation par prorata énergétique ;
- l'utilisation de données secondaires identiques ou proches.

Les différences entre les deux études concernent essentiellement les données d'activité. Autrement dit, la différence entre les résultats du bilan global ainsi que celle entre les étapes locales (en Asie et au Brésil) du cycle de vie du biodiesel sont particulièrement liées aux données d'entreprise. Cet aspect nous permet de lier notre analyse sur la pertinence de l'ACV avec la question de l'influence des données d'entreprise dans l'ACV (abordée dans le chapitre V) et le problème de la qualité des données traitée dans la section précédente.

Les points suivants fournissent plus de détail sur les ressemblances entre les deux études comparées.

VI.2.1.1.1. Des systèmes de produit semblables

La filière que nous avons étudiée et la filière asiatique étudiée par l'ADEME tiennent compte du cycle de vie complet du biodiesel dans l'évaluation de l'impact environnemental sur le changement climatique. Le tableau 53 présente les étapes des systèmes comparées.

Tableau 53. Etapes des systèmes comparées: biodiesel de palme du Brésil vs. biodiesel de palme d'Asie

BIODIESEL – PALME (Importation du Brésil)	BIODIESEL – PALME (Importation d'Asie)
Phase agricole	Phase agricole
Transport de la biomasse	Transport de la biomasse
Phase Industrielle 1 (Production d'huile brute)	Phase Industrielle 1 (Production d'huile brute)
Transport vers la France	Transport vers la France
Phase Industrielle 2 (estérification)	Phase Industrielle 2 (estérification)
Transport - Distribution carburant	Transport - Distribution carburant
Combustion dans le moteur	Combustion dans le moteur

Comme le montre le tableau 53, les étapes du système principal (système d'avant plan) de chaque filière sont similaires. En outre, les étapes prises en compte relatives aux systèmes d'arrière plan pour chaque filière sont aussi les mêmes¹⁸⁵. Plus particulièrement, les trois phases suivantes du cycle de vie du biodiesel: estérification, distribution et combustion dans le moteur sont identiques pour les deux systèmes évalués. Ces dernières correspondent aux phases du cycle de vie ayant lieu en France. En effet, les données utilisées pour les processus de production du biocarburant en France sont exactement les mêmes¹⁸⁶.

VI.2.1.1.2. L'allocation par prorata énergétique

La Directive EnR indique la méthode d'allocation énergétique comme la plus appropriée pour la réglementation applicable aux opérateurs économiques. Les allocations mises en œuvre dans les deux évaluations comparées sont ainsi basées sur des proratas énergétiques appliqués étape par étape. Le tableau 29 (Cf. Section V.1.2.5, Chapitre V) illustre les calculs d'allocation pour la filière palme brésilienne.

¹⁸⁵ Les étapes d'arrière plan du système agricole non pris en compte pour les deux filières sont : la production de semences, la pépinière et les amortissements.

¹⁸⁶ Conformément précisé dans le chapitre V (Section V.1.2.2), nous avons pris les données utilisées par l'ADEME pour processus de production du biocarburant en France, car nous estimons que ces processus seraient identiques indépendamment de la provenance de l'huile de palme (Brésil ou Asie).

VI.2.1.1.3. L'utilisation de données secondaires identiques ou proches

En ce qui concerne les données d'arrière plan, les deux études utilisent majoritairement les informations de la base des données Ecoinvent (versions 1.1 et 2.0). A l'exception de l'utilisation de certaines valeurs adaptées aux conditions de production énergétique au Brésil, l'ensemble des données secondaires utilisées pour les systèmes d'arrière plan sont identiques à celles de l'évaluation que nous avons réalisée et pour l'étude de l'ADEME. Une légère différence réside également dans l'utilisation de facteurs d'émission (Tableau 54).

Tableau 54. Données secondaires utilisées dans les études comparées

Données secondaires	Filières	
	Biodiesel Palme BR	Biodiesel Palme BR
Données d'arrière plan	Sources	Sources
	Ecoinvent (versions 1.1 et 2.0) ; à l'exception des valeurs concernant les productions énergétiques (diesel, éthanol, essence et électricité) pris de Macedo <i>et al.</i> (2008) (car plus adaptées au contexte brésilien).	Ecoinvent (versions 1.1 et 2.0)
Facteurs d'émission	Sources	Sources
Emissions N ₂ O champ	Modèle de calcul du GIEC	Modèle de calcul du GIEC
Emissions NH ₃ champ	GIEC	CORPEN
Emissions NO _x champ	GIEC	INRA
Emissions Nitrates	GIEC	Hassan <i>et al.</i> (2005)
Emissions de phosphore eau	Ecoinvent	INRA
Emissions Pesticides air	CORINAir	CORINAir
Emissions Pesticides sol	Estimation BIOIS	Estimation BIOIS
Emissions Pesticides eau	Hassan <i>et al.</i> (2005)	Hassan <i>et al.</i> (2005)
Emissions Eléments traces	Hassan <i>et al.</i> (2005)	Hassan <i>et al.</i> (2005)
Emissions COV champ	Estimation BIOIS	Estimation BIOIS
Emissions CH ₄ effluents	Reijnders et Huijbregts (2008)	Reijnders et Huijbregts (2008)

Afin de maximiser la cohérence de l'évaluation de la filière palme (brésilienne) par rapport à la Directive, nous avons procédé de la manière suivante par rapport au choix des facteurs d'émissions :

- nous avons d'abord pris en compte les facteurs d'émissions sur la base des lignes directrices du GIEC 2006 ;
- si possible, nous avons pris en compte des données identiques aux données utilisées dans l'étude de l'ADEME.

L'influence exercée sur les résultats par rapport aux différences entre les valeurs des paramètres présentés dans le tableau 54 constitue néanmoins un aspect peu significatif de la comparaison que nous menons. A cet égard, nous avons simulé des calculs avec les mêmes facteurs d'émissions que ceux utilisés par l'ADEME (2010a) et la différence de résultat est de moins de 2%, ce qui constitue une différence négligeable dans une évaluation de cette nature¹⁸⁷. L'inventaire des émissions pour les deux études diffère pourtant en fonction (quasi uniquement) des données d'activités utilisées pour le système principal.

VI. 2.1.2. Résultats

Nous présentons dans cette sous-section la comparaison des résultats de deux études en question. D'abord, nous allons comparer le résultat global de l'impact sur le changement climatique des deux filières (biodiesel palme Brésil et biodiesel palme Asie). Ensuite, nous allons montrer une comparaison pour chaque étape du cycle de vie de ces deux sources de biocarburant.

VI.2.1.2.1. Résultat (1) : biodiesel palme Brésil vs. biodiesel palme Asie

Ici nous comparons concrètement les résultats des deux études en question. Le tableau 55 recense les résultats généraux de l'impact sur le changement climatique pour les deux filières de biodiesel ainsi que la valeur de référence (par rapport au diesel conventionnel). Dans la dernière ligne nous présentons les niveaux de réduction pour les filières comparées par rapport au diesel de référence. Ces résultats ne prennent pas en compte le changement d'affectation

¹⁸⁷ Cependant, cette différence aurait pu être importante. Nous avons vu dans le chapitre IV que les facteurs d'émissions (notamment par rapport aux émissions de N₂O) constituent non seulement un élément d'incertitude mais aussi une source pouvant influencer de manière importante les résultats des ACV des biocarburants. En ce qui concerne spécifiquement la filière palme, Hennecke *et al.* (2013) ont démontré que les écarts provenant des choix des facteurs d'émission et des valeurs standard peuvent aller jusqu'à 20% au sein de la méthodologie de calcul de la Directive EnR (Cf. Chapitre V).

des sols¹⁸⁸.

Tableau 55. Tableau comparatif : biodiesel palme Brésil et biodiesel palme Asie

Filière	Diesel (système de référence) (g éqCO ₂ / MJ)	Biodiesel Palme BR (g éqCO ₂ / MJ)	Biodiesel Palme Asie (g éqCO ₂ / MJ)
Emissions	83,8	21,55	21,80
Niveau de réduction		74,2%	73,9%

Contrairement à la comparaison que nous avons évoquée dans la conclusion du chapitre précédent – entre la valeur par défaut et la filière étudiée (19% contre 55%), cette dernière présente un impact sur l'effet de serre quasi identique à celui de la filière asiatique. Les niveaux de réduction des émissions de GES des deux filières diffèrent de 0,3% par rapport au diesel de référence, ce qui peut être considéré comme nul vu que les marges d'erreurs peuvent être plus significatives que cette faible différence.

Par contre, nous allons voir par la suite que des différences significatives se présentent au niveau des étapes locales (phase agricole et phase de production d'huile brute) du cycle de vie de ces deux filières.

VI.2.1.2.2. Résultat (2) : comparaison par étape

Afin de situer les impacts des étapes locales ayant lieu au Brésil par rapport aux phases de production en Asie, nous proposons ci-dessous un tableau comparatif des impacts des deux filières comparées par rapport aux étapes locales de production.

¹⁸⁸ Le résultat avec la prise en compte du changement d'affectation des sol (CAS) direct pour la filière brésilienne est présenté dans le chapitre V (Tableau 43).

Tableau 56. Tableau comparatif : étapes locales (biodiesel palme Brésil et biodiesel palme Asie)

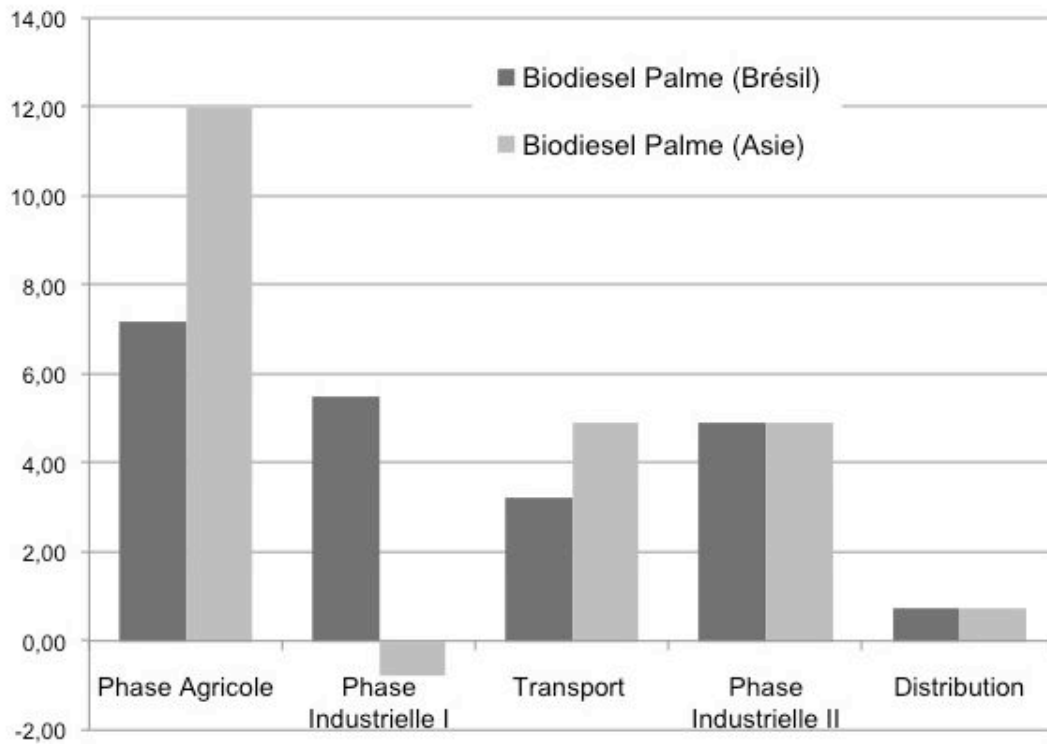
Emissions de GES	Biodiesel Palme BR (g éqCO ₂ / MJ)	Biodiesel Palme Asie (g éqCO ₂ / MJ)
Etapes locales		
Phase Agricole	7,17	12
Phase Industrielle I (production huile brute)	5,51	- 0,76
Transport *	3,24	4,93
Etapes réalisées en France		
Phase Industrielle II (transestérification)	4,9	4,9
Distribution	0,73	0,73
Combustion dans le moteur	0	0
TOTAL (Toutes les étapes)	21,55	21,80

* Le transport correspond au transport de fruit du champ à l'usine et puis le transport de l'huile de l'usine local vers la France.

Bien que les étapes réalisées en France (phase industrielle II, distribution et combustion dans le moteur) soient identiques et que les résultats globaux soient similaires pour les deux filières, celles-ci présentent des résultats très différents pour les étapes locales de production que nous étudions.

L'étape agricole est la plus contributrice aux émissions dans les deux cas, mais l'impact est bien supérieur pour la filière asiatique : dans le scénario brésilien la phase agricole est responsable de 7,1 g éqCO₂ (33% des émissions) tandis que dans le scénario asiatique elle est responsable pour 12 g éqCO₂ (55% des émissions de la filière). Cet écart est dû notamment à un usage plus modéré d'engrais minéraux azotés par le producteur brésilien par rapport au scénario asiatique.

En revanche, la phase industrielle de la filière brésilienne est bien plus impactante que celle de la filière asiatique. Au Brésil, la phase industrielle est responsable pour 5,5 g éqCO₂ (soit 26% du potentiel d'émissions de GES de la filière) ; en Asie, cette phase n'a pas d'incidence sur l'impact puisque le scénario tient compte d'un processus totalement autonome ; par ailleurs, cette étape attribue à la filière un crédit d'émissions de 0,76 g éqCO₂ (du fait de la cogénération d'énergie et d'une capture de méthane (CH₄)) qui réduit son impact total en raison de 3%. Le graphique suivant met en évidence la différence provenant de scénarios locaux de production des deux filières comparées.

Figure 42. Potentiel d'émission de GES : comparatif de toutes les étapes

Dans la sous-section suivante nous présentons les aspects posant problème dans la comparaison que nous venons d'exposer. Dans notre cas particulier, les problèmes se situent au niveau des données d'activité. Nous allons voir que cette comparaison, basée sur la méthodologie imposée par la Directive EnR, ne semble pas être pertinente pour une prise de décision.

VI.2.1.3. Les différences entre les études comparées : les données d'activité

Le tableau 57 présente les flux directs de la phase agricole ainsi qu'une comparaison par rapport aux sources des données de la filière étudiée et la filière asiatique de l'étude de l'ADEME (2010a). Les paramètres sont identiques mais les quantités et la nature des données sont différentes pour les deux études.

Tableau 57. Données d'activité et sources de l'inventaire des entrées

Données d'activité (quantités)		Filières			
		Biodiesel Palme BR	Biodiesel Palme Asie		
		Sources	Sources		
Rendements (fruits FFB)		Agropalma	Moyenne pondérée : Malaisie 60%/Indonésie 40%		
Engrais minéraux	N (kg N/ha)				
	P (kg P2O5/ ha)				
	K (kg K2O/ ha)				
	Mg (kg MgO/ha)				
Engrais organ.	N (kg/ha)			Données spécifiques de la production (année 2009)	Données tirées de la littérature (principalement Yusoff and Hansen) + avis des experts du CIRAD (moyenne sur 10 ans)
	P (kg P2O5/ ha)				
Pestic.	Glyphosate				
	Acephate				
Carburants	Diesel - Mécanisation				
	Diesel – Transport fruits				
	Gazole - Mécanisation				
	Ethanol - Mécanisation				
	Diesel - Usinage				
Autres	Electricité - Usinage				
	Distances parcourues				

VI.2.1.3.1. La nature des données d'activité

La nature des données utilisées dans les études n'est pas similaire. Dans l'étude de l'ADEME les données utilisées pour les phases de production locale (de production d'huile de palme) proviennent des sources secondaires tandis que l'évaluation de la filière brésilienne privilégie des données spécifiques d'entreprise.

VI.2.1.3.2. La représentativité des données d'activité

Les données d'activité utilisées pour la filière asiatique correspondent à une combinaison de données provenant de producteurs de Malaisie et l'Indonésie. La représentativité de ces données est inconnue (ADEME, 2010a, p.39). En ce sens, la pertinence même de considérer un système de production de biodiesel qui inclus un mode de production avec capture de méthane (qui permet d'améliorer le résultat de la filière asiatique d'environ 30%)¹⁸⁹ pourrait être remise en question.

Les données d'activité utilisées pour la filière brésilienne sont représentatives de 95% du producteur étudié, ce qui correspond, d'ailleurs, à 70% de la production nationale en 2009 (Cf. Figure 33, Chapitre V).

VI.2.1.3.3. La dimension temporelle des données d'activité

L'étude de l'ADEME prend en compte une moyenne des flux d'entrée sur dix ans tandis que les données brésiliennes ne concernent qu'une seule année.

VI.2.1.3.4. Les spécificités des données d'activité liées au cycle pérenne du palmier à huile

L'étude de l'ADEME prend en compte des rendements de culture basés uniquement sur les plantations matures (entre 3 et 25 ans)¹⁹⁰. Comme les plantations immatures ont également besoin d'une quantité considérable d'entrées (en énergie et matières premières), le système brésilien prend en compte l'ensemble des plantations du cycle de production (de 0 à 25 ans).

Si l'on compare ces deux systèmes de produits sur la même base que celle de l'étude de l'ADEME, la productivité de l'étude brésilienne augmenterait de 17,72 à 21,18 tonnes par hectare et les émissions de GES diminueraient de 21,5 à 19,8 g éqCO₂. Dans ce cas précis, l'influence sur le résultat est peu significative mais le gain en terme de réduction des GES pourrait être important si la part des plantations immatures était plus élevée.

¹⁸⁹ Par ailleurs, nous l'avons indiqué dans le chapitre IV (Section IV.3.2.1), la valeur par défaut fournis par la Directive pour une filière avec la capture du biogaz des effluents d'huilerie est très différente de celle que n'inclus pas ce type de technologie : elle est de 19% pour cette dernière contre 56% pour le biodiesel produit à partir d'huile de palme avec la capture de méthane.

¹⁹⁰ L'étude de l'ADEME (2010a) ne fournit pas de précisions sur cet aspect. Néanmoins, en vue de la valeur élevée en rendement (21,2 t/ha/an en moyenne) de fruits pris en compte dans l'étude, nous estimons que cette valeur est basée uniquement sur la phase mature du palmier à huile.

CONCLUSION SUR LA PERTINENCE DE L'ACV

La filière étudiée présente un niveau de réduction des émissions de gaz à effet de serre équivalent à la filière similaire étudié par l'ADEME (2010a). Cependant, des différences significatives se présentent au niveau des étapes locales (phase agricole et phase de production d'huile brute) du cycle de vie de ces deux filières :

- 33% de l'impact de la filière brésilienne provient de la production agricole tandis dans la filière asiatique cette phase contribue à 55% de l'impact ;
- 26% de l'impact de la filière brésilienne est dû à la phase industrielle locale contre -3% pour la filière asiatique.

Vu que les différences entre les deux études concernent essentiellement les données d'activité, ces résultats permettent de renforcer la conclusion du chapitre précédent, qui témoignait déjà d'une influence déterminante des données d'activité dans l'évaluation que nous avons réalisée.

Cette analyse comparative nous permet notamment de tirer une conclusion sur la pertinence de ce type de comparaison dans le cadre de la Directive EnR.

Bien qu'il s'agisse du calcul de valeurs réelles¹⁹¹ dans les deux études, des incohérences importantes peuvent exister au niveau des aspects méthodologiques particuliers sur le choix des données d'activité. Nous avons montré ces incohérences à partir des différences des données d'activité en terme de nature (primaire ou secondaire), de représentativité, dimension temporelle et de certaines spécificités par rapport à la culture pérenne. Les résultats de l'ACV basés sur le calcul de valeurs dites « réelles » présentant de telles différences au niveau des données d'activité nous semblent ainsi (et tout comme la comparaison entre les valeurs réelles et les valeurs par défauts) fournir un cadre comparatif non pertinent dans le contexte réglementaire de la Directive EnR. A notre sens, le seul résultat d'ACV pouvant être utile à ce type de comparaison est celui calculé sur la base des données spécifiques et représentatives d'un acteur économique. Une évaluation du type ACV comme celle que nous avons réalisée pourrait, toutefois, rentrer dans cette « catégorie ». Mais comme nous l'avons vu dans la section I, encore faudrait-il que certaines règles au niveau de la qualité des données (spécifiques) d'activité soient imposées pour que l'information produite par ce type d'évaluation spécifique soit fiable.

¹⁹¹ D'après la Directive EnR, à la différence de la valeur par défaut (qui est une valeur pré-établie), la valeur réelle « constitue la réduction de gaz à effet de serre pour certaines ou toutes les étapes de production calculée selon la méthode définie à l'annexe V, partie C » (Commission Européenne, 2009a ; Article 2 (m)).

RECOMMANDATIONS RELATIVES A LA DIRECTIVE ENR

Un certain nombre de travaux soulignent la nécessité d'une harmonisation consistante au niveau du processus de calcul des émissions lié à la méthodologie de la Directive EnR (par exemple, Eickhout *et al.*, 2008 ; Gnansounou *et al.*, 2009 ; Hennecke *et al.*, 2011). Celle-ci devrait fournir plus de spécifications sur l'utilisation des données scientifiques : d'une part sur les valeurs standard relatives aux systèmes d'arrière plan (par exemple, la production d'engrais azotés, les produits chimiques et l'électricité) et, d'autre part, sur les facteurs d'émission, notamment de N₂O. D'autres auteurs se sont focalisés plus particulièrement sur le problème du changement d'affectation des sols (CAS) indirect (Fargione *et al.*, 2008 ; Searchinger *et al.*, 2008 ; Reinhardt et von Falkenstein, 2011; de Cara *et al.*, 2012, entre autres). Leurs travaux indiquent l'importance cruciale de poursuivre les efforts de recherche pour évaluer l'effet du changement d'affectation de sol (CAS) indirect en vue de le prendre en compte dans le bilan carbone des biocarburants. Certaines études critiquent également l'utilisation des valeurs par défaut comme source de preuve dans le cadre de la Directive EnR (Eickhout *et al.*, 2008 ; Bicalho *et al.*, 2012), sans pour autant avoir démontré l'influence que peuvent exercer les données d'activité sur les résultats.

Selon nous, il est indispensable de donner un certain nombre des précisions concernant les données d'activité utilisées pour le calcul du bilan carbone des biocarburants.

A propos des données d'activité

Nous avons démontré dans cette étude, à l'exemple du biodiesel d'huile de palme brésilienne, que l'influence des données d'activité est déterminante pour la réalisation du bilan carbone. Ces données devraient ainsi être spécifiques et représentatives de chaque acteur économique. Elles devraient également faire preuve d'un certain niveau de qualité. A cet égard, la réglementation communautaire EMAS et la norme ISO 14064-3 semblent offrir des référentiels utiles dans le cadre de réflexion sur les procédures de vérification des données. En outre, l'imposition de règles précises avec la prise en compte de véritables indicateurs de qualité des données d'entreprise paraît un élément essentiel à considérer au fur et à mesure des avancées de la recherche sur ce sujet. Cela constitue, à notre sens, la seule manière de rassurer sur la pertinence des ACV des biocarburants, c'est-à-dire, d'inciter efficacement les acteurs économiques à respecter les critères de durabilité imposés en matière de réduction des émissions de GES. Autrement les ACV réalisées dans le cadre de la Directive EnR peuvent

conduire à de mauvaises décisions et être même contreproductives par rapport à son objectif de promotion d'une production durable des biocarburants.

A propos des spécificités des cultures pérennes

A l'exception d'une valeur moyenne sur le contenu de carbone (C) dans la biomasse aérienne du palmier à huile pour le calcul du changement d'affectation des sols (CAS) direct, aucune autre indication n'est donnée par la Commission par rapport à la production d'huile de palme. Comme nous l'avons démontré dans l'analyse comparative de notre étude avec celle de l'ADEME (2010), il est essentiel d'avoir une harmonisation au niveau des paramètres concernant la chaîne productive du palmier à huile : comme le cycle des plantes pérennes dure plus d'un an (période habituelle pour l'évaluation des bilans GES), les rendements agricoles annuels et les impacts sur l'environnement peuvent être très variables dans le temps en fonction de l'âge des plantations et des conditions spécifiques du site¹⁹². Concrètement, nous indiquons l'importance que revêt la prise en compte du cycle entier du palmier à huile (de 0 à 25 ans) au niveau des rendements puisque les plantations immatures ont également besoin d'une quantité considérable d'entrées en énergie et matières premières. Nous estimons qu'il est important de préciser cet élément pour une question de cohérence dans la comparabilité des études (qui tendent forcément à prendre en compte seulement la phase mature du cycle, vu que ce choix permet d'améliorer les résultats). Nous soulignons, par ailleurs, qu'au niveau des données scientifiques, l'intégration des valeurs standard des sols de référence qui peuvent mieux représenter l'usage de terres en Amazonie¹⁹³ semble être également indispensable pour le calcul du CAS direct de la filière que nous avons étudiée.

¹⁹² Voir aussi Bessou *et al.*, 2013.

¹⁹³ (e.g. terres de pâturage avec différents degrés de dégradation), voir section IV.3.1.3.1, chapitre IV.

CONCLUSION GENERALE

La revue de la littérature nous indique que l'analyse de cycle de vie (ACV), telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui, peut conduire à des résultats biaisés. L'utilisation de cet outil s'avère particulièrement sensible dans des cadres réglementaires. En effet, au lieu d'inciter les entreprises à réduire leurs impacts sur l'environnement, les « qualifications » obtenues à travers des ACV risquent de produire un effet contraire : comme elles tendent à récompenser des moyennes industrielles plutôt que les résultats propres aux entreprises, elles peuvent détruire toute incitation pour ces dernières à agir correctement sur le plan environnemental. Face à ce constat, nous avons proposé d'apporter des éléments de réflexion en matière de gestion pouvant être utiles à l'évolution de l'ACV. Pour cela, nous avons étudié une problématique concrète : l'évaluation de soutenabilité du biodiesel issu d'huile de palme brésilienne dans le cadre de la Directive EnR.

PRINCIPAUX RESULTATS

Trois principaux résultats émergent de ce travail doctoral. Le premier se rapporte à la réflexion que nous avons menée sur l'évaluation de la durabilité imposée par la Directive EnR. Le deuxième est relatif aux réponses concrètes que nous avons fournies sur la filière biodiesel évaluée eu égard à la Directive. Le troisième résultat concerne l'identification des besoins latents en matière d'évaluation de qualité des données d'ACV.

- **Une réflexion sur l'évaluation de durabilité imposée par la Directive EnR**

En que qui concerne le seuil de durabilité imposé

Le critère majeur de la Directive EnR porte sur le respect d'une réduction minimale de 35% de réduction d'émissions de GES (qui passera à 50% à partir de 2017 et à 60% à partir de 2018) pour les biocarburants par rapport aux filières fossiles. Nous avons cherché à savoir ce que représente ce seuil réglementaire en terme de soutenabilité par rapport au problème du changement climatique. Notre analyse contextuelle a mis en évidence qu'il ne s'agit pas d'un

seuil de durabilité à proprement parler. Au sens de Daly (1990), dans l'ensemble des mesures contre le changement climatique (à l'échelle globale), cela impliquerait l'adoption d'un pourcentage de réduction des émissions correspondant au seuil défini par les scientifiques, indiquant la concentration maximale mondiale de GES dans l'atmosphère assimilable par la nature (limitée à 450 ppm). Dans le cas que nous étudions, ce seuil ne serait pas atteint même si les objectifs fixés par Directive EnR en matière de réduction des émissions de GES dans le transport sont satisfaits.

En ce qui concerne l'évaluation des enjeux locaux (approche « site »)

Bien que la Directive EnR impose certaines conditions essentielles de durabilité pour la production de biocarburants, celles-ci ne consistent pas en la réalisation d'une évaluation globale de la durabilité des biocarburants. Les enjeux de la production d'huile de palme au Brésil, lorsqu'ils sont confrontés aux critères de durabilité de la Directive, démontrent le caractère incomplet des critères de durabilité fixés par la Directive. Nous avons ainsi montré qu'ils ne prennent pas en compte plusieurs enjeux locaux, à savoir l'insertion de petits producteurs agricoles dans la filière économique, l'impact sur les ressources en eau, la dégradation des sols, les maladies du palmier à huile ou encore l'impact sur la biodiversité locale. En outre, nous avons mis en évidence le problème concernant le changement d'affectation de sol (CAS) *indirect* qui affecte à la fois la biodiversité et le changement climatique. Dans l'analyse contextuelle que nous avons menée nous avons pu observer que la conversion (directe) des terres de forêt naturelle est improbable pour le développement du palmier à huile, mais les risques de conversion subsistent tout particulièrement pour ce qui concerne le CAS indirect.

En ce qui concerne l'évaluation du type ACV spécifique (approche produit)

Notre thèse met en exergue la nécessité de réaliser une étude de type ACV spécifique dans le contexte étudié. La quantification des émissions de chaque filière de biocarburant devrait, idéalement, prendre en compte les spécificités de la production de la biomasse pouvant affecter de façon significative le bilan des émissions de GES. Cette prise en compte n'est pas faisable à l'heure actuelle eu égard aux données scientifiques (par exemple les facteurs d'émission spécifiques pour le N₂O). En revanche, nous avons mis en évidence qu'il est possible de prendre en compte des données d'activité (données d'entreprise) spécifiques en vue d'améliorer la pertinence des résultats.

Selon nous, le seul résultat d'ACV pouvant être utile à une comparaison de résultats dans le cadre de la Directive est celui calculé sur la base des valeurs réelles et spécifiques à chaque acteur économique souhaitant se conformer avec les exigences de la Directive. Nous montrons, en outre, que ces exigences devraient intégrer certaines précisions en matière de qualité des données (spécifiques) d'activité pour que l'information produite par ce type d'évaluation spécifique soit fiable.

- **La quantification des émissions de GES d'une filière biodiesel issue d'huile de palme brésilienne**

L'étude de cas que nous avons menée offre des réponses concrètes sur une filière biodiesel peu connue jusqu'à présent. Nous avons montré que les perspectives de production de biodiesel à partir d'huile de palme semblent être prometteuses dans le contexte brésilien. Le pays est un déjà un acteur majeur des biocarburants. Il peut tirer parti du marché croissant du biodiesel car il dispose d'une réserve singulière de terres pour la production du palmier à huile. Des investissements massifs en faveur de la production d'huile de palme se font actuellement dans l'Etat du Para, en Amazonie. Ils proviennent de trois grandes sociétés, toutes visant la production de biodiesel. S'il est d'une part encore trop tôt pour savoir si l'exportation d'un biodiesel issu d'huile de palme du Brésil vers l'Europe se concrétisera dans le court ou moyen terme, il est possible d'autre part de considérer que l'exportation d'huile de palme pour la production de biodiesel en Europe est fort probable pour les années à venir.

Dans cette perspective, nous avons quantifié les émissions de GES d'une filière biodiesel issue d'huile de palme brésilienne pour savoir si la production répond ou non aux critères de réduction des émissions de GES imposés par la Directive. Pour cela avons privilégié l'utilisation de données spécifiques d'entreprise collectées directement sur le terrain. Le résultat obtenu montre que la filière étudiée satisfait aux exigences de la Directive s'agissant de la réduction des émissions de gaz à effet de serre. Celle-ci s'avère être en effet de 81% par rapport au diesel de référence, soit un résultat bien supérieur au niveau de réduction minimal de 35% requis par la Directive. En conséquence, cela met en évidence que la valeur par défaut proposée par la Directive EnR pour la filière en question ne correspond pas du tout à la réalité de la production étudiée : la valeur par défaut fournie par la Commission est de 19% de réduction des émissions de GES pour l'ensemble de la filière sans la prise en compte du CAS direct tandis que la filière étudiée présente un résultat de réduction de 74% (sans la prise en compte du CAS direct).

- **L'identification des besoins latents en matière d'évaluation de qualité des données d'ACV**

Notre recherche démontre que les données d'activité (collectées au sein de l'entreprise) exercent une influence déterminante sur l'évaluation que nous avons réalisée. Selon nous, cette influence serait d'environ 53% sur le résultat en terme de réduction des émissions de GES sur l'ensemble de la filière étudiée (Chapitre V). En outre, nous avons constaté l'existence de différences significatives provenant des données d'activité au niveau des résultats par étape du cycle de vie entre les résultats de notre étude et l'étude d'une filière similaire présentée par l'ADEME (2010a) (Chapitre VI). Ces différences sont de l'ordre de 22% sur les émissions de la phase agricole et de 29% pour la phase d'usinage au niveau local (transformation des fruits en huile) par rapport au résultat total de l'impact.

Au vu de l'influence que peuvent exercer les données d'entreprise, nous avons procédé à une analyse de qualité de l'ACV avec un focus sur les données spécifiques collectées au sein de l'entreprise étudiée. Sur la base des indicateurs existants pour évaluer la qualité des données d'ACV, le résultat de cette analyse indique un niveau de qualité excellent pour la plupart des données d'activité. Malgré cela, à partir des observations que nous avons effectuées lors du processus de recueil des données, nous avons pu constater des limites significatives quant à la qualité de ces données. D'une part, l'absence partielle ou totale de certaines données et l'absence de vérification par une tierce partie affectent directement la qualité des données. D'autre part, nous avons constaté des limites inhérentes au processus de collecte des données comme le coût en terme de temps de collecte et de traitement des données. Nous estimons ainsi que l'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV se montre largement insuffisante pour juger de la qualité (y compris la fiabilité) des données propres à l'entreprise.

CONTRIBUTIONS THEORIQUES

Les avancées en matière d'ACV s'effectuent jusqu'à présent exclusivement dans les champs technique et ingénierique. Les approches critiques et les perspectives d'évolution que nous avons identifiées dans la littérature sont ainsi axées sur les limites liées au substrat technique de l'outil et ne s'interrogent pas sur le rôle des utilisateurs dans la réalisation des ACV de qualité. En nous situant au niveau de la gestion et, plus précisément, de l'instrumentation de gestion et de la comptabilité environnementale, nous avons contribué à combler cette lacune théorique avec la considération des dimensions normative et adaptative de l'ACV.

Notre démarche de recherche-intervention nous a permis de mettre en évidence que les limites de l'ACV ne sont pas exclusives à des éléments scientifiques. Nous avons pu ainsi apporter une contribution théorique en démontrant l'influence déterminante des données d'entreprise, et donc du rôle de l'entreprise, dans la réalisation d'une ACV. Par ailleurs, nous avons relaté les problèmes rencontrés dans le processus de collecte de données qui soulignent l'importance de la participation de l'entreprise et de son implication dans l'évolution de l'outil. A cet égard, nous avons montré que la mise en place des systèmes de comptabilité environnementale appropriés constitue un élément essentiel pour la réalisation des ACV. Nous avons montré également qu'il est possible d'imaginer une instrumentation de la gestion pouvant contribuer à l'évolution de l'ACV. Celle-ci se situe au niveau du contrôle et de l'analyse de qualité des données.

Les réflexions que nous avons menées nous ont ainsi permis d'établir un dialogue entre le champ technique de l'ACV et les champs théoriques des sciences de gestion. Nos réflexions montrent que ce dialogue s'impose pour permettre une pratique des ACV plus fiables et de meilleure qualité.

CONTRIBUTIONS PRATIQUES

Notre contribution théorique trouve des prolongements pratiques dans les domaines à la fois managériaux et techniques, tout en étant susceptible de nourrir la réflexion autour de propositions futures en matière de politique publique portant sur les sujets environnementaux et énergétiques.

Apports managériaux

Dans notre thèse nous avons situé la contribution de l'entreprise lors de la réalisation d'une ACV. Nous avons plus particulièrement décrit le processus de collecte des données d'ACV au sein de l'entreprise et nous avons relaté également les difficultés rencontrées pendant la construction de l'inventaire. Les entreprises désireuses d'implémenter un système d'information environnementale utile à la réalisation des ACV pourront trouver dans l'ensemble de ces éléments un support utile à cet objectif.

En outre, les résultats chiffrés que nous avons produits peuvent servir aux producteurs d'huile de palme et/ou de biocarburants pour réaliser une comparaison des produits à usage interne.

Ces chiffres peuvent également être utiles aux acteurs économiques souhaitant comparer différentes filières de biocarburant dans le cadre de la Directive EnR. Ainsi qu'il a été rappelé (chapitre VI), notre étude révèle par ailleurs les limites communes à toute évaluation actuelle de type ACV réalisée dans le cadre de la Directive en terme de qualité des données d'activité, limites qu'il conviendrait de mieux prendre en considération.

Apports techniques

Sur la base des observations menées pendant la collecte des données au sein de l'entreprise, nous estimons que l'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV est largement insuffisante pour juger de la qualité des données spécifiques d'activité. Nous considérons que l'instrumentation de la gestion pouvant contribuer à l'évolution des ACV se situe justement au niveau de l'analyse de qualité des données. Nous n'avons pas développé une nouvelle matrice de pedigree d'analyse de qualité de données, mais nous avons fourni, dans ce travail de recherche, un certain nombre de pistes concrètes pour la création d'indicateurs de qualité des données appropriés aux ACV spécifiques.

Apport relatif à la réflexion en matière de politiques publiques dans les domaines de l'environnement et de l'énergie

Plusieurs recommandations concernant les ACV des biocarburants ont déjà été fournies par des études s'intéressant à l'harmonisation et à la robustesse des données scientifiques. Selon nous, la prise en compte de certaines précisions par rapport aux données d'activité s'avère également indispensable pour assurer la pertinence des ACV des biocarburants dans le cadre de la Directive.

Les recommandations que nous délivrons à la fin du chapitre VI ont été élaborées à partir des résultats issus de notre recherche. Ces recommandations peuvent être utiles dans le cadre des futures propositions de modifications de la Directive EnR.

CONTRIBUTIONS METHODOLOGIQUES

Le système d'évaluation imposé par la Directive EnR pour la production de biocarburants peut être vu comme un modèle de comptabilité environnementale dans lequel l'ACV constitue un outil central. En cohérence avec les voies d'évolution pour l'ACV au sens d'une soutenabilité (conservation) forte identifiée dans la revue de littérature, nous avons mené

l'analyse de ce système d'évaluation environnementale à partir de trois éléments complémentaires : l'ACV (spécifique) ou *approche « produit »*, qui constitue notre objet principal d'analyse ; et deux éléments contextuels que sont l'*approche « site »* et l'existence d'un *seuil de soutenabilité*. L'ensemble de ces éléments a constitué une grille d'analyse pour traiter notre problématique concrète. C'est à partir de cette grille que nous avons pu produire des éléments de réflexion sur l'évaluation de la durabilité imposée par la Directive EnR. Notre étude fournit donc un outil d'analyse qui, malgré son caractère élémentaire, est scientifiquement fondé et peut servir comme source d'appui à la réflexion sur le degré de soutenabilité (forte ou faible) d'autres modèles de comptabilité environnementale.

LIMITES DE LA RECHERCHE

Notre travail doctoral comporte certaines limites sur le plan contextuel et théorique. Loin d'affaiblir les résultats et contributions présentés, considérer ces dernières à leur juste mesure permet au contraire d'élargir notre champ d'étude en vue de prolongements importants.

Limites contextuelles

Nous avons eu accès à un terrain de recherche très riche et encore peu exploré. Dans ce contexte, nous avons pu identifier les enjeux importants au niveau d'une évaluation en matière de développement durable. Ces enjeux ne se limitent ni à la catégorie changement climatique ni aux impacts susceptibles d'être évalués à partir d'une ACV (*approche « produit »*). Nous avons identifié, par exemple, des enjeux locaux importants comme la question de l'insertion de petits planteurs et les problèmes environnementaux locaux tels que la dégradation des sols et l'impact sur la biodiversité locale. Nous avons essayé de montrer l'insuffisance de l'*approche d'évaluation du type « site »* au sein de la Directive EnR sans pour autant avoir cherché à les exploiter davantage. Cette limite se justifie notamment par le choix que nous avons retenu d'étudier l'*approche « produit »* de manière approfondie en nous focalisant sur l'ACV à caractère spécifique et sur le rôle de l'entreprise dans la réalisation de ce type d'évaluation.

En outre, comme toute recherche basée sur l'étude de cas, nos résultats ne sont pas totalement généralisables (Yin, 1984). Nous ne pouvons pas affirmer, par exemple, que l'influence des données d'entreprise serait déterminante dans toutes les ACV des produits ni supposer que nos résultats chiffrés soient transposables à d'autres filières biocarburants. En revanche,

comme l'explique David (2005), les résultats produits à partir d'un cas peuvent disposer d'une certaine « *exemplarité* » s'ils sont accompagnés « *d'un certain nombre de clés permettant de maîtriser un processus de transposition qui reste, en son point de départ, au moins partiellement conjectural* ». David ajoute : « *la valeur d'exemplarité peut être ainsi rassurée par une description du cas à différents niveaux théoriques (...)* » (p.158). Dans cette perspective, nous considérons que les conclusions qui résultent des réflexions que nous avons fournies – d'une part sur l'importance de réaliser des ACV à caractère spécifique avec des données propres aux entreprises et, d'autre part sur les besoins en matière de normalisation et de contrôle de qualité des données d'activité en vue de garantir la pertinence des informations du type ACV – sont généralisables dans le cadre de la Directive EnR et (au moins à un certain degré) dans d'autres contextes réglementaires imposant la production des preuves basées sur des ACV.

Limites théoriques

Dans notre recherche nous avons donnée des pistes pouvant servir à l'élaboration d'un outil d'analyse de qualité en ACV qui soit adapté à l'évaluation de la qualité des données spécifiques d'entreprise. Ces pistes ont été élaborées à partir des observations empiriques et confortées par des enseignements retirés de la littérature. Nous sommes, néanmoins, conscients que ces réflexions manquent encore de bases théoriques plus solides. Nous pensons que ce travail mériterait, d'une part, un approfondissement au niveau des théories liées aux systèmes d'audit d'environnement et d'autre part, une exploration théorique au niveau des procédures d'audit comptable pouvant présenter des éléments utiles au développement d'un tel outil. Notre recherche empirique pourrait ainsi être prolongée par une étude théorique permettant de produire de nouveaux résultats sur l'instrumentation de gestion en matière d'ACV.

BIBLIOGRAPHIE

- ABIOVE (2009a), *Desmistificando o Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel*, Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais, 21p.
- ABIOVE (2009b), *2° Year of the Amazon Biome Soy Moratorium Mapping and Monitoring*, Associação Brasileira das Indústrias de Óleos Vegetais, 36p.
- ADEME (2008a), *Analyse du Cycle de Vie des produits agricoles*, Rapport de synthèse, CD-ROM, Journée technique du 2 octobre 2008, 51 p.
- ADEME (2008b), *Référentiel méthodologique pour la réalisation d'Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France*, Rapport final définitif, 158p.
- ADEME (2010a), *Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération en France*, Rapport final définitif, 236p.
- ADEME (2010b), « Les effets rebond des mesures d'efficacité énergétique : comment les atténuer », *Ademe et Vous*, Stratégie et études, N° 24, 5 mai 2010.
- AGRIANUAL (2010), *Anuário Estatístico da Agricultura Brasileira*, São Paulo, FNP Consultoria & Comércio.
- ALLARD-POESI, F. et MARECHAL, G. (2007), « Construction de l'objet de la recherche », dans THIETART, R.-A, *Méthodes de recherche en Management*, [3^{ème} édition], Paris : Dunod, pp. 34-57.
- ALLARD-POESI, F. et PERRET, V. (2004), « La construction collective du problème dans la recherche action, difficultés, ressorts et enjeux », *Finance, Contrôle Stratégie*, Vol. 7, N° 4, pp. 5-36.
- ALMEIDA, A.S. et VIEIRA, I.C.G. (2010), « Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica », *REU*, Vol. 36, N° 3, pp. 95-111.
- ALTUKHOVA, Y. (2013), *Comptabilité agricole et développement durable : étude comparative de la Russie et de la France*, Thèse de Doctorat, Dauphine Recherches en Management (DRM), Université Paris Dauphine.
- ANGARITA, E.E.Y., LORA, E.E.S., DA COSTA, R.E. et TORRES, E.A. (2009), « The energy balance in the palm oil-derived methyl Ester (PME) life cycle for the cases in Brazil and Colombia », *Renewable Energy*, Vol. 34, pp. 2905-2913.
- ANTHEAUME, N. (1996), « Comptabilité et environnement, quelle évolution pour la comptabilité et la profession d'expert-comptable? », *Revue Française de Comptabilité*, N° 284, pp.55-61.

- ANTHEAUME, N. (1999), *L'Évaluation des coûts externes – De la théorie à la pratique : interrogation sur l'évolution de la comptabilité sociale et sur sa place parmi d'autres systèmes d'information au sein de l'entreprise*, Thèse de Doctorat, Institut d'administration des entreprises, Université de Nice Sophia-Antipolis.
- ANTHEUAME, N. et CHRISTOPHE, B. (2005), *La comptabilité environnementale. Des outils pour évaluer la performance écologique*, E-theque.com, 90p.
- ANTÓN, A., CASTELLS, F. et MONTERO, J.I. (2005), « Land use indicators in life cycle assessment. Case study: the environmental impact of Mediterranean greenhouses », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 15, pp. 432-438.
- ARAUJO, C., BONJEAN, C.A., COMBES, J-L et MOTEL, P.C. (2005), « Insécurité foncière et déforestation dans l'Amazonie brésilienne », Journées de l'AFSE, Economie du développement et de la transition, Clermont-Ferrand, 19-20 mai.
- ARIMA, E.Y, RICHARDS, P., WALKER, R. et CALDAS, M.M. (2011), « Statistical confirmation of indirect land use change in the Brazilian Amazon », *Environmental Research Letters*, Vol. 6, pp. 1-7.
- AYRES, R.U. (2007), « On the practical limits to substitution », *Ecological Economics*, Vol. 61, pp. 115-128.
- BALLERINI, D. (2007), *Le plein de biocarburants? Enjeux et réalités*, IFP Publications, Paris: Editions Technip, 158p.
- BAUMARD, P. et IBERT, J. (2007), « Quelles approches avec quelles données », dans THIETART, R.-A, *Méthodes de recherche en Management*, [3^{ème} édition], Paris : Dunod, pp.84-106.
- BENOÎT, C., NORRIS, G., VALDIVIA, S., CIROTH, A., MOBERG, A., BOS, U., PRAKASH, S., UGAYA, C. et BECK, T. (2010), « The guidelines for social life cycle assessment of products: just in time! », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.15, pp. 156-163.
- BERRY, M. (1983), *Une technologie invisible? L'impact des instruments de gestion sur l'évolution des systèmes humains*, Centre de Recherche en Gestion, Ecole Polytechnique, 93p.
- BESSOU, C., BASSET-MENS, C., TRAN, T. et BENOIST, A. (2013), « LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.18, pp. 340-361.
- BEZOU, E. (1997), *Système de management environnemental. Audi, certification et règlement Eco-audit*, AFNOR, 294p.
- BICALHO, T. (2010), « La durabilité du biodiesel brésilien dans la perspective de la Directive EnR: comment l'évaluer? », *Sud Sciences et Technologie*, N°19-20, pp. 159-170.

- BICALHO, T., RICHARD, J. et BESSOU, C. (2012), « Limitations of LCA in environmental accounting for biofuels under RED », *Sustainability Accounting, Management and Policy Journal*, Vol. 3, N° 2, pp.218-234.
- BLACK, M.J., WHITTAKER, C., HOSSEINI, S.A., DIAZ-CHAVEZ, R., WOODS, J. et MURPHY, R.J. (2011), « Life cycle Assessment and sustainability methodologies for assessing industrial crops, processes and end products », *Industrial Crops and Products*, Vol. 34, pp. 1332-1339.
- BOIRAL, O. (2005), « Concilier environnement et compétitivité, ou quête de l'éco-efficience », *Revue Française de Gestion*, N° 58, pp.163-186.
- BOUCHER, J., JOLLIET, O., MENARD, J-F. et MOLITOR, J.P. (2009), *Revue Critique de l'étude : "Analyses du Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommées en France"*, Rapport final ADEME, Lausanne, Ecointesys.
- BOUWMAN, A.F. (1996), « Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 46, pp. 53-70.
- BOUWMAN, A.F. (2002), « Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields », *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, N° 4, pp. 1-28.
- BOUWMAN, A.F., BOUMANS, L.J.M. et BATJES, N.H. (2002), « Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: Summary of available measurement data », *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, pp. 1058–1071.
- BRASIL (2010), *Decreto n° 7172, de 07 de maio de 2010. Aprova o zoneamento agroecológico da cultura da palma de óleo e dispõe sobre o estabelecimento pelo Conselho Monetário Nacional de normas referentes às operações de financiamento ao segmento da palma de óleo, nos termos do zoneamento*, Diário Oficial, Republica Federativa do Brasil, Brasília, DF, 02 de maio de 2010.
- BRASIL (2012), *Lei n° 12.561, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências*, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 25 de maio de 2012.
- BROOKES, L. (1990), « Energy efficiency and economic fallacies », *Energy Policy*, Vol. 18, N° 3, pp.199-201.
- BTG (2008), *Sustainability Criteria & Certification Systems for Biomass Production*, Final Report prepared for DG Tren European Commission, Biomass Technology Group, 133p.
- CALIMAN, J.P., DANIEL, C. et TAILLIEZ, B. (1994), « La nutrition minérale du palmier à huile », *Plantations, Recherche, Développement*, N° 3, pp. 36-54.
- CAPRON, M. et QUAIREL-LANOIZELEE, F. (2004), *Mythes et réalités de l'entreprise responsable*, Paris : La Découverte, 251p.

- CARTON, S., DE VAUJANY, F-X., PEREZ, M. et ROMEYER, C., (2006), « Vers une théorie de l'appropriation de gestion informatisés : une approche intégrative », *Management et Avenir*, Vol. 3, N° 9, pp.159-179.
- CÉSAR, A.S. et BATALHA, M.O. (2013), « Brazilian biodiesel: The case of the palm's social projects », *Energy Policy*, Vol. 56, pp. 165-174.
- CHANLAT, J.F. (1998), *Sciences sociales et management, Plaidoyer une anthropologie générale*, Les Presses de l'Université de Laval, Paris : Eska, 114p.
- CHEVALIER, J-M. (2009), *Les nouveaux défis de l'énergie*, Paris : Economica, 299 p.
- CHIQUIRI, V. (Coord.) (2011), *Pour une consommation durable*, Centre d'analyse stratégique, La documentation Française, 243p.
- CHOO, Y.M, MUHAMAD, H., HASHIM, Z., SUBRAMANIAM, V., PUAH, C.W, et TAN, Y.A. (2011), « Determination of GHG contributions by subsystems in the oil palm supply chain using the LCA approach », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 16, pp. 669-681.
- CHRISTOPHE, B. (1995a), *La comptabilité verte : De la politique environnementale à l'écobilan*. Bruxelles : De Boeck-Wesmael, 186p.
- CHRISTOPHE, B. (1995b), « Les informations écologiques de la comptabilité financière traditionnelle », *Revue Française de Comptabilité*, N° 272, pp. 86-91.
- CHRISTOPHE, B. (2004), « Comptabilité Environnementale : les nouveaux enjeux pour l'auditeur comptable », *The Certified Accountant*, N°. 19, pp.73-77.
- CHRISTOPHE, B. (2006), « Comptabilité: ses mécanismes », *Techniques de l'ingénieur*, A4550.
- CHRISTOPHE, B. (2007), *L'entreprise et la décroissance soutenable*, Paris : L'Harmattan, 219p.
- CHUCHUOY, K., PAENGJUNTUCK, W., USUBHARATANA, P. et PHUNGRASSAMI, H. (2009), « Preliminary study of Thailand carbon reduction label: a case study of crude palm oil production », *European Journal of Scientific Research*, Vol. 34, pp. 252-259.
- CLAY, J.W. (2004), *World Agriculture and the environment: a commodity-by-commodity guide to impacts and practices*, Island Press, WWF, 585p.
- COMMISSION EUROPÉENNE (1994), *Directive 1994/62/CE du Parlement Européen et du Conseil du 20 décembre 1994 relative aux emballages et aux déchets d'emballages*.
- COMMISSION EUROPÉENNE (2002), *Directive 2002/91/CE du Parlement Européen et du Conseil du 16 décembre 2002 sur la performance énergétique des bâtiments*.
- COMMISSION EUROPÉENNE (2006), *Directive 2006/32/CE du Parlement Européen et du Conseil du 5 avril 2006 relative à l'efficacité énergétique dans les utilisations finales et aux services énergétiques et abrogeant la directive 93/76/CEE du Conseil*.

- COMMISSION EUROPÉENNE (2009a), *Directive 2009/28/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 avril 2009 relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables et modifiant puis abrogeant les directives 2001/77/CE et 2003/30/CE.*
- COMMISSION EUROPÉENNE (2009b), *Règlement (CE) N° 1221/2009 du Parlement Européen et du Conseil du 25 Novembre 2009 concernant la participation volontaire des organisations à un système communautaire de management environnemental et d'audit (EMAS), abrogeant le règlement (CE) n° 761/2001 et les décisions de la Commission 2001/681/CE et 2006/193/CE, JOUE du 22 Décembre 2009.*
- COMMISSION EUROPÉENNE (2010a), *Commission decision of 10 June 2010 on guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V to Directive 2009/28/EC.*
- COMMISSION EUROPÉENNE (2010b), *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance*, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg, First Edition March 2010, 394p.
- COMMISSION EUROPÉENNE (2010c), *Rapport de la Commission au Parlement Européen et au Conseil sur la faisabilité de listes des zones des pays tiers présentant de faibles émissions de gaz à effet de serre liées aux cultures*, Bruxelles, le 10.8.2010, COM (2010) 427 final, 7p.
- COMMISSION EUROPÉENNE (2012), *Product Environmental Footprint (PEF) Guide*, Deliverable 2 and 4A of the Administrative Arrangement between DG Environment and the Joint Research Centre N° N070307/2009/552517, Including Amendment N°1 from December 2010, Consolidated version, Ispra, July, 17, 2012, 154p.
- CORLEY, R.H.V et TINKER, P.B. (éditeurs) (2003), *The oil palm*, [4th edition], World agricultural series, Oxford: Blackwell Science Ltd, 562p.
- COSTANZA, R. et DALY, H. (1992), « Natural Capital and Sustainable Development », *Conservation Biology*, Vol. 6, N° 1, pp. 37-46.
- COSTANZA, R., D'ARGE, R., GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELLO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. et VAN DEN BELT, M. (1997), « The value of the world ecosystem services and natural capital », *Nature*, Vol. 387, pp. 253-260.
- CRESTANA, S. (2005), *Matérias-primas para a produção do biodiesel: priorizando alternativas*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- DA COSTA, R. (2004), « Potential for producing bio-fuel in the Amazon deforested areas », *Biomass and Bioenergy*, Vol. 26, N° 5, pp. 405-415.
- DALGAARD, R., SCHIMIDT, J.H., HALBERG, N., CHRISTENSEN, P., THRANE, M. et PENGUE, W.A. (2008), « LCA of soybean meal », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, N° 3, pp. 240-25.

- DALY, H.E. (1990), « Toward some operational principles of sustainable development », *Ecological Economics*, Vol. 2, N° 1, pp. 1-6.
- DAMERON, V., BARBIER, C. et RIEDACKER, A. (2005), « Les réductions potentielles d'émissions de CO2 par des plantations forestières sur des terres agricoles dans le monde à l'horizon 2050. Le stockage du CO2 », *Cahiers du Clip*, INRA-SAE2 Ivry, N° 17, pp.41-91.
- DANIELSEN, F., BEUKEMA, H., BURGESS, N.D., PARISH, F., BRUHL, C.A., DONALD, P.F., MURDIYARSO, D., PHALAN, B., REIJNDERS, L., STRUEBIG, M. et FITZHERBERT, E.B. (2008), « Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate », *Conservation Biology*, Vol. 23, pp. 348-358.
- DANDRES, T. (2012), *Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie consequentielle prospective macroscopique : évaluation d'une politique de bioénergie dans l'Union Européenne à l'horizon 2025*, Thèse de Doctorat, Département de Génie Chimique Université de Montréal.
- DAVID, A. (1996a), « L'aide à la décision. Entre outils et organisations », *Entreprises et Histoire*, N° 13, pp. 9-26.
- DAVID, A. (1996b), « Structure et dynamique des innovations managériales », 5^{ème} *Conférence de l'AIMS*, Lille, 13-15 Mai, 29p.
- DAVID, A. (1998a), « Outils de gestion et dynamique du changement », *Revue Française de Gestion*, N° 120, Septembre-Octobre, pp. 44-59.
- DAVID, A. (1998b), « Models implementation: a state of the art », *Actes de EURO Conference*, Brussels, 12-16 July.
- DAVID, A. (1999), « Logique, épistémologie et méthodologie en sciences de gestion », *Cahier de recherche*, DMSP, Université Paris-Dauphine, nouvelle version revue et augmentée, juillet.
- DAVID, A. (2001a), « Logique épistémologique et des sciences de gestion : trois hypothèses revisitées », dans DAVID, A., HATCHUEL, A., et LAUFER, R. (Coord.), *Les nouvelles fondations des sciences de gestion*, Paris : Vuibert, pp.83-109.
- DAVID, A. (2001b), « La recherche intervention, un cadre général pour la recherche en Management? », dans DAVID, A., HATCHUEL, A., et LAUFER, R. (Coord.), *Les nouvelles fondations des sciences de gestion*, Paris : Vuibert, pp.193-213.
- DAVID, A. (2005), « Des rapports entre généralisation et actionnabilité : le statut des connaissances dans les études de cas », *Revue Sciences de Gestion*, Vol. 39, pp. 139-166.
- DE BAAN, L., ALKEMADE, R. et KOELLNER, T. (2013), « Land use impacts on biodiversity in LCA: a global approach », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 18, N° 6, pp. 1216-1230.

- DE CARA, S., GOUSSEBAÏLLE, A., GRATEAU, R., LEVERT, F., QUEMENER, J. et VERMONT, B. (2012), *Revue critique des études évaluant l'effet des changements d'affectation des sols sur les bilans environnementaux des biocarburants*, Rapport final, Etude réalisée pour compte de l'ADEME par l'INRA, 20 mars 2012, 96 p.
- DE SOUZA, S.P., PACCA, S., DE AVILA, M.T. et BORGES, J.L.B. (2010), « Greenhouse gas emissions and energy balance of palm oil biofuel », *Renewable Energy*, Vol. 35, pp. 2552-2561.
- DE VAUJANY, F.X. (2005), « Réflexion sur la place de la perspective appropriative au sein des sciences de gestion », dans DE VAUJANY, F.X. (éditeur) (2005), *De la conception à l'usage. Vers un management de l'appropriation des outils de gestion*, Caen: Management & Sociétés, pp. 225-234.
- DE VAUJANY, F-X. (2006), « Pour une théorie de l'appropriation des outils de gestion: vers un dépassement de l'opposition conception-usage », *Management et Avenir*, Vol. 3, N°9, pp.109-126.
- DIXON, R., MOUSA, G.A. et WOODHEAD, A.D. (2004), « The necessary characteristics of environmental auditors: a review of the contribution of the Financial auditing profession », *Accounting Forum*, Vol. 28, pp. 119-138.
- DONALDSON, T. et PRESTON, L.E. (1995), « The stakeholder theory of the corporation: concepts, evidence and implications », *Academy of Management Review*, Vol. 20, N° 1, pp. 65-91.
- DUVERGER, T. (2009) « La décroissance: naissance d'une pensée anti-systémique », *Bulletin de l'Institut Aquitain d'Études Sociales*, N° 91, pp.37-51.
- EDWARDS, R., LARIVE, J-F. et BEZIAT J-C. (2011), *Well-to-Wheels Analysis of Future Automotive Fuels and Power Trains in the European Context*, Version 3c, Joint Research Centre, 182p.
- EEB (2013), *Proposal to address Indirect Land-Use Change*, Position Paper, European Environmental Bureau/ Transport & environment/ BirdLife International, January, 2013.
- EHRENFELD, J.R. (2005), « Eco-efficiency. Philosophy, Theory and Tools », *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 9, N° 4, pp. 6-8.
- EICKHOUT, B., VAN DER BORN, G.J., NOTENBOOM, J., VAN OORSCHOT, M., ROS, J.P.M., VAN VUUREN, D.P. et WESTHOEK, H.J. (2008), *Local and global consequences of the EU renewable directive for biofuels*, MNP Netherlands Environmental Assessment Agency.
- EMBRAPA (2005), *Desenvolvimento de tecnologias agro-industriais para obtenção de biocombustíveis derivados de óleos vegetais*, Macroprograma 1, Grandes Desafios Nacionais, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.

- EMBRAPA (2006a), *Zoneamento de Riscos Climáticos: abordagem para agricultura familiar, bioenergia e pastagens*, Macroprograma 1, Grandes Desafios Nacionais, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- EMBRAPA (2006b). *Fontes alternativas potenciais de matéria-prima para produção de Agroenergia*, Macroprograma 1, Grandes Desafios Nacionais, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- EMBRAPA (2009), *Tecnologias para a produção de oleaginosas e biodiesel*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- EMBRAPA/INPE (2011), *TerraClass. Levantamento de informações de uso e cobertura da terra na Amazônia*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 20p.
- EMBRAPA SOLOS (2010), *Zoneamento agroecológico, produção e manejo da cultura de palma de óleo na Amazônia*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Rio de Janeiro, editores: RAMALHO, F.A. et al., 216 p.
- EPE/MME (2008), *Perspectivas para o Etanol no Brasil*, Cadernos de Energia EPE, Empresa de Pesquisa Energética e Ministério de Minas e Energia.
- EUN, J.H., SON, J.H., MOON, J.M. et CHUNG, J.S. (2009), « Integration of Life Cycle Assessment in the environmental information system », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 14, N° 4, pp. 364-373.
- FAO (2008a), « Déforestation, changement d'affectation des terres et la REDD », *Unasylva: Revue Internationale des forêts et des industries forestières*, Food and Agriculture Organization, Vol. 59, 60p.
- FAO (2008b), *Forests and Energy. Key Issues*, Food and Agriculture Organization Forestry paper 154, 73p.
- FAO (2008c), *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture, Les biocarburants: perspectives, risques et opportunités*, Food and Agriculture Organization, 156p.
- FAO/CEPAL (2008). *Bioetanol de Cana-de-Açúcar*, BNDES e CGEE (coord.), 316p.
- FARGIONE, J., HILL, J, TILMAN, D., POLASKY, S. et HAWTHORNE, P. (2008), « Land Clearing and Carbon Debt », *Science*, Vol. 319, pp. 1235-1237.
- FARRELL, A.E., PLEVIN, R.J., TURNER, B.T., JONES, A.D. et O'HARE, M. (2006), « Ethanol can contribute to energy and environmental goals », *Science*, Vol. 311, pp. 506-508.
- FAUCHEUX, S. et FROGER, G. (1994), « Le "revenu national soutenable" peut-il être un indicateur de soutenabilité? », *Revue française d'économie*, Vol. 9, N° 2, pp.3-35.

- FAVA, J. et POMPER, S. (1997), « Life-Cycle Critical Review! Does It Work? Implementing a Critical Review Process as a Key Element of the Aluminum Beverage Container LCA », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 2, N° 3, pp. 145-153.
- FAVA, J., QUIROS, A., VALDIVIA, S., SONNEMAN, G. et LEEUW, B. (2007), « First Phase 2 Activities of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2007-2010) Second Edition of the LCA Award for Non-OECD Countries », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12, N°7, pp. 544-545.
- FEHRENBACH, H., GIEGRICH, J., REINHARD, G., SCHMITZ, J., SAYER, U., GRETZ, M., SEIZINGER, E. et LANJE, K. (2008), *Criteria for a Sustainable Use of Bioenergy on a Global Scale*, Report for the German Federal Environment Agency (Umweltbundesamt – UBA), 17p.
- FEARNSIDE, P.M. (1999), « Combate ao desmatamento na Amazônia brasileira », *Cadernos da Biodiversidade*, Vol. 2, N° 2, pp. 12-29.
- FEARNSIDE, P.M. (2001a), « Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil », *Environmental Conservation*, Vol. 28, N° 1, pp. 23-28.
- FEARNSIDE, P.M. (2001b), « Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: the case of Southern Para », *World Development*, Vol. 29, N° 8, pp. 1361-1372.
- FEARNSIDE, P.M., RIGHI, C. A., DE ALENCASTRO, G.P.M., KEIZER, E.W.M., CERRI, C.C., NOGUEIRA, E.M. et BARBOSA, R.I. (2009), « Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia », *Forest Ecology and Management*, Vol. 258, N° 9, pp. 1968-1978.
- FELTRAN-BARBIERI, R. (2009), *Biocomustíveis, controvérsia agrícola na economia do petróleo: o caso do etanol no cerrado*, tese de doutorado, Universidade de São Paulo.
- FELTRAN-BARBIERI, R., ABRAMOVAY, R. et METZGER, J.P. (2011), Some more biofuel lessons from Brazil, *Nature*, Vol. 475, p. 455.
- FIGUEIRÊDO, M.C.B., RODRIGUES, G.S., CALDEIRA-PIRES, A., ROSA, M.F.; ARAGÃO, F.A.S., VIEIRA, V.P.P. et MOTA, F.S.B. (2010), « Environmental performance evaluation of agro-industrial innovations - part 1: Ambitec-Life Cycle, a methodological approach for considering life cycle thinking », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 18, N° 14, pp.1366-1375.
- FINNVEDEN, G. (2000), « On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 5, N° 4, pp. 229-238.
- FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M.Z., EKVALL, T., GUINÉE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D. et SUH, S. (2009), « Recent developments in Life Cycle Assessment », *Journal of Environmental Management*, Vol. 91, pp. 1-21.

- FRANCIS, J.R. (2011), «Auditing without borders », *Accounting, Organizations and Society*, Vol. 36, pp. 318-323.
- FRANKL, P. et RUBIK, F. (2001), *LCA in Industry and Business. Adoption Partners, Applications and Implications*, Heidelberg: Springer, 280p.
- FREEMAN, R.E. (1984), *Strategic Management: a Stakeholder Approach*, Boston: Marshall, M.A. Pitman, 275p.
- FRISCHKNECHT, R., BRAUNSHWEIG, A., HOFSTETTER, P. et SUTER, P. (2000), « Modeling human health effects of radioactive releases in Life Cycle Impact Assessment », *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20, N° 2, pp. 159-189.
- FRISCHKNECHT, R. et REBITZER, G. (2005), « The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 13, pp.1337-1343.
- GABATHULER, H. (1997), « The CML Story: How Sciences Entered the Debate on LCA », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 2, N° 4, pp. 187-194.
- GAZZONI, D.L. (2006), *As Políticas Públicas de Biocombustíveis e o Mercado de Oleaginosas*, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária.
- GERLAGH, R., DELLINK, R., HOFKES, M. et VERBRUGGEN, H. (2002), « A measure of sustainable national income for the Netherlands », *Ecological Economics*, Vol. 41, pp. 157-174.
- GIBBS, H.K., JOHNSTON, M., FOLEY, J.A., HOLLOWAY, T., MONFREDA, C., RAMANKUTTY, N. et ZAKS, D. (2008), « Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology », *Environmental Research Letters*, Vol. 3, pp.1-10.
- GLASERFELD, V.E. (2001), « The Radical Constructivist View of Science, Foundations of Science, Special issue on impact of radical constructivism on science », Vol. 6, N° 1, pp. 31-43.
- GNANSOUNOU, E., DAURIAT, A., VILLEGAS, J. et PANICHELLI, L. (2009), « Life cycle assessment of biofuels: energy and greenhouse gas balances », *Bioresource Technology*, Vol. 100, pp. 4919-4930.
- GOLDEMBERG, J. (2007),« Ethanol for a Sustainable Energy Future, Sustainability and Energy Perspective », *Science*, Vol. 315, pp. 808-810.
- GOYETTE G. et LESSARD-HEBERT M. (1987), *Recherche action – Ses fonctions, ses instruments et son instrumentation*, Sillery : Presses de l'Université du Québec, 220p.
- GRAY, R. et BEBBINGTON, J. (2001), *Accounting for the Environment*, [2nd edition], London: Sage, 353p.
- GRAIN (2007), « Soya nexus in South America », *Seedlings*, Agrofuel Special Issue, July 2007, pp.51-54.

- GREENING, L.A., GREENE, D.L. et DIFIGLIO, C. (2000), « Energy efficiency and consumption – the rebound effect – a survey », *Energy Policy*, Vol. 28, pp. 389-401.
- GREENPEACE (2006), *Cargill – Eating up the Amazon*, Greenpeace International, May 2006, 3p.
- GREENPEACE (2007), *How the palm oil industry is cooking the climate*, Greenpeace International, 86p.
- GRIMAND, A. (2006), « Introduction : L'appropriation des outils de gestion, entre rationalité instrumentale et construction du sens », dans GRIMAND, A. (Coord.) (2006). *L'appropriation des outils de gestion. Vers de nouvelles perspectives théoriques ?*, Publication de l'Université Saint-Etienne, pp.13-27.
- GRISEL, L. et OSSET, P. (2004), *L'Analyse du Cycle de Vie d'un produit ou d'un service. Applications et mise en pratique*, Paris : AFNOR, 360p.
- GROUPE DE BELLECHASSE (2009), *L'alimentation du monde et son avenir*, Paris : L'Harmattan, 114 p.
- GUINÉE, J.B., HUPPES, G. et UDO DE HAES, H.A. (1990), *Environmental Analysis and Evaluation of Products*, Paper presented at a workshop of LCA experts organised by Procter & Gamble, Leuven, September, 21p.
- GUINEE, J.B., GORREE, M., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., KLEIJN, R., DE KONING, A., VAN OERS, L., WEGENER SLEESWIJK, A., SUH, S., UDO DE HAES, H.A., DE BRUIJN, J.A., R. VAN DUIN, R. et HUIJBREGTS, M.A.J. (2002), *Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 692p.
- HARSONO, S.S., PROCHNONOW, A., GRUNDMANN, P., HANSEN, A. et HALLMANN, C. (2012), « Energy Balances and greenhouse gas emissions of palm oil biodiesel in Indonesia, *GCB Bioenergy* », Vol. 4, N° 2, pp. 213-228.
- HATCHUEL, A. (1994a), « Frédéric Taylor : une lecture épistémologique. L'expert, le théoricien, le doctrinaire », dans BOUILLAUD, J.P. et LECUYER, B.P. (éditeurs), *L'invention de la gestion : histoire et pratiques*, Paris : L'Harmattan, pp. 53-64.
- HATCHUEL, A. (1994b), « Les savoirs de l'intervention en entreprise », *Entreprise et Histoire*, N° 7, pp. 59-75.
- HATCHUEL, A. et DAVID, A. (2008), « From action research to intervention research in management », *Handbook of Collaborative Management Research*, Sage Publications, pp. 143-162.
- HATCHUEL, A. et MOISDON J-C. (1993), « Modèles et apprentissage organisationnel », *Cahier d'économie et Sociologie Rurales*, Vol. 28, pp. 17-32.
- HATCHUEL, A. et MOLET, H. (1986), « Rational Modelling in Understanding Human Decision Making: about two case studies », *European Journal of Operations Research*, N° 24, pp. 178-186.

- HATCHUEL, A. et WEIL, B. (1992), *L'expert et le système. Suivi de quatre histoires de systèmes experts*, Paris : Economica, 263p.
- HAUSCHILD, M.Z., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET, O., MACLEOD, M., MARGNI, M.D., VAN DE MEENT, D., ROSENBAUM, R.K. et MCKONE, T.E. (2008), « Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony », *Environmental Science and Technology*, Vol. 42, N° 19, pp. 7032-7037.
- HELLMANN, F., et VERBURG, P.H. (2010), « Impact assessment of the European biofuel Directive on land use and biodiversity », *Journal of Environmental Management*, Vol. 91, pp. 1389-1396.
- HENNECKE, A.M., FAIST, M., REINHARDT, J., JUNQUERA, V., NEEFT, J. et FEHRENBACH, H. (2013), « Biofuel greenhouse gas calculations under the European Renewable Energy Directive – A comparison of the BioGrace tool vs. the tool of the Roundtable on Sustainable Biofuels », *Applied Energy*, Vol. 102, pp.55-62.
- HERRING, H. (1999), « Does energy efficiency save energy? The debate and its consequences », *Applied Energy*, Vol. 63, N° 3, pp. 209-226.
- HERRING, H. (2004), « Rebound Effect of Energy Conservation », *Encyclopedia of Energy*, Cutler Cleveland, Academic Press/ Elsevier Science, pp. 237-245.
- HERZOG (2009), *World Greenhouse Gas Emissions in 2005*, WRI Working paper, World Resources Institute, 5p.
- HUETING, R., BOSCH, P. et DE BOER, B. (1992), *Methodology for the calculation of sustainable national income*, Netherlands Bureau of Statics, Voorburg, 65p.
- HUIJBREGTS, M.A.J., ROMBOUTS, L.J.A., RAGAS, A.M.J., et VAN DE MEENT, D. (2005), « Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and non-carcinogenic chemicals for life cycle impact assessment », *Integrated Environmental Assessment Management*, Vol. 1, pp. 181-244.
- HUIZING, A. et DEKKER, C. (1992), « Helping to pull our planet of the red: an environmental report of BSO/Origin », *Accounting, Organizations and Society*, Vol. 17, N° 5, pp. 449-458.
- IEA (2012a), *Key World Energy Statistics*, International Energy Agency, 82p.
- IEA (2012b), *World Energy Outlook 2012. Renewable Energy Outlook*, International Energy Agency, 32p.
- IFPEN (2010), « Quelles ressources en biomasse pour un système énergétique durable? », *Panorama 2010*, IFP Energies nouvelles, 7p.
- IFPEN (2011), « Les nouvelles technologies de production de biocarburants: états des lieux et enjeux des filières en développement », *Panorama 2011*, IFP Energies nouvelles, 8p.

- IFPEN (2012), « Le point sur les biocarburants : progression des marchés nationaux et internationaux », *Panorama 2012*, IFP Energies Nouvelles, 7p.
- INGWERSEN, W. et STEVENSON, M.J. (2012), « Can we compare the environmental performance of this product to that one? An update on the development of product category rules and future challenges toward alignment », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 24, pp.102-108.
- IPCC (2006), « N₂O Emissions from managed soils and CO₂ emissions from lime and urea application (Chapter 11) », dans IPCC (2006), *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4, Agriculture, forestry and other land use*, pp. 478-534.
- IPCC (2007), « Summary for Policymakers », dans SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M. et MILLER, H.L. (éditeurs), *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press.
- ISO (2006b), *ISO 14044 International Standard: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines*, International Organisation for Standardization, Geneva.
- ISO (2009), *La famille ISO 14000 des normes internationales pour le management environnemental*, International Organisation for Standardization, Geneva.
- ISO (2006a), *ISO 14040 Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework*, International Organisation for Standardization, Geneva.
- ISO (2006c), *ISO 14025 Environmental Labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures*, International Organisation for Standardization, Geneva.
- JACQUEMARD, J.C. (1995), *Le palmier à huile*, Paris, Maisonneuve, 207 p.
- JOLLIET, O., MULLER-WENK, R., BARE, J., BRENT, A., GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., ITSUBO, N., PENA, C., PENNINGTON, D., POTTING, J., REBITZER, G., STEWART, M., UDO DE HAES, H. et WEIDEMA, B. (2004), « The Life Cycle Assessment framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 9, N° 6, pp. 394-404.
- JOLLIET, O., SAADE, M., CRETТАZ, P. et SHAKED S. (2010), *Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan*, Lausanne : Presses polytechniques et universitaires romandes, [2^{ème} éd.], 302p.
- JUFFE, M. (2012), *Quel croissance pour l'humanité*, Paris : L'Harmattan, 170p.
- KHALIFA, K. (2002), « Problématique de l'évaluation des impacts », *Techniques de l'ingénieur*, Génie Industriel, G5610, 10p.
- KHAZZOOM, J.D. (1980), « Economic implications of mandated efficiency standards for households appliances », *Energy Journal*, Vol. 1, N° 4, pp. 21-39.

- KLEIJN, R., VAN DER VOET, E. et UDO DE HAES, H.A. (2008), « The need for combining IEA and IE tools: The potential effects of a global ban on PVC on climate change », *Ecological Economics*, Vol. 65, N° 2, pp. 266-281.
- KLÖPFER, W. (1997), « Peer (Expert) Review in LCA According to SETAC and ISO 14040 », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 2, N° 4, pp. 183-184.
- KLÖPFER, W. (2006), « The role of the SETAC in the Development of LCA », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.11, N° 1, pp. 116-122.
- KOH, L.P. et GHAZOUL, J., (2008), « Biofuels, biodiversity, and people: understanding the conflicts and finding opportunities », *Biological Conservation*, Vol. 141, pp. 2450-2460.
- LABOUZE, E. (1995), « Un cadre méthodologique pour une approche opérationnelle de la comptabilité environnementale », *Revue Française de Comptabilité*, N° 272, pp. 27-31.
- LABOUZE, E. et LABOUZE, R. (1991), « Qu'est-ce qu'un éco-bilan? », *Revue Française de Comptabilité*, Vol. 229, pp.73-78.
- LABOUZE, E. et LABOUZE R. (1995), « Dossier: la comptabilité de l'environnement », *Revue Française de Comptabilité*, 92 p.
- LABOUZE, E. et ROUSSEAU, P. (1998), *Evaluation de qualité des données d'inventaire dans les analyses de cycle de vie*, RECORD, Etude N°96-1002/1A et 96-1003/1A.
- LAMERS, P. (2011), *International biodiesel markets. Developments in production and trade*, UFOP-Schriften, Berlin, Ecofys, 24p.
- LAMBERTON, G. (2000), « Accounting for sustainable development – A case study of City Farm », *Critical Perspectives on Accounting*, Vol. 11, N° 5, pp. 583-605.
- LANDRY, M., BANVILLE, C. et ORAL, M. (1996), « Model legitimization in operational research », *European Journal of Operational Research*, Vol. 92, pp. 443-453.
- LAPOLA, D.M., SCHALDACH, R., ALCAMO, J., BONDEAU, A., KOCH, J., KOELKING, C. et PRIESS, J.A. (2010), « Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil », *PNAS*, Vol. 107, N° 8, pp. 3388-3393.
- LATOUCHE, S. (2010), *Le pari de la décroissance*, Pluriel, 302p.
- LAURANCE, W.F., KOH, L.P., BUTLER, R., SODHI, N.S., BRADSHAW, C.J., NEIDEL, J.D., CONSUNJI, H. et VEGA, J.M. (2010), Improving the Performance of the Roundtable on Sustainable Palm Oil for Nature Conservation, *Conservation Biology*, Vol. 24, N° 2, pp. 377-381.

- LEROY, Y. (2009), Développement d'une méthodologie de fiabilisation des prises de décisions environnementales dans le cadre d'analyses de cycle de vie basée sur l'analyse et la gestion des incertitudes sur les données d'inventaires. Thèse de doctorat de l'École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers, Spécialité « Génie Industriel », Laboratoire de Modélisation, Analyse et Prévention des Impacts Environnementaux. Arts et Métiers ParisTech, Institut de Chambéry.
- LESSARD-HEBERT M., GOYETTE G. et BOUTIN, G. (1997), *La recherche qualitative. Fondement et pratiques*, Montréal : Editions Nouvelles AMS, Montréal, 124p.
- LIFSET, R.J. (2002), « Patterns and paradoxes », *Journal of Industrial Ecology*, Vol. 6, N° 1, pp. 1-4.
- LINDEIJER, E. (2000), « Review of land use impact methodologies », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 8, pp. 273-281.
- LORINO, P. (2002), *Vers une théorie pragmatique des outils appliqués aux instruments de gestion*, ESSEC, Working paper, DR-02015, 23p.
- MACEDO, I.C., SEABRA, J.E.A., SILVA, J.E.A.R. (2008), « Greenhouse gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 20005/2006 averages and a prediction for 2020 », *Biomass and Energy*, Vol. 32, pp. 582-595.
- MADLENER, R. et ALCOTT, B. (2009), « Energy rebound and economic growth: A review of the main issues and research needs », *Energy*, Vol. 34, pp. 370-376.
- MAPA (2005), *Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011*, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 114p.
- MAPA (2009), *Anuário Estatístico da Agroenergia*, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 161p.
- MAPA (2010), *Programa de Produção Sustentável de Óleo de Palma no Brasil*, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 9p.
- MAP/MEEDDAT (2009), *Directive Energies Renouvelables. Biocarburants, biomasse et critères de développement durable. Comment vérifier en France la conformité des biocarburants mis sur le marché aux critères de durabilité prévus par la Directive sur les Energies Renouvelables?*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, et Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire, 89p.
- MDIC (2006), *O Futuro da Indústria: biodiesel*, Ministério da Indústria, Desenvolvimento e Comércio Exterior, Brasília, DF.
- MEKHILEFA, S., SIGAA, S. et SAIDURB, R. (2011), « A review on palm oil biodiesel as a source of renewable fuel », *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 15, pp.1937-1949.
- MERLIN P. (2008), *Énergie et Environnement*, Paris : La documentation Française, 183p.

- MIKOL, A. (1995), « La comptabilité environnementale doit-elle être normalisée ? », *Revue Française de Comptabilité*, N° 272, pp.32-36.
- MILLA I CANALS, L., ROMANYA, J. et COWELL, S.J. (2007), « Method for assessing impacts on life support functions (LSF) related to the use of “fertile land” in Life Cycle Assessment (LCA) », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 15, pp. 1426-1440.
- MOISDON, J.C. (1984), « Recherche en gestion et intervention », *Revue Française de Gestion*, N° 47-48, pp. 61-73.
- MOISDON, J.C. (Coord.) (1997), *Du mode d'existence des outils de gestion. Les instruments de gestion à l'épreuve de l'organisation*, Paris : Seli Arslan, 286p.
- MOREIRA, J. R. (2000), « Sugarcane for energy – Recent results and progress in Brazil », *Energy for Sustainable Development*, Vol. 4, N° 3, pp. 43-54.
- MORROW, D. et RONDINELLI, D. (2002), « Adopting Corporate Environmental Management Systems: Motivations and Results of ISO 14001 and EMAS Certification », *European Management Journal*, Vol. 20, N° 2, pp. 159-171.
- NAPPO, M. (2007), « Comércio Internacional de Biodiesel », *Fórum Brasil-Alemanha sobre Biodiesel*, São Paulo.
- NEUMAYER E., (1999), *Weak versus strong sustainability: exploring the limits of two opposing paradigms*. Cheltenham: Edward Elgar, 294p.
- OIL WORLD (2012), *Oil World Annual 2012*, Hamburg: ISTA Mielke GmbH.
- OMONT, H. (2010), « Contributions de la production d'huile de palme au développement durable », *OCL- Oléagineux Corps Gras Lipides*, Vol. 17, pp. 362-367.
- PAPONG, S., CHOM-IN, T., NOKSA-NGA, S. et MALAKU, P. (2010), « Life cycle energy efficiency and potentials of biodiesel production from palm oil in Thailand », *Energy Policy*, Vol. 38, pp. 226-233.
- PARKIN, T.B. (1987), « Soil microsites as a source of denitrification variability », *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 51, pp. 1194-1199.
- PEHNELT, G. et VIETZE, C. (2011), Recalculating Default Values for Palm Oil, *Jena Economic Research Papers*, Vol. 37, pp. 1-38.
- PENNINGTON, D.W., CRETТАZ, P., TAUXE, A., RHOMBERG, L., BRAND, K., et JOLLIET, O. (2002), « Assessing Human Health Response in Life Cycle Assessment using ED10s and DALYs - Part 2: Non-Cancer Effects », *Risk Analysis*, Vol. 22, N° 5, pp. 947-963.
- PENNINGTON, MARGNI, M., AMMAN, C. et JOLLIET, O. (2005), « Multimedia Fate and Human Intake Modeling: Spacial versus Non-Spacial Insights for Chemical Emissions in Western Europe », *Environmental Science and Technology*, Vol. 39, N° 4, pp. 1119-1128.

- PERRET, V. et SEVILLE, M. (2007), « Fondements épistémologiques de la recherche », dans THIETART, R.-A, *Méthodes de recherche en Management*, [3^{ème} édition], Paris : Dunod, pp.13-33.
- PEUCH-LESTRADE, P. (1995), « Le rôle des experts-comptables dans la comptabilité environnementale », *Revue Française de Comptabilité*, N° 272, pp. 38-39.
- PONS, E. (2008), « Vers une réglementation du commerce international des agrocarburants : la proposition européenne de certification durable », *Groupe d'Economie Mondiale – IEP*, Paris, Présentation du 2 juillet.
- PONS, E. (2009), « La certification durable des agrocarburants : compatibilité de la proposition européenne avec les règles de l'OMC », *Policy Brief*, Janvier, 2009.
- POSH, M., SEPPÄLÄ, J., HETTELINGH, J.P., JOHANSSON, M., MARGIN, M. et JOLLIET, O. (2008), « The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.13, pp. 447-486.
- RABHI, P. (2010), *Vers la sobriété heureuse*, Actes Sud, 144p.
- RAFFLEGEAU, S., MICHEL-DOUNIAS, I., TAILLIEZ, B., NDIGUI, B. et PAPY, F. (2010), « Unexpected N and K nutrition diagnosis in oil palm smallholdings using references of high-yielding industrial plantations », *Agronomy for Sustainable Development*, Vol. 30, pp. 777-787.
- RATTER, J. A., RIBEIRO, J. F. et BRIDGEWATER, S. (1997), « The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity », *Annals of Botany*, Vol. 80, N° 3, pp. 223-230.
- RAVONONARIMANGA-RAHERIMANDIMBY, H. (2011), *Outils le partage d'informations scientifiques de base sur l'environnement en entreprise. Développement et implémentation d'un prototype d'outil de représentation des notions environnementales chez Electricité de France (EDF)*, Thèse de doctorat, Université Paris Dauphine.
- REAP, J., ROMAN, F., DUNCAN, S. et BRAS, B. (2008a), « A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 1: goal and scope and inventory analysis », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, pp. 290-300.
- RECORD (2005), *Typologie des enjeux environnementaux et usage des différentes méthodes d'évaluation environnementale associés*, Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets, 89p.
- REIJNDERS, L. et HUIJBREGTS, M.A.J. (2008), « Palm oil and the emission of carbon-based greenhouse gases », *Journal of Cleaner Production*, Vol. 16, pp. 477-482.
- REINHARDT, G., RETTENMAIER, G., GÄRTNER, S. et PASTOWSKI, A. (2007), *Rain Forest for Biodiesel?*, Ecological Effects of Using Palm Oil as a Source of Energy, WWF Germany, 52p.

- REINHARDT, G. et VON FALKENSTEIN, E. (2011), « Environmental assessment of biofuels for transport and the aspects of land use competition », *Biomass and Bioenergy*, Vol. 35, pp. 2315-22.
- RICHARD, J., (2009), « Comptabilités environnementales », dans COLASSE, B., *Encyclopédie de comptabilité, contrôle, audit*, Paris : Economica, pp. 490-494.
- RICHARD, J. (2012), *Comptabilité et développement durable*, Paris : Economica, 263p.
- RICHARD, J. et COLLETTE, C. (2005), *Système Comptable Français et Normes IFRS*, [7^{ème} édition], Paris : Dunod, 636p.
- ROWELL, A. et MOORE, P.F. (2000), *Global review of forest fires*, WWF International & World Conservation Union (IUCN), 66p.
- RODRIGUES, G.S., RODRIGUES, I.A., BUSCHINELLI C.C., LIGO, M.A., PIRES, A.M., FRIGHETTO, R. et IRIAS, L.J. (2007), « Socio-Environmental Impact of Biodiesel Production in Brazil », *Journal of Technology Management and Innovation*, Vol. 2, N° 2, pp. 46-65.
- RODRIGUES, G.S. et BUSCHINELLI, C.C. (2008), « Impact assessment for environmental management research at Embrapa: an approach toward the sustainability of rural activities », *International Workshop on Methodological Innovations in Impact Assessment of Agricultural Research*, Brasília, November, 2008.
- ROMELAER, P. (2005), « L'entretien de recherche », dans ROUSSEL, P. et WACHEUX, F. (éditeurs), *Management et Ressources Humaines, Méthodes de recherche en sciences sociales*, Bruxelles : De Boeck Université, pp.101-137.
- ROSENBAUM, R.K., BACHMANN, T.M., GOLD, L.S., HUIJBREGTS, M.A.J., JOLLIET; O., JURASKE, R., KOEHLER, A., LARSEN, H.F., MACLEOD, M., MARGNI, M.D., MCKONE, T.E., PAYET, J., SCHUHMACHER, M., VAN DE MEENT, D. et HAUSCHILD, M.Z. (2008), « USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment », *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 13, N° 7, pp. 532-546.
- RSPO (2007), *RSPO Principles and Criteria for Sustainable Palm Oil Production: Including Indicators and guidance*, Roundtable on Sustainable Palm Oil, 53p.
- RSPO (2012), *Les exigences de la RED-RSPO pour la conformité aux exigences de la Directive sur les énergies renouvelables de l'Union Européenne. Version 4*, Roundtable on Sustainable Palm Oil, 14p.
- RSPO (2013), *Adoption of Principles and Criteria for the production of sustainable palm oil*, submitted by the RSPO Executive Board for the Extraordinary General Assembly on April 25th 2013, Roundtable on Sustainable Palm Oil, 70p.
- SCHALTEGGER, S. (1996), « Eco-efficiency of LCA: the necessity of a site-specific approach », dans SCHALTEGGER S. (éditeur), *Life Cycle Assessment (LCA) – Quo vadis?*, Birkäuser Verlag, pp. 133-48.

- SCHALTEGGER, S. (1997), « Economics of Life Cycle Assessment: Inefficiency of the Present Approach », *Business Strategy and the Environment*, Vol. 6, pp. 1-8.
- SCHALTEGGER, S. et BURRITT, R. (2000), *Contemporary Environmental Accounting: Issues, Concepts and Practice*, Sheffield: Greenleaf, 462p.
- SCHENKEL, Y. et BENABDALLAH, B. (2005), *Guide biomasse énergie*, Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie IEFP, Collection points de repère, 391p.
- SCHIPPER, L. et GRUBB, M. (2000), « On the rebound? Feedback between energy intensities and energy uses in IEA countries », *Energy Policy*, Vol. 28, pp. 367-388.
- SCHMIDT, J.H. (2007), *Life cycle inventory of rapeseed oil and palm oil*, PhD Thesis, Department of Development and Planning, Aalborg University.
- 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*, Vol. 13, N° 4, pp. 350-364.
- SEARCHINGER, T., HEIMLICH, R., HOUGHTON, R.A., DONG, F., ELOBEID, A., FABIOSA, J., TOKGOZ, S., HAYES, D. et YU, T. (2008), « Use of US cropland for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change », *Science*, Vol. 319, pp. 1238-40.
- SETAC (1993), *Guidelines for Life-Cycle Assessment. A code of practice*, SETAC Europe, Brussels, 69p.
- SHARLEMANN, J.P.W. et LAURANCE, W.F., (2008), « How green are biofuels? », *Science*, Vol. 319, pp. 43-44.
- SIANGJAEAO, S., GHEEWALA, S.H., UNNANON, K. et CHIDTHAISONG, A. (2011), « Implications of land use change on the life cycle greenhouse gas emissions from palm oil biodiesel production in Thailand », *Energy for Sustainable Development*, Vol. 15, pp. 1-7.
- SIMON, H. (1991), *Sciences des systèmes, Sciences de l'artificiel*, Paris : Dunod-Bordas, 230p.
- SLADE, R., BAUEN, A. et SHAH, N. (2009), « The greenhouse gas emissions performance of cellulosic ethanol supply chains in Europe », *Biotechnology for Biofuels*, Vol. 2, pp.15.
- SORREL, S. et DIMITROPOULOS, J. (2006), « The rebound effect: microeconomic definitions, limitations and extensions », *Ecological Economics*, Vol. 65, pp. 636-649.
- STEHFEST, E. et BOUWMAN, L. (2006), « N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 74, pp. 207-228.

- SUBRAMANIAN, V., INGWERSEN, W., HENSLER, C. et COLLIE, H. (2012), «Comparing product category rules from different programs: learned outcomes towards global alignment », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 17, N° 7, pp. 892-903.
- TAMPUBOLON, F.H., DANIEL, C. et OCHS, R. (1990), « Réponses du palmier à huile aux fumures azotées et phosphorées à Sumatra », *Oleagineux Revue internationale des corps gras*, Vol. 45, N°11, pp.475-486.
- TAN, K.T., LEE, K.T., MOHAMED, A.R. et BHATIA, S. (2009), « Palm oil: Addressing issues and towards sustainable development », *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Vol. 13, pp. 420-7.
- TEOH, C.H. (2010), *Key Sustainability Issues in the Palm Oil Sector: A Discussion Paper for Multi-Stakeholders Consultations*, Report commissioned by the World Bank and the International Finance Corporation, 52p.
- THERY, H. (1997), *Environnement et développement en Amazonie brésilienne*, Paris: Belin, 208p.
- THOENES, T. (2006), « Biofuels and Commodity Markets – Palm Oil Focus ». FAO, Commodities and Trade Division, *AgraInforma Conference "The impact of biofuels on commodity markets"*, Brussels, 24-25 October.
- UDO DE HAES, H.A., JOLLIET, O., NORRIS, G. et SAUR, K. (2002), « UNEP/SETAC Life Cycle Initiative: Background, Aims and Scope », *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 7, N° 4, pp. 192-195.
- UNEP (1996), *Life Cycle Assessment, what it is and how to do it*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 89p.
- UNEP (1999), *Towards the global use of life cycle assessment*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 71p.
- UNEP (2003) *Evaluation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment*, Meeting report, Brussels, 29-30 November 1998, and Brighton, 25-26 May 2000, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 95p.
- UNEP (2007), *Life Cycle Management. A Business Guide to Sustainability*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 51p.
- UNEP (2009a), *Guidelines for Social Life Cycle Assessment*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 103p.

- UNEP (2009b), *Towards sustainable production and use of resources: Assessing biofuels*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 36p.
- UNEP (2011a), *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases. A Basis for Greener Processes and Products*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 156p.
- UNEP (2011b), *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: Making informed choices on products*, United Nations Environmental Programme, Division of Technology, Industry and Economics, Paris, 86p.
- URYU, Y., MOTT, C., FOEAD, N., YULIANTO, K., BUDIMAN, A., SETIABUDI *et al.* (2008), *Deforestation, forest degradation, biodiversity loss and CO2 emissions in Riau, Sumatra, Indonesia*, Technical Report, WWF Indonesia, 80p.
- USUNIER, J.-C., EASTERBY, S.M. et THORPE, R. (2007), *Introduction à la recherche en gestion*, [2^{ème} édition], Paris : Economica, 271p.
- VAN DER WERF, H.M.G et PETIT, J. (2002), « Evaluation of the environmental impact of agriculture production at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods », *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 93, pp. 131-145.
- VAN ZELM, R., HUIJBREGTS, M.A.J., VAN JAARVELD, H.A., REINDS, G.J., DE ZWART, D., STRUIJS, J. et VAN DE MEENT, D. (2007), « Time Horizon Dependent Characterization Factors for Acidification in Life-Cycle Assessment Based on Forest Plan Species Occurrence in Europe », *Environmental Science and Technology*, Vol. 41, N° 3, pp.922-927.
- VARGAS, J.R.C. (2008), « Historia ampliada y comentada del análisis de ciclo de vida (ACV). Con una bibliografía sélecta », *Revista de la Escuela Colombiana de Ingeniería*, N°2, Octubre-diciembre de 2008, pp. 37-70.
- VEIGA, A.S., SINIMBU, S.E.S. et RAMOS, E.J.A. (2001), *Sistema de adubação do dendzeiro por reposição de nutrientes exportados pelo cacho*, Dendê do Para S.A. Denpasa, 30p.
- VENTURIERI A., FERNANDES, W.R., BOARI, A. et VASCONCELOS M. (2009), «Relação entre ocorrência do amarelecimento fatal do dendzeiro (*Elaies guineensis* Jacq.) e variáveis ambientais no Estado do Para », *Anais XIV Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, INPE, Natal, 25-30 de abril, pp.523-530.
- VILAIN L. (2008), *La méthode IDEA – Indicateurs de durabilité des exploitations agricoles – Guide d’utilisation*, [3^{ème} édition], Dijon : Educagri, 184p.
- VIVIEN, F-D., LEPART, J. et MARTY, P. (éditeurs) (2013), *L'évaluation de la durabilité*, Paris : Quae, 268p.
- WACHEUX, F. (1996), *Méthodes qualitatives et recherche en gestion*, Paris : Economica, 290p.

- WACKKER, E. (2000), *Funding Forest Destruction: The involvement of Dutch banks in the financing of oil palm plantations in Indonesia*, Greenpeace Netherlands, 158p.
- WCED (1987), *Our common future*, Report to the World Commission on Environment and Development, Oxford: Oxford university press, 349p.
- WEIDEMA, B.P., BAUER, C., HISCHIER, R., MUTEL, C., NEMECEK, T., VADENBO, C.O. et WERNET, G., (2011), *Overview and Methodology. Dataquality guideline for theecoinvent database version 3*, Ecoinvent Report, St Gallen: The Ecoinvent Centre, 163p.
- WEIDEMA, B.P. et WESNAES, M.S. (1996), « Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators », *Journal of cleaner production*, Vol. 4, N° 3, pp. 167-174.
- WENG, C.K. et BOEHMER, K. (2006), « Lancement de la Norme ISO 14064 sur la déclaration et la vérification des gaz à effet de serre », *Management Systems*, Mars-Avril, 2006.
- WICKE, B., DORNBURG, V., JUNGINGER, M. et FAAIJ, A. (2008), « Different palm oil production systems for energy purposes and their greenhouse gas implications », *Biomass and Bioenergy*, Vol. 32, pp. 1322-1337.
- WIECZOREK, A., SEMENSATTO, D.L., CAPRETZ, R.L. et SHIROTA, R. (2008), *Avaliação de Impactos Sociais e Ambientais. Grupo Agropalma*, Rio de Janeiro, Orbis Exceller, 60p.
- WRM (World Rainforest Movement) (2011), « "RSPO" : le verdissage du business de l'huile de palme », *Alternatives Sud*, Vol. 18-2011/179.
- WWF (2011), *Huile de palme, de la déforestation à la nécessaire durabilité*, World Wildlife Fund, France, 21p.
- YIN, R.K. (1984), *Case study research: design and methods*, [2nd edition], Thousand Oaks: Sage, 160p.
- YUSOFF, S. et HANSEN, S. (2007), Feasibility study of performing a life cycle assessment on crude palm oil production in Malaysia, *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 12, pp.50-58.
- ZIMMERMANN, P., FRISCHKNECHT, R. et MÉNARD, M. (1996), « Background Inventory Data », dans SCHALTEGGER S. (éditeur), *Life Cycle Assessment (LCA) – Quo vadis?*, Birkäuser Verlag, pp. 39-49.
- ZULKIFLI, H., HALIMAH, M., MOHD, B.W. et CHOO, Y.M. (2009), « Life cycle assessment for FFB production », *PIPOC 2009*, Kuala Lumpur, 9-12 November.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
PARTIE I : ANALYSE THEORIQUE. L'ACV COMME OUTIL DE COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE POUR L'ENTREPRISE	11
CHAPITRE I. ACV : UN OUTIL DE GESTION	15
I.1. ELEMENTS DE COMPREHENSION DE L'ACV	16
I.1.1. Définition et éléments de cadrage.....	16
I.1.2. Historique de l'ACV	18
I.1.3. L'ACV et le concept de cycle de vie	21
I.1.3.1. L'approche fonctionnelle	23
I.1.3.2. Le focus sur le produit.....	23
I.1.3.3. L'évaluation multicritère.....	24
I.1.4. L'ACV dans l'aide à la décision	24
I.1.4.1. Un outil d'évaluation parmi d'autres	24
I.1.4.2. Différents acteurs, plusieurs usages	27
I.2. L'ACV ET L'ENTREPRISE : UNE LECTURE A PARTIR DE CONCEPTS PROPRES AUX OUTILS DE GESTION	29
I.2.1. Un outil à trois composantes.....	30
I.2.1.1. La dimension technologique et matérielle	30
I.2.1.1.1. Les procédures de la norme ISO 14040-14044	31
La définition des objectifs et du champ de l'étude.....	31
L'inventaire du cycle de vie (ICV)	32
L'évaluation des impacts potentiels	32
L'interprétation.....	33
I.2.1.1.2. Les besoins matériels et techniques	34
<i>Les données d'ACV</i>	34
<i>Les méthodes de caractérisation des impacts</i>	38
<i>Les logiciels de calcul d'impact</i>	40
I.2.1.2. La philosophie gestionnaire	41
I.2.1.3. La rationalité limitée	43
I.2.1.3.1. Un outil orienté « connaissances »	45
I.2.1.3.2. La vision simplifiée des relations organisationnelles	49
I.2.2. L'existence de deux types d'approches opposées.....	50
I.2.2.1. Les approches basées sur la passivité des utilisateurs.....	50

I.2.2.1.1. La conception représentationiste.....	50
I.2.2.1.2. La logique de conformation	51
I.2.2.2. Les approches élargies	51
I.2.2.2.1. logique de formalisation/contextualisation	52
I.2.2.2.2. L'approche appropriative.....	53
CONCLUSION	54
CHAPITRE II. L'ACV VUE PAR LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE	55
II.1. L'ACV ET LA COMPTABILITE ENVIRONNEMENTALE	55
II.1.1. Une forme (élargie) de comptabilité analytique	57
II.1.2. La prise en compte du capital naturel	59
II.1.2.1. Deux logiques de conservation distinctes	60
II.1.2.1.1. La soutenabilité (conservation) au sens faible.....	62
II.1.2.1.2. La soutenabilité (conservation) au sens forte	62
II.1.3. L'ACV : un outil de comptabilité environnemental basé sur la logique de conservation faible.....	65
II.2. LES LIMITES DE L'ACV.....	66
II.2.1. Les limites d'une évaluation fondée sur l'efficience	67
II.2.1.1. L'effet rebond	68
II.2.1.1.1. Trois types d'effet rebond.....	69
II.2.1.1.2. L'existence de deux hypothèses opposées.....	70
II.2.2. Les limites par rapport à la qualité de l'information	73
II.2.2.1. Le manque d'information scientifique.....	74
II.2.2.1.1. Le manque des facteurs d'émission adaptés aux conditions locales	74
II.2.2.1.2. Le manque et l'imprécision des facteurs de caractérisation	75
II.2.2.2. Le manque de données d'entreprise.....	77
II.2.2.2.1. Un accès restreint aux données spécifiques d'entreprise.....	77
II.2.2.2.2. Une utilisation disproportionnée des moyennes industrielles	78
II.2.3. Quelle pertinence d'application de l'ACV dans un cadre réglementaire ?.....	79
II.3. LES VOIES D'EVOLUTION POUR L'ACV. VERS UNE SOUTENABILITE (CONSERVATION) FORTE ?	79
II.3.1. Les ACV spécifiques	80
II.3.1.1. Les ACV spécifiques avec un résultat calculé par unité de produit	81
II.3.1.2. Les ACV spécifiques avec un résultat calculé en valeur absolue.....	82
II.3.2. L'approche « produit-site »	82
II.3.3. La détermination des seuils écologiques	84
II.3.3.1. L'ACV associée à des seuils écologiques.....	85

II.3.3.1.1. La mise en contexte des résultats d'impact : l'introduction des valeurs de référence	86
II.3.3.1.2. La pondération des résultats d'impact reliée à une valeur cible	86
II.3.4. L'absence des approches s'intéressant à la dimension adaptative de l'ACV	88
CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE	90
PARTIE II : RECHERCHE EMPIRIQUE. LE ROLE DE L'ENTREPRISE DANS LA PRODUCTION DE L'INFORMATION ENVIRONNEMENTALE EN VUE DE LA REALISATION D'UNE ACV	91
CHAPITRE III. ACV : METHODOLOGIE	93
III. 1. UN DESIGN DE LA RECHERCHE CONSTRUIT SUR LA BASE D'UNE ETUDE DE CAS	94
III.1.1. Une posture interprétativiste	94
III.1.2. L'utilisation d'une étude de cas reposant sur un double contexte	95
III.1.2.1. La Directive EnR et les critères de durabilité européens pour les biocarburants ..	95
III.1.2.2. La production d'huile de palme au Brésil	96
III.1.2.3. La pertinence du cas choisi	97
III.1.3. Une démarche de recherche-intervention	99
III.1.3.1. Agir pour transformer la réalité	103
III.1.3.2. Le va-et-vient entre le terrain et la littérature	103
III.1.3.3. Le processus de co-construction de la démarche de recherche	104
III.1.3.3.1. Les acteurs du contexte étudié	105
<i>ADEME et AFD : cofinancement et suivi technique de la thèse</i>	<i>105</i>
<i>CIRAD : notre partenaire scientifique</i>	<i>106</i>
<i>Agropalma, un acteur central pour la collecte des données</i>	<i>107</i>
III.2. UNE DEMARCHE ITERATIVE ENTRE FORMALISATION ET CONTEXTUALISATION	108
III.2.1. Acculturation: analyse contextuelle	109
III.2.1.1. L'étude des documents	110
III.2.1.1.1. La construction d'un modèle préliminaire d'évaluation	110
III.2.1.1.2. Le travail avec les experts – première phase	111
III.2.1.2. L'observation non participante	113
III.2.1.2.1. Observation des réunions et des événements	113
III.2.1.2.2. Visites techniques	115
III.2.1.3. Entretiens semi-directifs	117
III.2.2. Contextualisation : mise en œuvre d'une évaluation de type ACV	119
III.2.2.1. Les réunions avec le comité de pilotage	120
III.2.2.2. Le travail avec les experts – deuxième phase	122
III.2.2.2.1. Le recueil des données à Agropalma	123

III.2.1.2.2. Le recueil de données secondaires	124
III.2.1.2.3. La vérification des données primaires.....	125
III.2.1.2.4. L'utilisation d'un outil de calcul spécifique.....	125
III.2.3. Formalisation : analyse de la qualité et de la pertinence de l'ACV	126
III.2.3.1. Analyse de l'ACV par rapport à la qualité des données.....	126
III.2.3.2. Analyse de l'ACV par rapport à la pertinence de l'information	127
CONCLUSION	128
CHAPITRE IV. ACV : ANALYSE CONTEXTUELLE.....	129
IV. 1. LA DIRECTIVE ENR.....	130
IV.1.1. Les biocarburants et la biomasse. Quelques points de repère	131
IV.1.2. La promotion des biocarburants au sein de l'Union Européenne	132
IV.1.3. Les critères de durabilité pour les biocarburants.....	134
IV.1.3.1. Le critère relatif à la réduction d'émissions de gaz à effet de serre GES.....	134
IV. 1.3.1.1. La dimension scientifique du seuil réglementaire institué.....	134
IV. 1.3.1.2. Les moyens de production de la preuve.....	137
IV. 1.3.1.3. La prise en compte du changement d'affectation de sols (CAS).....	138
<i>Le changement d'affectation de sols (CAS) direct.....</i>	<i>138</i>
<i>Le changement d'affectation de sols (CAS) indirect.....</i>	<i>139</i>
IV.1.3.2. Les critères relatifs à la biodiversité.....	140
IV.1.3.3 D'autres conditions de soutenabilité	140
IV. 2. LE BIODIESEL ISSU DE L'HUILE DE PALME : PERSPECTIVES ET ENJEUX CLES AU BRESIL. 141	
IV.2.1. Le Brésil dans le contexte mondiale de la production d'huile de palme	143
IV.2.2. Un contexte national favorable à la production de biodiesel issu d'huile de palme	144
IV.2.2.1. Un développement des biocarburants orienté par des mesures politiques	144
IV.2.2.1.1. L'éthanol de canne à sucre : une filière consolidée	144
IV.2.2.1.2. Le marché croissant du biodiesel	145
IV.2.2.2. Une grande disponibilité de terres pour la production du palmier à huile	147
IV.2.3. Les enjeux environnementaux : un focus sur la déforestation	149
IV.2.3.1. Perte de biodiversité et effets sur la nature.....	151
IV.2.3.2. L'impact sur le changement climatique	151
IV.2.4. Mythes et réalités de la production du palmier à huile en Amazonie	151
IV.2.4.1. La déforestation due au CAS direct : un phénomène improbable.....	154
IV.2.4.2. La déforestation due au CAS indirect : un effet constaté.....	159
IV.3. LA DIRECTIVE ENR APPLIQUEE AU BIODIESEL ISSU D'HUILE DE PALME BRESILIENNE....	160
IV.3.1. Le caractère incomplet et incertain de l'évaluation demandée	162

IV.3.1.1. La sécurité alimentaire : un enjeu en dehors des critères contraignants	162
IV.3.1.2. L'insuffisance des critères de durabilité à l'échelle locale.....	163
IV.3.1.2.1. La faible prise en compte des questions sociales.....	164
IV.3.1.2.2. Quid de l'impact sur les ressources en eau et la pollution des sols ?.....	165
<i>La consommation de ressources en eau</i>	165
<i>La pollution des eaux</i>	166
<i>La dégradation des sols</i>	167
IV.3.1.2.3. Les maladies du palmier à huile, un risque supplémentaire	167
IV.3.1.2.4. Une protection partielle de la biodiversité	168
IV.3.1.3. La quantification incertaine des émissions de gaz à effet de serre (GES)	171
IV.3.1.3.1. Le CAS direct: des facteurs d'émissions peu représentatifs de la réalité.....	172
IV.3.1.3.2. Le CAS indirect absent du bilan	173
IV.3.1.3.3. L'incertitude par rapport aux émissions de protoxyde d'azote (N ₂ O) ...	173
IV.3.2. Les outils d'évaluation à appliquer	174
IV.3.2.1. La nécessité d'une étude du type ACV spécifique.....	175
IV.3.2.2. La RED-RSPO : un système d'évaluation « <i>produit-site</i> » adapté à la Directive	175
CONCLUSION	178
CHAPITRE V. LA MISE EN OUVRE D'UNE EVALUATION DU TYPE ACV	181
V. 1. LES OBJECTIFS ET LE CHAMP DE L'ETUDE	183
V.1.1. Les objectifs de l'étude.....	183
V.1.2. Le champ de l'étude	185
V.1.2.1. L'unité fonctionnelle	187
V.1.2.2. Le système étudié et ses étapes.....	187
V.1.2.3. Les frontières du système	189
V.1.2.3.1. Les frontières du système étudié (biodiesel de palme du Brésil).....	189
V.1.2.3.2. Les frontières du système de référence (diesel)	191
V.1.2.4. Les caractéristiques du système. Facteurs géographiques, temporelles et technologiques.....	192
V.1.2.4.1. Localisation des plantations et caractéristiques pédoclimatiques	193
V.1.2.4.2. Le changement d'affectation des sols (CAS).....	195
V.1.2.4.3. Cycle du palmier à huile et spécificités du système de production.....	195
V.1.2.4.4. D'autres aspects d'ordre technique	198
V.1.2.5. La méthode d'allocation	199
V.2. L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE (ICV)	200
V.2.1. Spécificités de l'inventaire: mise en perspective par rapport aux objectifs de l'étude.....	200

V.2.2. La nature des données	201
V.2.3. L'élaboration de l'inventaire	205
V.2.3.1. L'inventaire des intrants	205
V.2.3.1.1. Le traitement des données primaires	206
V.2.3.1.2. La vérification des données primaires	207
V.2.3.1.3. L'inventaire consolidé des intrants.....	210
V. 2.3.2. L'inventaire des sorties.....	213
V. 2.3.2.1. Le calcul des sorties	213
V.2.3.2.2. L'inventaire consolidé des sorties	214
V.3. L'ÉVALUATION DE L'IMPACT SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE.....	217
V.3.1. Le calcul de l'impact	217
V.3.2. Présentation des résultats.....	218
V.3.2.1. Résultat (1): biodiesel de palme du Brésil vs. diesel de référence	220
V.3.2.2. Résultat (2): comparaison des modes productifs de l'étape agricole	222
V.3.3. Analyse de sensibilité	223
V.3.4. Synthèse et analyse des résultats	223
V.3.4.1. Le changement d'affectation des sols (CAS) direct	224
V.3.4.2. L'étape agricole	224
V.3.4.3. L'étape industrielle I (transformation des fruits en huile brute).....	226
V.3.4.4. L'étape de transport	226
V.3.5. Conclusion de l'évaluation de l'impact sur le changement climatique	226
CONCLUSION	228
CHAPITRE VI. ANALYSE DES LIMITES DE L'ACV.....	231
VI. 1. LA QUALITE DE L'ACV	232
VI.1.1. Les limites de qualité en matière des données scientifiques	233
VI.1.2. Les limites de qualité en matière des données d'entreprise	234
VI.1.2.1. L'approche actuelle de l'analyse de la qualité des données d'ACV	235
VI.1.2.2. L'approche actuelle de l'analyse de la qualité des données d'ACV appliquée aux données d'entreprise	239
VI.1.2.2.1. Fiabilité	240
VI.1.2.2.2 Exhaustivité.....	241
VI.1.2.2.3. Corrélations temporelle, géographique et technologique	241
VI.1.3. L'insuffisance de l'approche actuelle d'analyse de qualité des données d'ACV à l'égard des données d'entreprise : les limites non pris en compte	242
VI.1.3.1. L'inexistence d'une structure dédiée et d'un système d'information adapté.....	244
VI.1.3.2. Le coût en terme de temps de collecte et de traitement des données	245
VI.1.3.3. L'accès restreint aux données.....	246

VI.1.3.3.1. Un accès aux données conditionné à la gestion des aspects financiers	247
VI.1.3.3.2. Un accès partiel à la plupart des données	248
VI.1.3.3.3. L'inexistence de certaines données	248
VI.1.3.4. L'absence de vérification	248
VI.1.3.4.1. La revue critique des ACV : un outil de vérification insuffisant	250
VI.1.3.4.2. Les audits environnementaux	251
<i>La norme ISO 14001</i>	253
<i>La norme ISO 14064</i>	254
<i>L'éco-audit</i>	255
<i>Des référentiels utiles à la Directive EnR ?</i>	257
CONCLUSION SUR LA QUALITE DES DONNEES	259
VI.2. LA PERTINENCE DE L'ACV	261
VI.2.1. Une analyse comparative avec l'étude de l'ADEME (2010)	261
VI.2.1.1. Les similarités entre les études comparées	263
VI.2.1.1.1. Des systèmes des produits semblables	263
VI.2.1.1.2. L'allocation par prorata énergétique	264
VI.2.1.1.3. L'utilisation des données secondaires identiques ou proches	265
VI.2.1.2. Résultats	266
VI.2.1.2.1. Résultat (1): biodiesel de palme du Brésil vs. biodiesel de palme d'Asie	266
VI.2.1.2.2. Résultat (2): comparaison par étape	267
VI.2.1.3. Les différences entre les études comparées : les données d'activité	269
VI.2.1.3.1. La nature des données	270
VI.2.1.3.2. La représentativité des données	271
VI.2.1.3.3. La dimension temporelle des données	271
VI.2.1.3.4. Les spécificités des données liées au cycle du palmier à huile	271
CONCLUSION SUR LA PERTINENCE DE L'ACV	272
RECOMMANDATIONS RELATIVES A LA DIRECTIVE ENR	273
CONCLUSION GENERALE	275
BIBLIOGRAPHIE	283

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Contexte de la thèse	5
Figure 2. Architecture de la thèse	7
Figure 3. Historique et évolution de l'ACV	19
Figure 4. Les étapes du cycle de vie d'un produit	21
Figure 5. Acteurs et usages de l'ACV – relation top-down.....	27
Figure 6. Schéma général du cadre fixé par l'Initiative pour le Cycle de Vie (IMPACT 2002+)	33
Figure 7. Approche générale en matière d'utilisation des données d'ACV	35
Figure 8. Applications possibles de l'ACV en entreprise	42
Figure 9. Outils et organisation : des structures isomorphes	44
Figure 10. Visualisation du processus de contextualisation d'un outil de gestion	52
Figure 11. Schéma de développement de données de processus	78
Figure 12. Schéma d'ACV d'entreprise tenant compte des impacts directs et indirects.....	80
Figure 13. Mise en perspective de l'étude de cas par rapport aux voies d'évolution pour l'ACV comme outil de CE	98
Figure 14. Formalisation et contextualisation du changement dans les démarches de recherche.....	102
Figure 15. Vision générale des méthodes mobilisées selon la double spécificité de l'étude de cas	109
Figure 16. Bilan énergétique mondial et scénario tendanciel du marché de l'énergie sur la base des Nouvelles Politiques	136
Figure 17. Zonage agroécologique du palmier à huile dans l'Etat du Para	148
Figure 18. Localisation des nouvelles plantations de palmier à huile en Amazonie.....	152
Figure 19. Répartition de terres par rapport au classement des pâturages en Amazonie	155
Figure 20. Pâturage.....	156
Figure 21. Pâturage en régénération	154
Figure 22. Régénération avec pâturage	157
Figure 23. Pâturage sol nu	157
Figure 24. Changements dans la biodiversité par rapport au type de terre utilisée pour la production d'huile de palme	169
Figure 25. Réduction des émissions de GES par rapport aux carburants fossiles	171
Figure 26. Etapes de l'ACV	182
Figure 27. Les frontières du système étudié (biodiesel de palme brésilien).....	190
Figure 28. Les frontières du système de référence (diesel consommé en France)	192
Figure 29. Localisation des palmeraies (Agropalma).....	194

Figure 30. Les frontières du système agricole du biodiesel de palme brésilien	196
Figure 31. Mise en perspective de l'ICV par rapport aux objectifs de l'étude.....	201
Figure 32. Nature des données par rapport au système étudié	203
Figure 33. Représentativité des données primaires	204
Figure 34. Processus de vérification des données	208
Figure 35. Schéma explicatif de calcul des impacts environnementaux	218
Figure 36. Gaz à effet de serre: biodiesel de palme du Brésil vs. diese	220
Figure 37. Comparatif des émissions de GES par étape du cycle de vie du biodiesel de palme (BR) étudié	221
Figure 38. Comparaison des différents modes culturaux (valeurs absolues) – Potentiel d'émission de GES	222
Figure 39. Structure organisationnelle d'Agropalma	244
Figure 40. L'articulation entre la norme ISO 14001 et le règlement communautaire (EMAS).....	256
Figure 41. Champ de l'étude (ADEME, 2010)	262
Figure 42. Potentiel d'émission de GES : comparatif de toutes les étapes	269

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Potentialités d'amélioration de la performance environnementale des produits à partir des informations du type ACV	22
Tableau 2. Caractéristiques principales des outils d'évaluation d'impact.....	25
Tableau 3. Éléments théoriques et techniques de l'ACV	31
Tableau 4. Typologie des données d'ACV.....	34
Tableau 5. Exemples de substances de référence pour les catégories d'impact dans la méthode IMPACT 2002+	37
Tableau 6. Calcul de résultat d'impact potentiel sur le changement climatique pour un bloc d'acier...38	
Tableau 7. Principales méthodes de caractérisation des impacts	39
Tableau 8. Type de Certification obligeant l'application de l'ACV	47
Tableau 9. Parallèle entre la comptabilité analytique et l'ACV	58
Tableau 10. Soutenabilité forte et soutenabilité faible	61
Tableau 11. Limites par rapport aux catégories d'impacts en ACV.....	76
Tableau 12. Les principes communs aux démarches scientifiques d'intervention.....	100
Tableau 13. Liste des experts ayant contribué au processus d'acculturation	112
Tableau 14. Liste des réunions/événements observés	115
Tableau 15. Visites techniques à Agropalma	117
Tableau 16. Liste des entretiens semi-directifs	118
Tableau 17. Démarche de travail par rapport aux étapes de réalisation de l'ACV	120
Tableau 18. Réunions avec le comité de pilotage de la thèse.....	121
Tableau 19. Liste des experts ayant contribué à la phase de vérification des données	122
Tableau 20. Type des données fournies par Agropalma	124
Tableau 21. Faits du débat mondial sur la production d'huile de palme	150
Tableau 22. Niveaux de risques de conflit avec les règles de l'OMC dans l'implémentation des critères de durabilité des systèmes de certification pour la production de biomasse	161
Tableau 23. Besoin en eau des cultures énergétiques.....	166
Tableau 24. Dates des réunions et acteurs concernés par l'étude.....	183
Tableau 25. Récapitulatif des objectifs de l'étude.....	184
Tableau 26. Etapes du système de produit étudié.....	187
Tableau 27. Etapes des systèmes comparés: biodiesel palme BR et diesel.....	188
Tableau 28. Types des flux par rapport aux processus agricoles comparés du biodiesel palme BR....	198
Tableau 29. Proratas énergétiques appliquées étape par étape.....	199

Tableau 30. Origine des données spécifiques d'entreprise (données primaires).....	202
Tableau 31. Paramètres intrants de l'ICV (étape agricole).....	205
Tableau 32. Exemple de données brutes récoltées (extrait de la liste qui recense les engrais minéraux consommés en 2009)	206
Tableau 33. Traitement des données : entrées en engrais minéral (phase mature de production)	207
Tableau 34. Actions de vérification des données d'entrée (engrais).....	209
Tableau 35. Inventaire des entrées de l'étape agricole	211
Tableau 36. Inventaire des entrées de l'étape de transformation.....	212
Tableau 37. Inventaire des entrées de l'étape de transport vers la France	212
Tableau 38. Paramètres liés à l'inventaire des sorties (étape agricole).....	213
Tableau 39. Calcul des sorties (engrais azotés).	214
Tableau 40. Inventaire consolidé pour les étapes locales de production.....	215
Tableau 41. Calcul du CAS direct en 2009	216
Tableau 42. Pouvoir de Réchauffement Global des principaux GES.....	217
Tableau 43. Emissions de GES de la filière biodiesel issue d'une huile de palme brésilienne.....	219
Tableau 44. Emissions de GES de l'étape agricole de la filière biodiesel issue d'une huile de palme brésilienne	219
Tableau 45. Tableau comparatif: biodiesel de palme du Brésil vs. diesel.....	220
Tableau 46. Analyse de sensibilité sur le potentiel des émissions de GES (majorant de 25% les engrais azotés)	223
Tableau 47. Indicateurs de qualité pris en compte selon différents auteurs	236
Tableau 48: Matrice avec 5 indicateurs de qualité des données (IQD).....	237
Tableau 49. Méthodes d'évaluation des incertitudes.....	238
Tableau 50: Scores de qualité attribués aux données d'entreprise selon l'approche actuelle	240
Tableau 51: Caractéristiques des données (brutes) collectées.....	243
Tableau 52. Les principaux types d'audit environnemental.....	252
Tableau 53. Etapes des systèmes comparées: biodiesel de palme du Brésil vs. biodiesel de palme d'Asie	264
Tableau 54. Données secondaires utilisées dans les études comparées.....	265
Tableau 55. Tableau comparatif : biodiesel palme Brésil et biodiesel palme Asie.....	267
Tableau 56. Tableau comparatif : étapes locales (biodiesel palme Brésil et biodiesel palme Asie)....	268
Tableau 57. Données d'activité et sources de l'inventaire des entrées.....	270

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1. Modèle préliminaire d'évaluation environnementale	317
Annexe 2. Photos des plantations de palmier à huile - Agropalma	318
Annexe 3. Exemple d'entretien semi-directif.....	322
Annexe 4. Exemple de compte-rendu de réunion d'avancementde la thèse	329
Annexe 5. Données brutes collectées à Agropalma	331

Annexe 1. Modèle préliminaire d'évaluation environnementale

ENVIRONMENTAL IMPACT CATEGORIES		LIFE CYCLE STAGES					
		Agricultural phase		Transport of Biomass	Industrial phase	Distribution	Use phase
		Land use change	Land use				
E n v i r o n m e n t a l l e v e l	CLIMATE CHANGE	LIFE CYCLE ANALYSIS					
	RESOURCES DEPLETION						
	NATURE & BIODIVERSITY	Which possible approaches?					
	HUMAN HEALTH						
	SOCIO-ECONOM.						

Annexe 2. Photos des plantations de palmier à huile - Agropalma



Palmiers matures – récolte. Photo prise par l’auteur.



Pépinière. Photo prise par l'auteur



Plantations. Photo prise par l'auteur



Récolte. Photo prise par l'auteur



Fruits. Photo prise par l'auteur



Récolte. Photo prise par l'auteur



Route. Photo prise par l'auteur

Annexe 3. Exemple d'entretien semi-directif

(retranscription intégrale)

Entrevista com Júlio Cesar Pinho, Gerente do Projeto Norte da Petrobrás

26 de agosto de 2010.

Você poderia falar um pouco sobre os projetos da Petrobrás relativos à produção de biodiesel de palma?

A Petrobrás, em relação à produção de óleo de palma no Brasil, possui dois projetos, um deles nós denominamos de projeto Pará que é um projeto 100% Petrobrás. O outro projeto, nós chamamos de projeto Belém, que é um projeto em parceria com a Galp. A Galp Energia é uma empresa de petróleo de Portugal. A Galp é um parceiro importante da Petrobrás, que já é parceira da empresa em vários blocos de petróleo, no setor de exploração e produção de petróleo. É um parceiro importante que já possui uma história de sucesso de parcerias com a Petrobrás. É uma parceira importante para o pré-sal inclusive. No caso da palma a Galp também é um parceiro estratégico também porque a Galp tem uma participação na distribuição de combustível muito importante na Europa, no mercado Ibérico. Ela detém em torno de 45 a 50 % do mercado português de distribuição e 15 a 18% do mercado espanhol. Ou seja, é parceiro estratégico porque facilita a colocação do produto na Península Ibérica.

O projeto Pará, que é um projeto 100% Petrobrás, será implantado em quatro municípios, à a princípio: Baião, Mocajuba, Igarapé Mirim e Cametá. No município de Cametá o projeto uma parte do município chamada Beiradão do Cametá, pois o Cametá é um município muito grande, e o Beiradão do Cametá fica do lado da margem direita do rio enquanto a maior parte do município fica do lado da margem esquerda do rio Tocantins. Na margem direita do R rio Tocantins estão também os outros municípios onde o Projeto Pará será implantado.

A nossa meta de produção no projeto Pará é de 120 mil toneladas de óleo de palma por ano. No projeto Pará, nós também teremos uma usina de produção de biodiesel que será construída no Pará. Então nós iremos produzir o óleo nessa região e levar o óleo para a planta de biodiesel.

A usina será construída na mesma região do plantio?

Não, naquela região nós teremos o plantio e a extração do óleo. A produção de biodiesel será em Bacarena, no Porto de Vila do Conde ou aqui em Belém. Nós ainda estamos definindo a localização entre estas duas áreas. Então nós traremos o óleo dessa região pra cá, por hidrovia, pelo Rio Tocantins até Belém ou até Bacarena para a produção de biodiesel. Este biodiesel será utilizado para o

suprimento da região Norte. O projeto Pará possui uma particularidade interessante que o diferencia de todos os projetos que existem no Brasil hoje. As empresas são todas verticalizadas. Estas empresas que existem hoje produzem o óleo, mas também são proprietárias das terras. Elas plantam nas suas propriedades, colhem o fruto do seu palmar e extraem o óleo para sua unidade de esmagamento. Praticamente todas as empresas têm esse modelo de negócio. Apenas a pouco tempo algumas empresas começaram a fazer parcerias com agricultores familiares mas ainda em volume muito pequeno comparado à produção total dessas empresas. No projeto Pará, o que o diferencia do modelo de negócio tradicional é que nós não temos meta de produção própria. A nossa meta é que toda a produção venha de terceiros. Será algo em torno de 25 mil hectares e nós queremos fazer 50% com a agricultura familiar com grandes produtores.

Devemos então ter cerca de 1.250 agricultores familiares, cada um plantando 10 hectares de dendê, e 50% de parcerias com médios e grandes produtores. Cada médio e grande produtor terá um módulo de 50 hectares. Chegaremos ao total de 250 parceiros médios e grandes. Alguém poderia até pensar que nós estaríamos disponibilizando um negócio maior e melhor para o médio e grande produtor, mas isto não é verdade porque o agricultor familiar tem uma restrição em termos de mão de obra, porque ele não pode contratar muita mão-de-obra, pois isso descaracterizaria a sua condição de agricultor familiar. Ele tem então uma limitação de recurso e de trabalho, além disso, em 10 hectares ele precisará dedicar-se cerca de 12 dias no mês para a produção de dendê, tendo o restante do tempo para se dedicar à outras atividades. Além disso, 10 hectares é a área máxima para que o agricultor consiga financiamento no banco. Nessa linha, ele possui uma taxa de juros muito favorável que é de 2% ao ano e são 8 anos de carência para que ele comece a pagar a dívida. Já o médio e grande produtor tem acesso à linha de financiamento com taxas de juros maiores, cerca de 6 a 8% ao ano. Assim, quando se faz o fluxo de caixa do produtor familiar plantando 10 hectares e do médio e do grande plantando 50 hectares, a taxa de retorno deles é praticamente a mesma. No projeto Pará, além de ter essa característica de a produção ser totalmente terceirizada, todas as propriedades precisarão passar por um processo de regularização fundiária e ambiental. Nesse sentido é extremamente importante a parceria que nós conseguimos com o governo do Estado para viabilizar estes processos. Sem a parceria forte e o compromisso do Estado de atuar na viabilização destes processos, seria impossível implementar esse projeto na Amazônia dado os problemas de titularidade de terras, os problemas fundiários que existem. Em relação à regularização ambiental, todas as propriedades passarão por um processo de regularização ambiental. Nós vamos construir conjuntamente com estes produtores, especialmente os familiares, um modelo de regularização ambiental no qual a companhia deverá fornecer o primeiro lote de mudas de espécies nativas frutíferas da Amazônia para que ele possa começar a recompor a sua área de reserva legal dentro da propriedade. Nós vamos fazer contratos de longo prazo para a compra de matéria-prima. Para os produtores familiares nós forneceremos assistência técnica gratuita. Esta é uma condição obrigatória que nós temos, por conta do selo combustível social. O governo brasileiro, através do MDA (Ministério do Desenvolvimento Agrário), estabeleceu um programa de incentivo à agricultura familiar e um selo social, que você já deve conhecer, então nós temos que fornecer gratuitamente a assistência técnica, pois vamos ter o selo social no Projeto Pará.

E como vocês farão para assegurar a qualidade na produção agrícola e a segurança do agricultor?

O pessoal da assistência técnica irá fazer visitas periódicas para monitorar o manejo da cultura, para verificar se o manejo está correto e, além disso, para dar orientações sobre adubação, qual a hora correta de adubar, verificar se está havendo ocorrência de pragas ou doenças, ele irá ensinar o agricultor a identificá-las. Quantos assistentes técnicos serão necessários para os 1.500 produtores. O Ministério do desenvolvimento agrário recomenda um assistente técnico para cada 100 agricultores. Para dar uma assistência técnica de qualidade, a gente irá trabalhar com um técnico agrícola para cada 40 produtores, entre 40 e 50 produtores. Então se ele fizer duas visitas por dia, em 20 dias úteis ele fará cerca de 40 visitas e ele deverá passar pelo menos uma vez por mês em cada propriedade. Se o produtor perceber alguma anormalidade na cultura, ele poderá evidentemente chamar um técnico para ir na propriedade dele verificar.

Vamos então falar agora um pouco sobre o projeto Belém...

O projeto Belém é um projeto que nós temos em parceria com a Galp e eu já expliquei por que a Galp é um parceiro importante para nós. A nossa meta de produção no projeto Belém é de produzir 300 mil toneladas de óleo de palma no Brasil. Este óleo será exportado para Portugal e em Portugal nós iremos construir uma Unidade de Produção de Greendiesel. Aqui no Brasil fala-se no biodiesel porque utiliza-se a rota convencional de transesterificação. Mas a tecnologia que nós iremos utilizar na Europa para a produção de biodiesel é um processo tecnológico diferente, mais avançado e que produz um produto final com uma especificação mais elevada, tem um upgrade na especificação do produto em termos de viscosidade, em termos de poder calorífico. Enfim, é um produto melhor do que o biodiesel em termos de especificação, com uma cadeia de hidrocarbonetos semelhante à do diesel, por isso chamamos de greendiesel, que em vez de ter origem fóssil tem origem vegetal. Essa Unidade de produção de greendiesel ficará junto a uma refinaria da Galp em Portugal para que possamos aproveitar as facilidades logísticas, as facilidades de produção de vapor e de energia elétrica da refinaria e com isso reduzir o custo operacional da unidade. A tecnologia da unidade é a de hidrotratamento do óleo vegetal seguida de isomerização, que é uma tecnologia que demanda um volume de hidrogênio significativo. A refinaria já possui uma unidade de produção de hidrogênio, reduzindo também assim o nosso custo de investimento. Esta tecnologia, além de produzir o diesel verde ela também possui alguns subprodutos que são verdes. Para cada 300 mil toneladas de óleo de palma produzido aqui, nós conseguiremos produzir 250 mil toneladas de greendiesel. Além do greendiesel, ela também produz GLP também de origem vegetal e também produz uma corrente de nafta verde.

Em algum momento a Petrobrás pensou em fazer a transformação do óleo bruto em biodiesel no Brasil?

Não, desde o começo o projeto foi pensado para a produção do biodiesel em Portugal. Primeiramente porque facilita a entrada deste produto no mercado europeu, pois existem barreiras tarifárias que dificultariam a entrada do produto na Europa. Existe ainda a questão do aproveitamento das facilidades que a refinaria já tem que reduz muito o custo operacional da unidade de processo. Se fosse instalado

no Brasil, nós teríamos que fazer investimentos bem maiores para operar esta unidade. Por fim, tem também a questão da distribuição.

Você tem conhecimento dos critérios sustentabilidade estabelecidas pela Diretiva Europeia de Energias Renováveis?

Sim. A Diretiva estipula que para a distribuição de biodiesel no mercado Europeu ela precisa, entre outras coisas, atingir um mínimo de emissões de gases do efeito estufa em relação ao diesel comum, que até em 2016 é de 35% e a partir de 2017 é de 50%. No caso da produção de biodiesel de óleo de palma, nós teremos que passar a utilizar tecnologias que não são comuns hoje no Brasil, por exemplo, a recuperação de metano. Nós somente conseguiremos atingir o percentual mínimo de redução de gases do efeito estufa, para o atendimento da diretiva Europeia, com a recuperação de metano. Então, alguns aspectos relacionados ao desenho da engenharia do projeto estão sendo tomadas, pelo compromisso da companhia com a relação à redução de emissões que já é um compromisso da Petrobrás, mas também porque é uma necessidade legal para se entrar no mercado Europeu. A Diretiva estabelece também que para a entrada no mercado Europeu, seja do biodiesel, produto final, ou da matéria-prima para a produção do biodiesel que será consumido na Europa, a produção precisa ter esta certificação. Então, nós já estamos iniciando o processo de implantação do projeto tendo em vista as necessidades que precisarão ser atendidas para a certificação futura. Não iniciamos ainda o processo de certificação, mas o projeto está sendo construído de forma que possamos ter a certificação.

Vocês já sabem quem será a certificadora?

Não. *Ainda não foi feito uma análise de ciclo de vida do dendê para o balanço de carbono. A informação que você possui sobre isso é com base em dados asiáticos?* Em um dos anexos da Diretiva estão estabelecidos números de base para cada tecnologia de produção de biodiesel tomando como referência estudos do mundo inteiro. Ela estabelece, por exemplo, o seguinte: o biodiesel de óleo de palma por transesterificação, assumimos que ela reduz cerca de 16 à 18%, isso porque já houveram estudos que avaliaram isto, mostrando que com esta tecnologia ela reduz no balanço final considerando todo o ciclo de vida ela reduz somente 16 a 18%. No caso da nossa tecnologia, sem a recuperação de metano, nós poderemos chegar a cerca de 28%. Eu não me lembro exatamente agora, mas eu sei que nós não atingiríamos os 35 %. Porém, o número que a Diretiva adota com a recuperação de metano é de 65% de redução, se eu não me engano. Esse número é tomado como base, ou seja, a gente chega e fala “olha, a nossa tecnologia é essa”, então leva-se em conta que ela reduz esse valor. Mas se você tiver um estudo sobre o seu processo, sobre a sua matéria-prima e você provar no seu estudo que o seu ciclo de vida, reduz no mínimo 35%, o seu resultado pode ser levado em conta, mas ela já toma alguns parâmetros fixos pré-estabelecidos.

Estes dois projetos, especialmente o projeto com a Galp, são projetos que são estrategicamente importantes para a Petrobrás a longo prazo ou a Petrobrás já leva em conta um retorno de curto à

médio prazo em algum desses projetos, qual o porquê do investimento? E por que o dendê e não uma outra oleaginosa?

Eu acho que a resposta é a mesma para as duas questões. Em primeiro lugar, a missão da Petrobrás biocombustíveis é a seguinte: produzir biocombustíveis de forma segura e rentável com a estruturação de cadeias produtivas de suprimentos com sustentabilidade social e ambiental e promovendo o desenvolvimento nos países em que atua. Tendo em vista isto, essa missão tem um desdobramento em vários princípios de atuação, e um dos princípios de atuação da empresa é fomentar o desenvolvimento e as parcerias com a agricultura familiar. Este é um dos princípios da empresa. Então, em todos os projetos de biocombustíveis que nós temos, nós temos uma parceria forte com a agricultura familiar, haja visto as plantas de biodiesel que nós temos no semi-árido e o trabalho que nós temos feito no semi-árido com a agricultura familiar. No caso do projeto Belém, o projeto tem uma estratégia importante que é o fato de permitir a entrada da companhia no mercado Europeu. Essa é uma estratégia importante porque todo mundo sabe que o mercado americano é o mercado de gasolina e o mercado europeu é o grande mercado de diesel. Podermos então de fato entrar no mercado europeu com a parceria com a Galp é um dos aspectos mais importantes do ponto de vista estratégico para a companhia. Nós fizemos na empresa alguns estudos que foram contratados para identificar quais seriam as oleaginosas mais competitivas para a produção de óleo vegetal para a produção de biodiesel e a palma é uma das melhores opções que nós temos. O estudo apontou que a palma no Estado do Pará é uma das melhores alternativas em termos de competitividade para a produção de matéria prima para biodiesel. A palma tem uma produção de óleo muito alta por hectare, e um efeito muito positivo desse aspecto é a redução da necessidade de uso da terra para a produção de óleo. Se nós estivéssemos falando em produzir o mesmo volume de óleo através da soja a gente precisaria de cinco vezes mais do que a área da palma para produzir. Existem algumas outras oleaginosas que também possuem potencial de óleo bom e que poderiam ser exploradas em outras regiões, mas elas ainda precisam de pesquisa, da definição de pacotes tecnológicos de produção, ainda não existe pesquisa que aponte qual o sistema de manejo adequado para essas oleaginosas e não sabemos como estas culturas vão reagir quando passarão a ser cultivadas em escala comercial porque ainda só existem em pequenas escalas ou então ocorrências naturais.

O projeto Belém também privilegiará a agricultura familiar?

No projeto Pará é 50% agricultores familiares e 50% pequenos e médios produtores. No projeto Belém nós temos um modelo de negócio um pouco diferente. Serão quatro polos de produção. Cada polo de produção representa uma área de plantio em torno de 12 mil hectares com uma unidade de extração de óleo. Para cada polo de 12 mil hectares, 4 mil hectares serão de plantios próprios, 2 mil hectares de parcerias com a agricultores familiares, que dará ao todo nos quatro polos cerca de mil agricultores familiares contra 1.250 no projeto Pará, e 6 mil hectares em parcerias com médios e grandes produtores. Esse era, na verdade, o modelo original do projeto. Nós discutimos posteriormente a possibilidade de se chegar à meta de 20% com a agricultura familiar. Nós aumentamos essa meta finalmente de 2 mil para 2.400 hectares plantados com a agricultura familiar.

A Petrobrás espera um retorno do investimento a partir de quando?

O payback não entra na nossa avaliação de investimento. Nós levamos em conta a taxa de retorno.

E dentro de quantos anos vocês pretendem estar com os 48 mil hectares plantados do projeto Belém?

Nós levaremos em torno de quatro a cinco anos para implantar o projeto.

Mas os produtores rurais já foram identificados para a parceria?

Nós fazemos o DRP, Diagnóstico Rural Participativo, que é um trabalho com a metodologia que o MDA utiliza. A gente mobiliza uma equipe constituída por pessoas da empresa, pessoas do MDA, pessoas da prefeitura das cidades onde estamos fazendo o trabalho, com o apoio da Emater e outros órgãos do governo. Esta equipe faz um levantamento numa espécie de audiência pública com as comunidades da região para identificar quais são as comunidades que existem na cidade, identificar as lideranças dessas comunidades, e daí isso gera um mapa falado das comunidades; essas lideranças vão nos falar “olha, nós somos uma comunidade que está localizada aqui, neste ramal aqui, temos mais ou menos 100 famílias. Esse é o trabalho realizado num primeiro momento. Depois é feito um trabalho com as lideranças, para identificar o potencial de cada comunidade e num terceiro momento é feito um trabalho com cada comunidade. Nas comunidades cada interessado se manifesta, mas ninguém é obrigado a participar da reunião, a se interessar pelo projeto e evidentemente também não é obrigado a preencher o questionário. Mas aqueles que têm o interesse em participar do projeto como parceiros para a produção devem preencher o questionário, com o modelo (de questionário) que o MDA desenvolveu. Esse questionário é relativamente extenso e tem questões de natureza social, da família e da propriedade, de natureza ambiental, de natureza fundiária. Nesse questionário nós também identificamos o nome da pessoa, a família, o estado civil, o número de filhos e a idade deles, se os filhos estudam, se a propriedade tem título ou não, se é posse ou se é título definitivo, a gente identifica o que a pessoa planta na propriedade, quais são suas fontes de renda, qual a formação do produtor, enfim uma série de informações ~~socio~~ socioeconômicas que depois a gente coloca no mapa e nos ajuda a pensar o projeto dentro daquele município.

Quando será iniciado o plantio?

O nosso primeiro plantio vai começar em janeiro de 2011. Nós temos hoje um viveiro de produção de mudas no projeto Belém que já está em fase final e são estas mudas que serão plantadas a partir de janeiro de 2011. No projeto Pará nós estamos implantando o primeiro viveiro. Todas as mudas somos nós que iremos produzir, seja para pequeno, grande ou médio produtor. Isso para garantir um padrão mínimo de qualidade de muda, para evitar que cada um produza uma muda com qualidade diferente, então nós iremos produzi-las e distribuí-las para os produtores.

Qual tipo de muda vocês estão produzindo?

Estamos produzindo a variedade tenera, *elaeis guineensis*, que até o momento é o material disponível que nós temos para comprar. A semente que nós temos disponível no mercado hoje é esta. Por enquanto não temos híbrido. A capacidade de produção de sementes da Embrapa hoje ainda é muito pequena, ela está recuperando seus campos de produção e tem investido muito nisso, mas ela não tem disponibilidade de sementes no momento para isso. Então o objetivo é iniciar a produção em janeiro de 2011 e até 2016 os 48 mil hectares do projeto com a Galp já estarão plantados, e em seguida vocês pensam que haverá um aumento de volume de plantio já para essa década? É possível, existe a possibilidade de que essa produção aumente, mas isso vai depender do tanto do comportamento de mercado com relação ao preço do óleo de palma quanto do comportamento dos mercados demandantes de biodiesel. É evidente que a questão da regulação referente às mudanças climáticas no mercado de biocombustíveis é essencial, ou seja, quão firme será o compromisso dos países e suas políticas de mitigação deste problema e de quais vias serão adotadas para isso. O futuro do mercado de biocombustíveis depende disso.

Annexe 4. Exemple de compte-rendu de réunion d'avancement de la thèse

(élaboré par B. Gagnepain)

Compte-rendu de la première réunion du comité de pilotage de la thèse de T. Bicalho

Directeur de thèse : RICHARD Jacques

Université d'inscription: Université Paris-Dauphine

Laboratoire d'accueil : Centre de Recherche Européen en Finance et en Gestion CREFIGE

Début de la thèse: 15 Février 2009

Date : 6/04/2009

Lieu : Université Paris-Dauphine

Personnes présentes :

Tereza BICALHO

Jacques RICHARD (CREFIGE – Université Paris Dauphine)

Guillaume ERNST et Grégory THOMASSIN (AFD)

Michel COURILLON, Bruno GAGNEPAIN et Etienne POITRAT (ADEME)

1) Tour de table de présentation des membres du comité de pilotage

Jacques Richard : encadrant de la doctorante, professeur à Paris Dauphine – Egalement responsable d'un Master Recherche – S'intéresse à la comptabilité environnementale (notamment économie verte)

AFD : intervient au Brésil depuis 2006 – Collaborations avec le CIRAD sur place - Financement de projets et études dans les pays émergents

ADEME : E. Poitrat et B. Gagnepain : ingénieurs chargés du suivi technique de la thèse. B.

M. Courillon : signale la volonté de la DAI de lancer de nouvelles actions avec le Brésil et de remettre en place des partenariats

2) Discussion concernant la programmation envisagée de la thèse

La discussion a porté sur le plan de thèse remis par la doctorante (cf. document en annexe). Des recommandations ont également été données pour orienter les premières phases du travail. Le plan proposé a été globalement accepté. Le point sera fait fréquemment pendant le suivi de thèse pour s'assurer que les travaux sont toujours en phase avec ce plan ou sinon de vérifier si l'organisation proposée reste pertinente compte tenu de l'avancée des travaux.

Information de l'ADEME concernant les travaux en cours en relation avec la thèse : ACV biocarburants 1ere génération consommés en France, travaux du CEN, directive européenne. Tereza sera invitée à assister aux réunions du comité technique de l'étude ACV en tant qu'observateur. Les documents de l'étude lui seront communiqués pour information.

Pour l'AFD, dans cette première phase des travaux, il faut prévoir d'identifier et examiner quels sont les travaux menés par le CIRAD concernant l'évaluation environnementale. Regarder également la situation en Malaisie et Indonésie concernant la production d'huile de palme.

Il y aura également nécessité de faire une synthèse des méthodologies d'analyses environnementales existantes.

Dans la partie bibliographique, il faudra également parler de la transformation de l'huile de palme en biodiesel et notamment des différentes filières de production existantes. Eclaircir la question des acteurs présents (quelles entreprises transforment l'huile de palme). Regarder également la situation en Malaisie et Indonésie concernant la production de biodiesel de palme.

La 2^{ème} année sera consacrée au travail de terrain. Plusieurs séjours chez différents intervenants sont prévus. La mise en place des contacts, la validation des objectifs des différentes périodes de terrain et le choix final des travaux de terrain, de même que leur organisation pratique seront abordés dans les mois qui viennent.

L'année 3 comprend tout le travail d'exploitation des données collectées pendant l'année 2. Concernant l'évaluation économique, l'AFD signale les travaux menés actuellement sur la prise en compte de la notion de capital naturel (notamment sur le Mozambique, la Nouvelle Calédonie). Un économiste de l'AFD suit ces travaux, ce qui permettra un accès à ces travaux pour Tereza.

Annexe 5. Données brutes collectées à Agropalma

(Partie II du rapport rendu à l'entreprise)

RELATÓRIO REFERENTE À PESQUISA DE CAMPO NA AGROPALMA

PERÍODO: 27 de agosto à 23 de setembro de 2010

PARTE II. APRESENTAÇÃO DOS DADOS QUANTITATIVOS COLETADOS

1. Dados gerais para a análise do inventário do ciclo de vida do biodiesel de palma
 2. Dados da fase agrícola
 - 2..1. *Unidade de processo 1: Produção de mudas*
 - 2..2. *Unidade de processo 2: Plantio em formação*
 - 2..3. *Unidade de processo 3 : Produção de frutos*
 - 2.4. *Transporte de fertilizantes*
3. Dados da fase industrial

PARTIE II. APRESENTAÇÃO DOS DADOS QUANTITATIVOS COLETADOS

O conteúdo apresentado a seguir é constituído pelos dados quantitativos coletados para o estudo, que representam a informação primária necessária à elaboração e análise do inventário do ciclo de vida (ICV). Os mesmos estão organizados em tabelas e apresentados de acordo com a estrutura pré-estabelecida para o estudo.

Primeiramente, serão apresentados os dados gerais necessários à análise do ICV da produção estudada. Em seguida, serão apresentados os dados referentes à fase agrícola da produção, a qual foi dividida em três unidades de processo: produção de mudas, plantio em formação e produção de frutos. Por fim serão apresentados os dados referentes à fase industrial do processo (até a produção de óleo bruto).

1. Dados gerais para a análise do inventário do ciclo de vida do biodiesel de palma

A. Produção total de frutos, Área produtiva, Área total e Área de plantio em formação nos últimos cinco anos

ANO	Prod. de cachos t de FFB	Área produtiva	Produtividade	Area total:	Area plantio em formação:
2009	693.193,23 t	32.736 ha	21,18 t/ha	39.127,41 ha	6.391,41 ha
2008	712.615,85 t	32.301,94 ha	22,06 t/ha	36.157,73 ha	3.855,79 ha
2007	517.864,60 t	32.322,69 ha	16,02 t/ha	33.204,92 ha	882,23 ha
2006	590.781,19 t	32.239,16 ha	19,18 t/ha	32.748,00 ha	508,84 ha
2005	562.026,82 t	32.239,16 ha	18,13 t/ha	32.301,94 ha	62,78 ha

B. Proporção mássica média para o óleo de palma bruto/ FFB (2009) na Agropalma: 22%

C. Produtividade média da Agropalma considerando-se todo o ciclo do dendê (com base em dados históricos desde 1986)

Ano	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
Produt. (t/ha)	4	8	13	18	18	20	21	23	24	25	26	25	23	25	25	23	23	21	20	20	20	20	19
Média	464/ 23 = 20,17 t/ha																						

D. Mudança de ocupação do solo: evolução do plantio em áreas antropizadas e áreas de floresta (%)

ANO	PLANTAÇÃO EM ÁREAS ANTROPIZADAS (% EM RELAÇÃO A ÁREA PRODUTIVA TOTAL)	PLANTAÇÃO EM ÁREAS DE FLORESTA (% EM RELAÇÃO A ÁREA PRODUTIVA TOTAL)	PLANTAÇÃO EM ÁREAS ANTROPIZADAS (% ANO)	PLANTAÇÃO EM ÁREAS DE FLORESTA (% ANO)
1983	100,00	00,00	100,00	0,00
1984	18,97	81,03	0,00	100,00
1985	19,06	80,94	19,39	80,61
1986	16,22	83,78	0,00	100,00
1987	15,09	84,91	0,00	100,00
1988	24,83	75,17	49,00	51,00
1989	29,80	70,20	76,24	23,76
1990	28,54	71,46	0,00	100,00
1991	31,08	68,92	100,00	0,00
1992	34,64	65,36	100,00	0,00
1993	32,82	67,18	0,00	100,00
1994	32,16	67,84	20,00	80,00
1995	30,36	69,64	12,26	87,74
1996	27,36	72,64	11,38	88,62
1997	25,66	74,34	0,00	100,00
1998	26,86	73,14	42,87	57,13
1999	26,29	73,71	20,52	79,48
2000	34,03	65,97	76,27	23,73
2001	37,47	62,53	58,93	41,07
2002	40,84	59,16	75,77	24,23
2003	Sem plantio	Sem plantio	Sem plantio	Sem plantio
2004	40,99	59,01	100,00	0,00
2005	Sem plantio	Sem plantio	Sem plantio	Sem plantio
2006	41,78	58,22	100,00	0,00
2007	42,60	57,40	100,00	0,00
2008	47,29	52,71	100,00	0,00
2009	51,29	48,71	100,00	0,00

2. Dados da fase agrícola

2.1. Unidade de processo 1: Produção de mudas (Pré-viveiro e viveiro)

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Sementes			
Palmeira dendê	2009: 207.700 2008: 508.000 2007: 355.000 unid.		Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar
Puerária	2009: 1425 kg 2008: 9 000 kg 2007: 9.000 kg	Precisa-se somente nas áreas onde nunca foi plantada	
Defensivos			
<p>Ingrediente ativo: <i>Glifosato</i> <i>Herbicida</i></p> <p>Produtos: Agripec 480 (Líquido) Produto ativo: N – (Phosphomethyl) glicine ou glifosato: 480 g/ L</p> <p>Grupo químico: <i>glicina substituída</i></p>	2009: 880 L	<p>- Quantidade não variável</p> <p>- Utiliza-se em função da quantidade de mudas</p>	<p>Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar</p> <p>Data: 01/09/10 Rafael Massih</p>
Fertilizantes			
Adubo NPK + Mg 18-18-18 + Mg	2009: 92 t	- Quantidade não variável	<p>Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar</p> <p>Data: 01/09/10 Rafael Massih</p>
Phostato natural de Arad(pó de rocha) P2O5 (mineral) 33% P2O5	2009: 5800 kg 2008: 7320 kg MÉDIA: 6.560 kg	<p>- Quantidade não variável</p> <p>- Utiliza-se em função da quantidade de mudas</p> <p>- 30 g por muda (fert. Phostato de arad.)</p>	Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar

<p>Adubo foliar Ubyfol (Ubyverde)</p> <p><i>diluição</i> 0,1 a 0,5 kg/100 L</p> <p><i>Dose:</i> 2 kg/ha:3 a 4 aplicações/ano.</p> <p><i>Composição:</i> N (sol. Em água) = 15% P2O5(sol. Em água) = 15% K2O (sol. Em água) = 15% Ca(sol. Em água) = 1% Mg (sol. Em água) = 1,4% S (sol. Em água)= 2,7 % B (sol. Em água)= 0,5% Cu (sol. Em água) = 0,5% Fe(sol. Em água) = 0,5% Mn (sol. Em água)= 0,5% Mo (sol. Em água) = 0,2% Zn(sol. Em água) = 0,5 %</p>	2009: 70 L	<p>- Quantidade não variável</p> <p>- Utiliza-se em função da quantidade de mudas</p>	<p>Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar</p> <p>Data: 01/09/10 Rafael Massih</p>
Água			
Água/irrigação	<p>2007: 1620 horas</p> <p>2008: 1461 horas</p> <p>2009: 1.713 horas</p>	<p>- Qtidade cons./hora (163m3/h)</p>	<p>Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar</p>

2.1.a. Operações mecanizadas na produção de mudas

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Diesel			
Transporte das mudas	<p>2009: 25.592 L</p> <p>2008: 13.592 L</p> <p>2007: 8.919 L</p>	- Serviço de terceiros	<p>Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar</p>
Sistema de irrigação: movimentação do pivô e acionamento da bomba d'água	<p>2009: 14. 443 L</p> <p>2008: 13.882 L</p> <p>2007: 17.816 L (conjunto)</p>		

2.2 .Unidade de processo 2: Plantio em formação (fase não produtiva: 0 à 3 anos)

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Defensivos			
Ingrediente ativo: <i>Glifosato</i> <i>Herbicida</i> Produtos: Agripec 480 (Liquido) Produto ativo: N – (Phosphomethyl) glicine ou glifosato: 480 g/ L Grupo químico: <i>glicina substituída</i>	2009: 12.500 L	- Quantidade pouco variável (dependendo de condições da área de plantio)	Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar Data: 01/09/10 Rafael Massih
Fertilizantes			
Adubo NPK + Mg 10-10/03-23 + 2% Mg	2009: 1.075, 787 t	- Quantidades pouco variáveis no plantio em formação	Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar Data: 01/09/10 Rafael Massih
Adubo NPK 18-06-18	2009: 688,851 t		
Phostato natural de Arad(pó de rocha) P2O5 (mineral) 33% P2O5	2009: 51,060 t		

2.2.a. Operações mecanizadas no plantio em formação

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Diesel			
Diesel: Preparo de solo	2009: 32.411 L 2008: 131.256 L 2007: 172.021 L	- Serviço de terceiros	Data: 08/09/10 Romualdo Aguiar
Diesel:	2009: 161.958 L	- Dificil acesso aos dados de anos anteriores	Data: 07/09/10 Edna Pereira
Diesel: abertura e manutenção de estradas	2009: 153.139 L		
Gasolina			
Gasolina	2009: 33.664 L :	Carros/ supervisão	Data: 07/09/10 Edna Pereira

2.3. Unidade de processo 3: Produção de frutos

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Defensivos			
Ingrediente ativo: Glifosato <i>N – (phosphomethyl) glicine</i> (Herbicida) Nome produtos: Agripec 480 (Líquido) 480 g/ L Round –up WG (Sólido) 720 g/kg	2009: 39.364, 9 L 2008: 15.182,52 kg 2007: 37.011,26 L 2006: 19.711,37 kg 2005: 18.870,15 kg		Data: 09/09/10 Rubelino Alves
Ingrediente ativo: Acefato (Inseticida) Grupo químico: Organofosforado 70% de produto ativo	2010: 3196 kg 2009: 6678 kg 2008: 6.964 kg 2007: zero 2006: 2882 kg 2005: 13.671 kg		Data: 03/09/10 Stanley da Silva
Fertilizantes	2009	QUANTIDADE	FONTE E DATA
(03-09/02-24) + 2,8 Mg c/ Kieserita		1.533 t	Data: 07/09/10 Raquel C. Amaral
06-05/01-28 + 1,2% Mg c/ kieserita		3.204 t	
05-10/03-19 + 2% Mg c/ kieserita		4.211 t	
05-08/02-20 + 2,08 Mg c/ kieserita		1.355 t	
07-05/01-25 + 1,36 Mg c/ kieserita		1.956 t	
04-08/02-24 + 2,19 % Mg c/ kieserita		647 t	
00-16/04-00 + 8,16% Mg c/ kieserita		550 t	
08-00-23 + 2,1 % Mg + Micro c/ kieserita		582,08 t	
07-00-24 + 2,6 % Mg + Micro c/ kieserita		836,20 t	
05-00-28 + 2,5 % Mg + Micro c/ kieserita		412,07 t	
03-00-31 + 3,5 % Mg + Micro c/ kieserita		648,68 t	
08-00-28 + 1,2 % Mg + Micro c/ kieserita		2.690,82 t	
07-00-28 + 1,5 % Mg + Micro c/ kieserita		3.156,15 t	
15-09-20 + 1,2% Mg + Micro c/ kieserita		2000 t	
TOTAL		23.882 t	

Fertilizantes	2008	QUANTIDADE	FONTE E DATA
05-00-26 + 5% Mg + 13% S c/ kieserita		692 t	Data: 07/09/10 Raquel C. Amaral
06-00-27 + 4% Mg + 12% S c/ kieserita		1652 t	
07-00-33 + 2% Mg + 10% S c/ kieserita		932 t	
05-07/02-21 + 8% Ca + 3,2% Mg + 9,9 % S c/ kieserita		3490 t	
03-09/03-23 + 11% Ca + 3% Mg + 7,5 % S c/ kieserita		3399 t	
04-08/02/24 + 9% Ca + 2,5% Mg + 8 % S c/ kieserita		4057 t	
Fosfato Natural reativo Arad		167 t	
06-00-24 + 3,8% Mg + 11,88 S + 0,5 B + 0,3 Zn + 0,3 Cu		6461 t	
05-00-27 + 3,12% Mg + 10,71 S + 0,5 B + 0,3 Zn + 0,3 Cu		3976 t	
04-00-24 + 5,12% Mg + 11,2 S + 0,5 B + 0,3 Zn + 0,3		501 t	
Sulfato de Potássio		126 t	
Kieserita		190 t	
Micronutrientes		84 t	
TOTAL		25727 t	
Fertilizantes	2007	QUANTIDADE	FONTE E DATA
00-33/10-00 + 37% Ca + 1 % S		167 t	Data: 07/09/10 Raquel C. Amaral
05-00-30 + 4,5% Mg + 11,4% S		1008	
00-00-40 + 5,9% Mg + 7,3 % S		191 t	
04-00-28 + 6,0 % Mg + 12,1% S		1462 t	
04-00-32 + 4,8 % Mg + 10,6% S		2026 t	
04-11/03-21 + 2,2% Mg + 12,3 % Ca + 7,6 % S		503 t	
04-08/02-24 + 3,3% Mg + 9,8 % Ca + 7,7 % S		3444 t	
04-06/02-22 + 2,9 % Mg + 7,4 % Ca + 8,4 % S + à,5 % Zn + 0,5% Cu		2875 t	
03-08/02-24 + 2,8 % Mg c/ kieserita		3119 t	
03-00-29 + 4,3 % Mg + 0,6 % Cu + 0,6 % Zn c/ kieseri.		5142 t	
05-00-29 + 2,8 % Mg + 0,6 % Cu + 0,6 % Zn c/ kieseri.		82 t	
05-00-28 + 4,1 % Mg + 0,2 % Cu + 0,2 % Zn c/ kieseri.		1032 t	
00-00-37 + 5,4 % Mg + 0,3 % Cu + 0,3 % Zn c/ kieseri.		197 t	
04-00-24 + 5,3 % Mg + 0,5 % Cu + 0,5 % Zn c/kieserit.		1551 t	
Sulfato de potássio		219 t	
Kieserita		304 t	
Micronutrientes		33 t	
TOTAL		23.355 t	

Fertilizantes	2006	QUANTIDADE	FONTE E DATA
NPK Mg (10-10-23 + 2%)		2.983 t	Data: 22/09/10 Raquel C. Amaral
Fosfato Natural		2.807 t	
Cloreto de Potássio		8.293 t	
Sulfato de Amônio		3.761 t	
Óxido de Magnésio		-	
Micronutrientes		617 t	
Kieserita		2.143 t	
SULPOMAG (22% de k ₂ O, 11 % de Mg, 22 % de S)		892 t	
TOTAL		21.496 t	
Fertilizantes	2005		
NPK Mg (10-10-23 + 2%)		1.380 t	Data: 22/09/10 Raquel C. Amaral
NPK Mg (10-10-42 + 3,5)		544 t	
Fosfato Natural		3.401 t	
Cloreto de Potássio		4.924 t	
Sulfato de Amônio		1.761 t	
Óxido de Magnésio		-	
Micronutrientes		672 t	
SULPOMAG (22% de k ₂ O, 11 % de Mg, 22 % de S)		6.062 t	
TOTAL		18.744 t	

2.3.a. Operações mecanizadas/ Produção de frutos (cachos)

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Diesel	Operações agrícolas		
Diesel Colheita	2009: 3.196.103 L	corte, carregamento e transporte de cachos + manutenção (rebaixo, poda, clean deborder)	Data: 07/09/10 Edna Pereira
Diesel Operações fitosanitárias	2009: 104.864 L		
Diesel Adubação	2009: 19.706 L	Adubação, coroamento químico, capina química	
Diesel total	2009: 3.320.673 L		
Gasolina	Operações agrícolas		
Gasolina/ Colheita	2009: 53.030 L		Data: 07/09/10 Edna Pereira
Gasolina Operações Phitosanitárias	2009: 23.006 L		
Gasolina Adubação	2009: 15.134 L		
Gasolina total	2009: 91.170 L		

2.4. Transporte de fertilizantes

FONTE NUTRIENTE	ORIGEM	DESTINO 1		DESTINO 2	
		Mistura de NPK	(distância percorrida) Via navio		(distância percorrida) Via caminhão
N	Alemanha	Barcarena - PA		Tailândia (+ distância média fazenda) x 2 (ida + volta caminhão vazio)	2 (177 + 25) km
P	Israel				
K	Alemanha (KCL cloreto de potássio)				
Mg	Alemanha Sulfatode Magnésio)				
N	Alemanha (via navio)	São Luis do Maranhão		Tailândia	2 (900 + 25) km
P	Israel				
K	Alemanha (KCL cloreto de potássio)				
Mg	Alemanha Sulfatode Magnésio)				

3. Dados da fase industrial

3.1. Produção do óleo de palma bruto

ENTRADAS	QUANTIDADE	OBSERVAÇÕES	FONTE E DATA
Diesel			
Diesel (TOTAL) Geradores	2009: 854.458 L		Data: 07/09/10 Edna Pereira
Gasolina			
Gasolina (TOTAL) Déplacement	2009: 64.476 L		Data: 07/09/10 Edna Pereira
Gaz			
Gaz de solda (material de soldagem) GLP	2009: 3960 L	Para manutenção dos equipamentos	Data: 01/09/10 Rafael Massih
Gaz Star gold C25	2009: 257 m3		
Energia elétrica			
Energia elétrica	2009: 1.685.636 kw/h por ano	Fonte hidrelétrica Somente na Indústria CPA Pouca variação de consumo ao ano	
Água			
Água	2009: 0,005504 m3/ kg de óleo bruto produzido	Dado produzido para a Natura (um dos grandes compradores da empresa) Houveram melhorias no processo reduzindo o consumo de água à partir de 2009. Em 2009: cada t de CFF (FFB) produziu 22% óleo bruto	
Água Efluentes	0,00475752 m3/kg de óleo produzido	Dado coletado anteriormente pela Natura (qual ano)?	

VU : Le président

VU : Les suffragants

M.

M

M.

Vu et permis d'imprimer :

Le Vice-Président du Conseil Scientifique Chargé de la Recherche
de l'Université Paris-Dauphine

LES LIMITES DE L'ACV

ETUDE DE LA SOUTENABILITE D'UN BIODIESEL ISSU D'HUILE DE PALME BRESILIENNE

L'analyse de cycle de vie (ACV), telle qu'elle est pratiquée aujourd'hui, peut conduire à des résultats biaisés. L'utilisation de cet outil s'avère particulièrement sensible dans des cadres réglementaires. En effet, au lieu d'inciter les entreprises à réduire leurs impacts sur l'environnement, les certifications obtenues à partir des ACV risquent de produire un effet contraire : comme elles tendent à récompenser des moyennes industrielles plutôt que les résultats propres aux entreprises, elles peuvent détruire toute incitation pour ces dernières à agir correctement sur le plan environnemental. Dans cette thèse nous proposons des éléments de réflexion en matière de gestion pouvant être utiles à l'évolution de l'ACV à partir d'une étude de cas sur l'évaluation de la soutenabilité d'une filière biodiesel issu d'huile de palme brésilienne dans le cadre de la Directive EnR. Trois principaux résultats émergent de ce travail doctoral. Le premier se rapporte à la réflexion que nous menons sur l'évaluation de la durabilité imposée par la Directive EnR. Le deuxième renvoie aux réponses concrètes sur l'évaluation de la filière biodiesel évaluée à l'égard de la Directive, notamment par rapport aux émissions de gaz à effet de serre. Le troisième résultat concerne l'identification des besoins latents en matière d'évaluation de qualité des données d'ACV.

Mots clés : analyse de cycle de vie ACV ; comptabilité environnementale ; émissions de gaz à effet de serre ; qualité des données ; certification ; biocarburants.

THE LCA LIMITS

A STUDY OF THE SUSTAINABILITY OF A BIODIESEL PRODUCED FROM BRAZILIAN PALM OIL

Life cycle analysis (LCA), as it is currently applied, can lead to biased results. The use of LCA information is particularly sensitive when taken in the context of government regulatory frameworks. Indeed, instead of encouraging companies to reduce their impact on the environment, certifications obtained through LCA studies may produce the opposite effect: as they tend to reward industry averages rather than enterprise-specific results they can destroy all incentive for companies to reduce their environmental impacts. In this thesis we propose an in-depth analysis of management aspects in LCA and discuss how they could contribute to produce good quality LCA studies. For this, a case study was conducted on the sustainability evaluation of a biodiesel produced from Brazilian palm oil within the framework of the Renewable Energy Directive (RED). Three main findings emerge from this doctoral work. The first refers to the analysis of the sustainability evaluation required by RED with a particular emphasis on its application to the Brazilian context of palm oil production. The second refers to the concrete answers produced from the biodiesel evaluated, particularly with respect to greenhouse gas emissions. The third result concerns the identification of latent needs in terms of LCA data quality assessment.

Key words: life cycle assessment LCA; environmental accounting; greenhouse gas emissions; data quality; certification; biofuels.