



HAL
open science

Définition des indicateurs clés de performance et évaluation multicritère de filières durables de recyclage des polymères renforcés de fibres de carbone issus de l'industrie aéronautique

Baptiste Pillain

► **To cite this version:**

Baptiste Pillain. Définition des indicateurs clés de performance et évaluation multicritère de filières durables de recyclage des polymères renforcés de fibres de carbone issus de l'industrie aéronautique. Chimie-Physique [physics.chem-ph]. Université de Bordeaux, 2017. Français. NNT : 2017BORD0630 . tel-01610097

HAL Id: tel-01610097

<https://theses.hal.science/tel-01610097v1>

Submitted on 4 Oct 2017

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.

THÈSE PRÉSENTÉE
POUR OBTENIR LE GRADE DE

DOCTEUR DE
L'UNIVERSITÉ DE BORDEAUX

ÉCOLE DOCTORALE : Sciences Chimiques
SPÉCIALITÉ : Chimie Physique

Par Baptiste PILLAIN

**Définition des indicateurs clés de performance et évaluation
multicritère de filières durables de recyclage des polymères
renforcés de fibres de carbone issus de l'industrie aéronautique**

Sous la direction de : Guido SONNEMANN

Soutenue le 30/06/2017

Membres du jury :

M. SONNEMANN Guido	Université de Bordeaux	Directeur de thèse
Mme BARNA Ligia	INSA Toulouse	Rapporteur
M. FROELICH Daniel	ENSAM Chambéry	Rapporteur
M. PERRY Nicolas	ENSAM Bordeaux	Président
M. AYMONIER Cyril	CNRS Bordeaux	Examineur
Mme CADENE Anne-Laure	Altran Toulouse	Examineur

Définition des indicateurs clés de performance et évaluation multicritère de filières durables du recyclage des polymères renforcés de fibres de carbone issus de l'industrie aéronautique

Résumé : La consommation globale de plastique renforcé de fibres de carbone (PRFC) est en constante augmentation, ce qui induit la nécessité de créer un secteur de recyclage capable de traiter l'ensemble des fibres de carbone actuellement consommées et qui représente la quantité de déchets à traiter en devenir. Cette thèse porte sur le développement et l'application d'une méthodologie d'évaluation multicritère du développement durable pour la création d'une filière de recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone (PRFC) issus du secteur aéronautique, mais aussi des autres secteurs consommateurs de fibres de carbone tels que l'automobile et l'éolien. Cette méthodologie a pour but d'identifier les indicateurs les plus pertinents ainsi que les méthodes qui leur sont associés, c'est-à-dire qu'elle vise à la création et l'adaptation d'indicateurs clé de performance du développement durable pour caractériser au mieux les impacts environnementaux et sociaux-économique de cette filière de recyclage. Le résultat final de ce travail est la création d'une méthodologie d'évaluation du développement durable dédiée à la filière de recyclage des fibres de carbone par la considération des différents aspects de celui-ci. Cette méthodologie, aidant à l'identification et la définition des indicateurs clé de performances du développement durable peut être aussi appliquée à d'autres secteurs souhaitant s'implanter en suivant les principes de ce développement.

Mots clés : [Analyse du cycle de vie, développement durable, polymère renforcé de fibres de carbone, criticité, recyclage]

Definition of key sustainability performance indicators and multicriteria evaluation of recycling sector for carbon fiber reinforced polymers from the aerospace industry

Abstract: The global consumption of carbon-fiber reinforced plastic (CFRP) is constantly growing since the last decade, leading to the need to create a recycling sector able to manage the amount of carbon fibers currently consumed and representing the amount of waste to be treated in the future. This thesis focus on the creation of a methodology for evaluating the sustainability potential for the implementation of a carbon fiber reinforced plastics recycling (CFRP) sector. CFRP coming from the aeronautics sector as well as other sectors such as the automobile and wind-energy industries. This methodology aims at identifying the most relevant indicators and associated methods, but also aims at the creation and adaptation of indicators to best assess the environmental and socioeconomic impacts of this recycling sector. The final result of this work, is the creation of a sustainability assessment methodology dedicated to the carbon fiber recycling sector, considering the different sustainability pillars. However this methodology also define more widely a tool that helps to identify sustainability performance indicators and that can be applied to other sectors if necessary.

Keywords: [Life cycle analysis, sustainability, carbon fiber reinforced polymer, criticality, recycling]

UMR 5255 - Institut des Sciences Moléculaires

Analyse du Cycle de Vie et Chimie Durable (CyVi)

351 Cours de la Libération 33405 TALENCE

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier l'Agence Nationale de la Recherche qui a financé cette thèse qui fut entrepris au sein du projet SEARRCH (Sustainability Engineering Assessment Research for Recycled Composites with High value).

Il est évidemment difficile de remercier tout le monde, car c'est grâce à l'aide de nombreuses personnes que j'ai pu mener cette thèse à son terme. Je tiens donc à remercier grandement mon directeur de thèse le professeur Guido Sonnemann, j'ai été ravi d'avoir travaillé en sa présence et d'avoir bénéficié de son appui scientifique et de sa clairvoyance. J'exprime tous mes remerciements à l'ensemble des membres de mon jury de thèse pour m'avoir fait l'honneur d'examiner mon travail. Notamment Mme Ligia Barna et M. Daniel Froelich pour avoir acceptés d'être rapporteurs. M. Nicolas Perry pour avoir présidé ce jury et ainsi que Mme Anne-Laure Cadene et M. Cyril Aymonier pour avoir accepté de participer à mon jury de thèse.

Mes remerciements s'adressent aussi à l'ensemble des membres du projet SEARRCH. Que ce soit l'entreprise Altran qui m'a offert aujourd'hui l'opportunité de poursuivre et participer à la clôture de ce projet au sein de leur entreprise. Mais également les membres du laboratoire de génie chimique de Toulouse ainsi que la Toulouse business school pour leurs observations et discussion au travers des différents COPIL qui on jalonnés ce projet. Il me paraît aussi très important de remercier tous ceux qui ont collaboré sur mon sujet de thèse qu'ils soient issus de la Pforzheim university ou de l'Institut de Chimie de la Matière Condensée de Bordeaux.

Je remercie chaleureusement toutes les personnes qui m'ont aidé pendant l'élaboration de ma thèse et notamment toute les personnes du groupe CyVi passé et présent. Eskinder Gemechu pour m'avoir initié à la problématique de disponibilité des ressources et pour m'avoir guidé dans la rédaction de mon premier article. Je tiens à remercier tout particulièrement Karine Ndiaye pour son accueil à mon arrivé, sa gentillesse et son aide pour toutes problématiques, même quand celles-ci arrivent à deux roues... Maitre Loubet pour ses conseils et révisions précieuses et de même pour « Buzbuzbuz » Raphael Brière qui a su adoucir les dernier moments à coup de kouign-amann. Je remercie aussi l'astronaute Thibaut Maury dont la grandeur d'esprit ne se mesure qu'entre le ciel et son cuir chevelu, pour avoir participé à ces mémorables circuits de « GT » en collaboration avec maitre « Phylozz » Loubet et par intérim Luciano Viana, à qui je souhaite la plus grande réussite au Canada. Je remercie également « Didi » Dieuwertje Louise Schrijvers avec qui ce fut un plaisir de partager un bureau mais aussi pour toute ces discussions et sa gentillesse. « Mandarine Poulet » Amandine Foulet fournisseur officiel de surnom pour son amitié, partie trop vite de CyVi. Mais Je voudrais aussi exprimer toute mon amitié à Michael Tsang, Edis Glogic, Alice Micolier, Amelie Thevenot, « Vanille » Kalaivani Ponnann et Charlotte Clerquin.

Je remercie aussi toutes les personnes avec qui j'ai partagé ces années de thèse notamment le groupe C2M pour leur amitié et l'ambiance chaleureuse, qui grâce à eux m'a accompagné durant ces trois années de recherche notamment « Mowgli » Imane Barbara, « Yanus »

Yannick Mousli, « Shishi » « Sheavon » Szu-Hsuan Lee, Susanne Koch, Juan Angel Moreno Balderrama.

J'adresse toute ma gratitude à tous mes proches, ami(e)s et à toutes les personnes qui m'ont aidé dans la réalisation de cette thèse et dont la contribution à mon travail est non négligeable.

Mes remerciements vont également à Riby qui a tout fait pour m'aider, qui m'a soutenu et surtout supporté dans les derniers moments les plus fatidiques. J'en oublie certainement encore et je m'en excuse. Je souhaite remercier tous ceux qui m'ont conduit à ce jour.

Et gardant le meilleur pour la fin, mes derniers remerciements vont à l'essentiel, c'est-à-dire l'ensemble de ma famille. Proche et lointaine, passé et présente, merci de m'avoir amené jusqu'ici !

Sommaire :

<i>Définition des indicateurs clés de performance et évaluation multicritère de filières durables de recyclage des polymères renforcés de fibres de carbone issus de l'industrie aéronautique</i>	<i>i</i>
Remerciements	v
Sommaire :	vii
Glossaire :	xi
Chapitre 1 : Introduction	1
I. Contexte de l'étude sur la durabilité des filières de recyclage	1
1. Le concept du développement durable	1
2. L'utilisation de nouveaux matériaux : les fibres de carbone	2
3. Vers la mise en place d'une filière de recyclage des fibres de carbone	2
4. Les outils d'évaluation de la durabilité des filières de recyclage	3
II. Problématique de la thèse et démarche scientifique	9
1. Problématique	9
2. Question de recherche	10
3. Hypothèse principale	10
4. Objectif principal de la thèse et sous-objectifs	10
5. Plan de thèse	10
Chapitre 2 : Synthèse bibliographique : matériels, méthodes et technologies	13
I. Généralités sur les plastiques renforcés de fibres de carbone	13
1. Matrices polymériques	13
a) Thermoplastiques	13
b) Thermodurcissables	14
2. Renforts	15
3. Interactions résines-fibres	16
II. Recyclage et gestion de fin de vie des PRFC	17
1. Procédés de recyclage	17
a) Mécanique	17
b) Thermique	17
c) Chimique	19
d) Fragmentation électrique	20
2. Gestion de fin de vie des PRFC : scénarios actuels du traitement des déchets	21
a) Incinération avec récupération d'énergie	21
b) Enfouissement	21
III. Méthodes d'évaluation de la durabilité et indicateurs associés	22
1. Analyse de flux de matière	22
2. Analyse du cycle de vie	24
3. Analyse du cycle de vie sociale	26
4. Criticité des matières premières	30
5. Tables entrées-sorties	31
IV. Conclusion	33
Chapitre 3 : Identification et sélection des indicateurs pertinents	35

I. Revue de la bibliographie sur les indicateurs	35
1. Méthode	35
a) Les aspects environnementaux	36
b) Aspects socio-économiques	38
II. Choix et justifications des indicateurs sélectionnés	39
1. Indicateurs environnementaux	40
2. Indicateurs d'impact des ressources pour les aspects socio-économiques	50
a) Risque d'approvisionnement géologique	50
b) Risque d'approvisionnement géopolitique	51
c) Importance - vulnérabilité au risque d'approvisionnement	53
3. Indicateurs d'impact des procédés sur les considérations sociétales	58
III. Conclusion	61
Chapitre 4 : Développement et adaptation des indicateurs et méthodes associées au cas du recyclage des PRFC	64
I. Utilisation de l'analyse de flux de matière	64
1. Démarche pour le secteur Aéronautique	64
2. Démarche pour le secteur Eolien	67
3. Démarche pour le secteur automobile	69
4. Observations	70
II. Définition des objectifs et du champ de l'étude pour l'analyse du cycle de vie	70
1. Unité fonctionnelle	71
2. Sources des inventaires de cycle de vie	71
3. Catégories d'impacts considérés	72
4. Outils informatiques	72
5. Observation	72
III. Adaptation d'un indicateur sociétal pour l'évaluation de la création d'emplois	73
1. Cadre méthodologique et collecte de données	74
2. Conversion monétaire de l'inventaire de cycle de vie	76
3. Utilisation des tables entrées-sorties	77
a) Calcul des coefficients directs du volume d'heures de travail	78
b) Coefficients techniques	79
c) Heures de travail totales induites (directes et indirectes)	80
4. Estimation des gisements	81
5. Nombres d'heures travaillées	82
6. Estimation de la quantité d'emplois	83
7. Observations	83
IV. Adaptation d'un indicateur de criticité des ressources	84
1. Principe méthodologique	84
2. La chaîne d'approvisionnement d'une ressource	85
3. Évaluation du risque géopolitique	86
a) Principe d'adaptation à une chaîne d'approvisionnement multi-étapes	86
b) Adaptation du modèle au cas des fibres de carbone	88
4. Observations	90
V. Conclusion	91
Chapitre 5 : Application du cadre méthodologique d'évaluation du développement durable aux procédés de recyclage des PRFC	92

I. Modélisation du gisement des fibres de carbone par l'analyse de flux de matière	92
1. Secteur aéronautique	92
a) Estimation de la quantité consommée	92
b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur aéronautique et disponible entre 2015 et 2050	94
2. Secteur Eolien	95
a) Calcul de la puissance cumulée	95
b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur éolien et disponible entre 2015 et 2050	97
3. Secteur Automobile	98
a) Evaluation de la quantité de véhicules en circulation et utilisant des PRFC	98
b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur automobile et disponible entre 2015 et 2050	99
4. Estimation du gisement total de fibres de carbone	101
5. Observation	102
II. L'analyse de cycle de vie comparative des procédés de recyclage	102
1. Résultat de la comparaison des différents scénarios de fin de vie des PRFC	103
2. Résultat du recyclage considérant la substitution de produits	107
3. Considération d'un produit de substitution identique	110
4. Analyse de l'optimisation de la solvolysse en eau supercritique	112
a) Récupération d'énergie par échangeur thermique	112
b) Récupération du méthane pour une valorisation énergétique	113
c) Valorisation énergétique issue de l'utilisation d'un échangeur thermique et du méthane	114
5. Analyse de l'optimisation de la fragmentation électrodynamique	115
6. Synthèse de l'optimisation apportée aux procédés de recyclage	117
7. Observation	118
III. Estimation du potentiel de création d'emplois par application de l'indicateur social	119
1. Obtention des informations nécessaires au calcul	119
2. Résultats obtenus à partir de l'INSEE	123
3. Résultats obtenus à partir de la SHDB	127
4. Résultats induits par l'optimisation d'un procédé : la solvolysse en eau supercritique	130
5. Observations	131
IV. Utilisation de l'indicateur de criticité pour la chaîne d'approvisionnement des PRFC	132
1. Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en fibres de carbone	132
2. Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en acrylonitrile	134
a) Détermination des interactions au sein de la chaîne d'approvisionnement en acrylonitrile	135
b) Calcul de l'indice de Herfindahl-Hirschman d'approvisionnement en acrylonitrile	136
c) Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en acrylonitrile	137
d) Le cas de la France	139
3. Observation :	142
V. Conclusion	142
Chapitre 6 : Discussions, conclusions et perspectives de thèse	146
I. Discussions	146
1. Réponse aux objectifs et à l'hypothèse	146
2. Positionnement avec la littérature	149
3. Applicabilité du cadre développé	150
4. Apports des travaux réalisés	150
5. Limitations	152
II. Conclusion	152
III. Perspectives	156

Référence : 159

Annexe : 180

Analyse de flux de matières	182
1.1. Proportion des composites par model d'avion et ratio de PRFC par composite	182
1.2. Montant estimé de PRFC en tonnes par année et par zones géographiques	183
1.3. Proportions moyenne de PRFC en présence dans les avions de différentes régions	183
1.4. Poids moyen des avions en circulation en fonction des principales régions mondiale	184
1.5. Proportion de la production mondiale d'avions par zones géographique	184
1.6. Calcul de la quantité de PRFC consommé par le secteur éolien	185
1.7. Estimation de la quantité de CFRP consommé par le secteur éolien	186
1.8. Nombre de véhicules produits jusqu'en 2035, estimé suivant 3 scénarios	187
1.9. Proportion suivant le scénario de croissance 1 (3%) du nombre de véhicules	188
1.10. Proportion suivant le scénario de croissance 2 (4%) du nombre de véhicules	189
1.11. Proportion suivant le scénario de croissance 3 (5%) du nombre de véhicules	190
1.12. Quantité cumulée de déchets PRFC générée dans le secteur automobile	191
Analyse de cycle de vie	192
2.1 ACV de la solvolysé en eau supercritique : différente gestion des eaux usées	192
2.2 Inventaire de cycle de vie pour l'incinération d'un kilogramme de PRFC	193
2.3 Inventaire de cycle de vie pour l'enfouissement d'un kilogramme de PRFC	194
2.4 Inventaire de cycle de vie pour la pyrolyse d'un kilogramme de PRFC	195
2.5 Information d'ICV pour la production d'une tonne de fibres de carbone	196
Analyse du cycle de vie sociale	198
3.1 Représentation de la matrice « A », dépenses en unité monétaire output total	198
3.2 Représentation de la matrice « i » identité	199
3.3 Représentation de la soustraction de la matrice « I » par la matrice « A »	200
3.4 Représentation de la matrice inverse qui montre les effets monétaires totaux	201
3.5 Représentation des différents tableaux extraits des TES	202
3.6 Représentation des « Social coefficients »	203
3.7 Représentation des heures de travail totales directes et indirecte obtenus	203
3.8 Représentation des heures de travail généré par euro dépensé	204
3.9 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur éolien	205
3.10 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur aéronautique	206
3.11 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur automobile	207
Criticité des matières premières	208
4.1 Résultat globaux pour le calcul des facteurs de risque géopolitique	208
4.2 Description des termes et pays correspondant	211
4.3 Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement des fibres de carbone	214
Production scientifique :	221

Glossaire :

A350	Airbus A350
AC	Acidification
ACV	analyse du cycle de vie
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AdP	Aire de protection
AE	<i>Accumulated exceedance</i>
AFM	Analyse de flux de matière
AFNOR	Association Française de NORmalisation
AFS	Analyse des flux de substances
a_{ij}	coefficients techniques d'un secteur (<i>i</i>) par output total du secteur (<i>j</i>)
AN	Acrylonitrile
B787	Boeing B787
BAT	Meilleure technologie disponible
C_3H_6	Propène
Cal	Calorie
CBA	Analyse coût-bénéfice
CC	Changement climatique
CO ₂	Dioxyde de carbone
CTUh	<i>comparative toxic units</i>
DALY	<i>Disability adjusted life year</i>
DEU	Allemagne
DPSIR	<i>Drivers, Pressure, State, Impacts, Responses</i>
ECOz	Épuisement de la couche d'ozone
ECU	Equateur
EEIOA	<i>Environmentally extended input-output analysis</i>
EIA	Evaluation des impacts sur l'environnement
EPR	Responsabilité élargie du producteur
ES	Système expert
ET	Eco-Toxicité
ETP	Equivalent temps plein
EU	Eutrophication
EVCI	Espérance de vie corrigée de l'incapacité
f_{Aic}	Tonnage importé du pays <i>i</i> au pays <i>c</i>
FE	Fragmentation électrodynamique
FM	Modèles de prévision
FOPh	Formation d'oxydant photochimique
FRA	France
GHG	Gaz à effet de serre
g_i	score de stabilité politique du pays <i>i</i>
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
$h_{chutes\ prod}$	Pourcentage de chutes de production de PRFC introduite par produit
HT	Heures de travail
ICPDD	Indicateurs clés de performance au développement durable
ICV	Inventaire de cycle de vie
IHH	Indice de Herfindahl-Hirschman

ILCD	<i>International Reference Life Cycle Data System</i>
IMS	Système de modélisation intégrée
INSEE	Institut national de la statistique et des études économiques
IPCC	<i>International panel on climate change</i>
ISO	International Standard Organisation
JRC	<i>Join research center</i>
koffshore	Proportion d'éolienne offshore
konshore	Proportion d'éolienne onshore
KV	Kilovolts
KWh	Kilowatt par heure
LCC	Coût du cycle de vie
LCSA	<i>life cycle sustainability assessment</i>
MAUT	Théorie de l'utilité
MCA	Analyse multicritères
MEB	Microscope électronique à balayage
MIS	système de gestion d'information
MJ	Mégajoules
mol H ⁺ eq	Mole de proton H ⁺ équivalent
MPa	Mégapascal
MW	Mégawatts
NIMBY	<i>Not In My BackYard</i>
NLD	Pays-Bas
NVP	Valeur actualisée nette
OECD	Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE)
OM	Modèles d'optimisation
P _{Ai}	Production de la marchandise A dans le pays i.
PAN	Polyacrylonitrile
PCE	Potentiel de création d'emplois
PDF	Fraction potentiellement disparue d'espèces
PEM	modèles d'équilibre partiel
Pi	Puissance installée en MW pour une année i
PIA	Points d'impact environnemental (Ecopoints Colombiens)
PPM	partie par million
P _{prix d'achat}	Prix associés à chacun des produits
PRFC	Plastique renforcé de fibre de carbone
PRFCi	Quantité de PRFC consommée dans le secteur éolien, en tonnes, lors d'une année i,
PSS	Statistiques de ventes de produits
Q _{matériaux}	Quantité pour chaque entrant
RA	Evaluation des risques
RC	Réchauffement climatique
RE	Préoccupations liées à l'extraction de la ressource
RGPA	Risque géopolitique d'approvisionnement

Ri-offshore	Proportion entre la puissance offshore et la puissance totale installée lors de l'année i
RUS	Russie
SA	Evaluation du développement durable
Sb	Antimoine
SD	Développement de scénarios
SEA	Evaluation environnementale stratégique
SEARRCH	<i>Sustainability Engineering Assessment Research for Recycled Composites with High value</i>
SES	Solvolyse en eau supercritique
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SH	Préoccupations liées à la santé humaine
SHDB	<i>Social Hotspot Database</i>
S_{kj}	volume d'heure travaillée (K) par chaque branche économique (j)
SM	Modèles de simulation
SO2	Dioxyde de soufre
SoEA	Evaluation socio-économique
TES	Tables entrées-sorties
UES	Surface d'écosystème non protégé
UN	<i>United Nations</i>
UNEP	Programme des Nations Unies pour l'environnement
VSR	<i>Vulnerability to supply risk</i>
WGI-PV	<i>Worldwide Governance Indicator - political stability and absence of violence and terrorism</i>
WH	<i>Working hours</i>
X_j	quantité d'unité monétaire totale du secteur j

Chapitre 1 : Introduction

I. Contexte de l'étude sur la durabilité des filières de recyclage

1. Le concept du développement durable

Le modèle économique actuel est considéré comme linéaire : c'est-à-dire qu'il estime les ressources naturelles comme étant présentes en quantités illimitées sur Terre et la possibilité de générer une quantité de déchets toute aussi importante. Ce phénomène est accentué par une gestion de la fin de vie des déchets principalement orientée vers un enfouissement sans valorisation (Courtois et al., 2012; Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Une des préoccupations grandissante de la génération actuelle est la protection des ressources et la réduction des impacts liés aux activités humaines sur l'environnement. Ces considérations sont aujourd'hui portées par une prise de conscience globale de la part des populations et des décideurs. De plus, les questions de gestion des ressources naturelles ne sont plus seulement considérées dans une optique de sécurisation du gisement mais, *in fine* pour la pérennité des secteurs liés à celles-ci, ainsi que dans un objectif de réduction des impacts environnementaux.

Le développement durable, aussi appelé développement soutenable, est une démarche qui permet de concilier trois piliers : environnemental, économique et social. Ce concept a émergé lors de la conférence des Nations Unies sur l'environnement humain à Stockholm en 1972. Son importance fut accentuée par la multiplication de crises directement liées à des problématiques de gestion de ressources (ex. crises pétrolières de 1973 et de 1979). Ce concept est défini comme étant un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre à leurs propres besoins (Brundtland, 1987).

Cette définition prend tout son sens quand on sait que la population mondiale est en constante augmentation : nous sommes passés, entre 1800 et 2015, de 968 millions à 7 324 millions d'êtres humains (Biraben, 1979; Gerland et al., 2014). En 2100, nous pourrions atteindre une population de plus de 10 milliards d'habitants (Biraben 2003; Pison 2011). Il est nécessaire de prendre en compte l'influence qu'aura la croissance de la population humaine sur l'augmentation de la consommation des ressources. Dans les conditions actuelles, il sera impossible pour l'ensemble de la population mondiale d'avoir le niveau de vie des habitants des pays industrialisés. Dans ce contexte, les écarts de richesse risquent d'augmenter, entraînant plus de tensions au sein de nos sociétés (Ross 2004; Brunnschweiler et Bulte 2008). Ce phénomène est déjà présent à l'heure où la majorité des ressources est consommée par une minorité de la population mondiale (10 % de la population mondiale détient 86 % de la richesse mondiale (Shorrocks et al., 2013)). Cette problématique a engendré une prise de conscience générale et se traduit par la volonté des dirigeants de se concerter et s'accorder sur ce point. L'exemple de la mise en place de conférences

mondiales sur le climat pourrait être cité (ex : Paris COP21, 2015) ou la création de l'Agenda 21, qui est un plan d'action pour le ^{xxi} siècle et qui fût adopté par 178 chefs d'états lors du sommet de la terre à Rio de Janeiro, en 1992.

2. L'utilisation de nouveaux matériaux : les fibres de carbone

Afin de répondre aux défis environnementaux, les secteurs industriels font évoluer leurs moyens de production. Dans le domaine du transport, et notamment dans le secteur aéronautique, l'allègement des véhicules lors de la phase de conception est un des principaux défis. L'allègement d'un avion a pour but de réduire la quantité d'énergie nécessaire au déplacement de celui-ci et par conséquent, de réduire son impact environnemental, de diminuer le coût des vols et d'augmenter le rayon d'action des avions. Aussi, de nouvelles directives (2008/101/CE) ont pour objectif de mettre en place des quotas d'émissions de gaz à effet de serre pour le secteur aéronautique. Cette réglementation est la conséquence des prévisions de croissance du trafic aérien pour les années à venir. Une des réponses à l'objectif d'allègement des appareils aéronautiques a été de substituer l'acier par des matériaux plus légers (ex. l'aluminium) et par de nouvelles techniques d'assemblage. Depuis les années 1990 (Donnet et Bansal, 1998), le secteur aéronautique s'est intéressé aux matériaux composites et plus particulièrement aux plastiques renforcés de fibres de carbone (PRFC). Les fibres de carbone sont fabriquées à partir de différents types de précurseurs polymériques et offrent des propriétés mécaniques variées et une haute technicité (Donnet et Bansal, 1998; Walsh, 2001). Elles ont la caractéristique d'être composées d'environ 95% de carbone, le reste étant composé d'atomes résiduels provenant du procédé de fabrication (généralement de l'azote) (Griffing et Overcash, 2010).

L'utilisation de ces matériaux s'est aussi étendue à d'autres secteurs de la mobilité tels que l'automobile, comme le montre l'utilisation de PRFC chez BMW pour sa gamme de véhicules électriques (i3 et i8). Au-delà de la mobilité, de nouveaux secteurs utilisent les fibres de carbone : par exemple, le secteur de l'énergie éolienne est le deuxième consommateur de fibres de carbone après celui de l'aéronautique (Kraus *et al.*, 2014). Il y a encore quelques années ces fibres étaient uniquement accessibles pour des utilisations orientées vers les hautes technologies, mais la diminution des coûts de production tend à généraliser leur utilisation.

3. Vers la mise en place d'une filière de recyclage des fibres de carbone

Une des problématiques liées à l'augmentation de la consommation des fibres de carbone est la nécessité de gérer leur fin de vie (Kraus *et al.*, 2014). Des réglementations existent dans certains secteurs notamment le secteur automobile, en particulier la directive sur la gestion des véhicules en fin de vie (2000/53/EC). Mais aujourd'hui, aucune filière de recyclage dédiée à la prise en charge des fibres de carbone n'est en place. Cette problématique est amplifiée par les prévisions de hausse de la consommation de ces fibres (Kraus *et al.*, 2014; Witten *et al.*, 2012; Witten and Jahn, 2013). Aussi, la fabrication des PRFC génère des

impacts majeurs sur l'environnement (Duflou et al., 2009; Witik et al., 2011). L'augmentation de la consommation, rend nécessaire la mise en place d'une filière de recyclage. Dans ce contexte, il faut aussi considérer que les fibres de carbone sont généralement utilisées en substitution des métaux comme l'acier ou l'aluminium. Ces métaux sont théoriquement recyclables, même si dans la pratique, leur utilisation sous forme d'alliage ne permet pas un recyclage total (Graedel *et al.*, 2011). Au contraire de ces métaux, les fibres de carbone ne sont actuellement pas ou peu recyclées. La situation actuelle de la gestion des PRFC en fin de cycle de vie est très peu orientée vers un recyclage permettant la réutilisation de ces fibres, mais plus à une valorisation énergétique. Actuellement seul le recyclage par pyrolyse est réalisé à l'échelle industrielle.

Cette situation est liée à l'utilisation récente de ce type de fibres et à un marché encore trop peu développé. Une autre raison est liée aux propriétés hétérogènes des matériaux composites. Les PRFC sont composés d'une phase de renfort (fibres) et une phase cohésive (matrice). Il est encore difficile de séparer les deux phases du composite sans endommager les fibres (Pimenta and Pinho, 2014). C'est la raison pour laquelle le développement de procédés permettant cette séparation est un des principaux axes de la recherche sur le recyclage des PRFC (Pimenta and Pinho, 2011; Witik et al., 2013) (Pimenta et Pinho, 2011 ; Witik *et al.*, 2013). Une future filière de recyclage des fibres de carbone issues des PRFC devra alors permettre la récupération technologique des fibres de carbone, mais aussi être suffisamment organisée et structurée pour faire face à la quantité actuellement consommée, représentant la quantité de déchets à valoriser en devenir. Il est alors nécessaire d'évaluer le potentiel de mise en place d'une filière de recyclage des PRFC à s'accorder aux principes du développement durable. Afin de vérifier la durabilité de tels systèmes, il est donc nécessaire d'identifier les verrous méthodologiques et d'effectuer une sélection d'outils d'évaluation du potentiel de développement durable.

4. Les outils d'évaluation de la durabilité des filières de recyclage

Afin d'améliorer la durabilité des filières industrielles, de nombreuses méthodes d'évaluation de la durabilité ont été développées (Hertwich, 2005; Finkbeiner *et al.*, 2010; Singh *et al.*, 2012). Le choix des méthodes à utiliser pour exprimer le concept de durabilité est encore débattu dans la littérature (Heijungs *et al.*, 2010). L'évaluation d'un unique pilier du développement durable plutôt que de l'ensemble d'entre eux, conduit à un déséquilibre et engendre l'accroissement des inégalités sociales, économiques, ainsi que l'aggravation des pollutions. Les recommandations en termes de responsabilité sociétale, telles que celles apportées par la norme ISO 26000, permettent d'apporter une direction vers laquelle s'orienter ainsi qu'une démarche à suivre par la prise en compte systématique des différents éléments qui permettent de guider les organisations dans une démarche de développement durable. Ce type d'initiative permet d'alimenter la réflexion de toute organisation dans la considération de critères humains et environnementaux. Cette norme est donc définie comme une norme dite de gouvernance et de ce fait, elle se situe en amont d'autres

démarches telles que l'ISO 14001 sur la mise place d'un système de management environnemental.

- Aspect environnemental

La création d'une filière de recyclage est principalement motivée par une volonté de réduction des impacts environnementaux d'un produit en fin de vie. Il est donc primordial de déterminer si le recyclage d'un produit est pertinent d'un point de vue environnemental par rapport à la production de produits primaires d'une part, mais aussi en comparaison aux scénarios de gestion de fin vie couramment utilisés. Pour ce faire, l'utilisation d'une méthode permettant la quantification et la comparaison des impacts environnementaux en fonction des scénarios de fin de vie est nécessaire. Pour l'évaluation de l'impact environnemental de produits, de services, de procédés ou plus généralement d'une activité humaine, l'analyse du cycle de vie (ACV) fait consensus. Cette méthode est basée sur la norme ISO 14044 résultante elle-même de la fusion des normes ISO 14041 à 14043 représentant les différentes étapes de l'ACV : la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'inventaire du cycle de vie, l'évaluation des impacts environnementaux et l'interprétation et analyse des résultats (ISO, 2000a, 2000b, 1998). L'ACV permet, en fonction des limites du système étudié, de prendre en compte l'impact environnemental d'un produit dans son ensemble, à commencer par son processus de fabrication, c'est-à-dire par la prise en compte de toutes entrées et sortie liées à la fabrication du produit en question, que ce soit l'énergie nécessaire pour le fonctionnement des procédés de mise en œuvre ou les polluants émis par ces procédés. L'ACV ne s'arrête pas à l'appréhension de l'impact environnemental du seul outil de fabrication. En effet, cet outil permet aussi de considérer les principales étapes du cycle vie de ce produit, tel que la phase d'utilisation ou encore sa distribution. Quand une analyse considère l'ensemble des phases du cycle de vie, elle est appelée « du berceau à la tombe ».

Les informations relatives à l'inventaire de cycle de vie (ICV) peuvent être obtenues de différentes façons, la première étant l'étape initiale de toute ACV par la réalisation d'un inventaire de données d'entrées et de sorties directement liées aux étapes du cycle de vie. Cette étape est effectuée directement par l'analyse sur site du procédé étudié et permet d'obtenir des données de premier plan (ou *foreground*). Une autre méthode est aujourd'hui rendue possible par l'utilisation des informations disponibles dans des bases de données compilant ces différents inventaires, permettant l'accès aux données d'arrière-plan (ou *background*) (Sonnemann et Vigon, 2011). Celles-ci sont généralement payantes et regroupent un grand nombre de substances et procédés génériques sur des produits les plus communs. Ce qui ne remplace pas la robustesse d'un inventaire réalisé sur le produit de l'évaluation. Ces informations d'inventaires sont ensuite compilées par catégories d'impacts environnementaux en fonction des effets que ces éléments de l'ICV auront sur l'environnement. Plusieurs méthodes d'analyses environnementales sont disponibles aux utilisateurs, celles-ci ont été et sont encore en évolution, que ce soit sur le niveau des

informations requises ou sur le type d'équations et d'éléments permettant de réaliser leur évaluation. Ces méthodes regroupent généralement plusieurs indicateurs appartenant à différentes catégories. Les principales catégories étant les « *midpoint* » et les « *endpoint* ». Ces indicateurs expriment des impacts environnementaux à des échelles de caractérisation différentes. Ces indicateurs peuvent être combinés pour former différentes méthodes d'évaluation environnementale qui se différencient sur plusieurs points, comme par le nombre variable d'indicateurs considérés, par la prise en compte d'une quantité plus ou moins élevée de substances ou encore par l'utilisation d'unités différentes comme le montrent les méthodes CML (Heijungs *et al.*, 1992; Guinée *et al.* 2002) et ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009) sur la figure 1. Ces méthodes d'évaluation sont aussi différenciées par la prise en compte de la localisation géographique des paramètres considérés (Europe, Amérique de Nord, Japon, etc.). L'ACV est donc une méthode qui permet de caractériser l'ensemble des éléments entrants et sortants intervenant au sein du cycle de vie d'un produit et est lié à la fonction même de celui-ci.

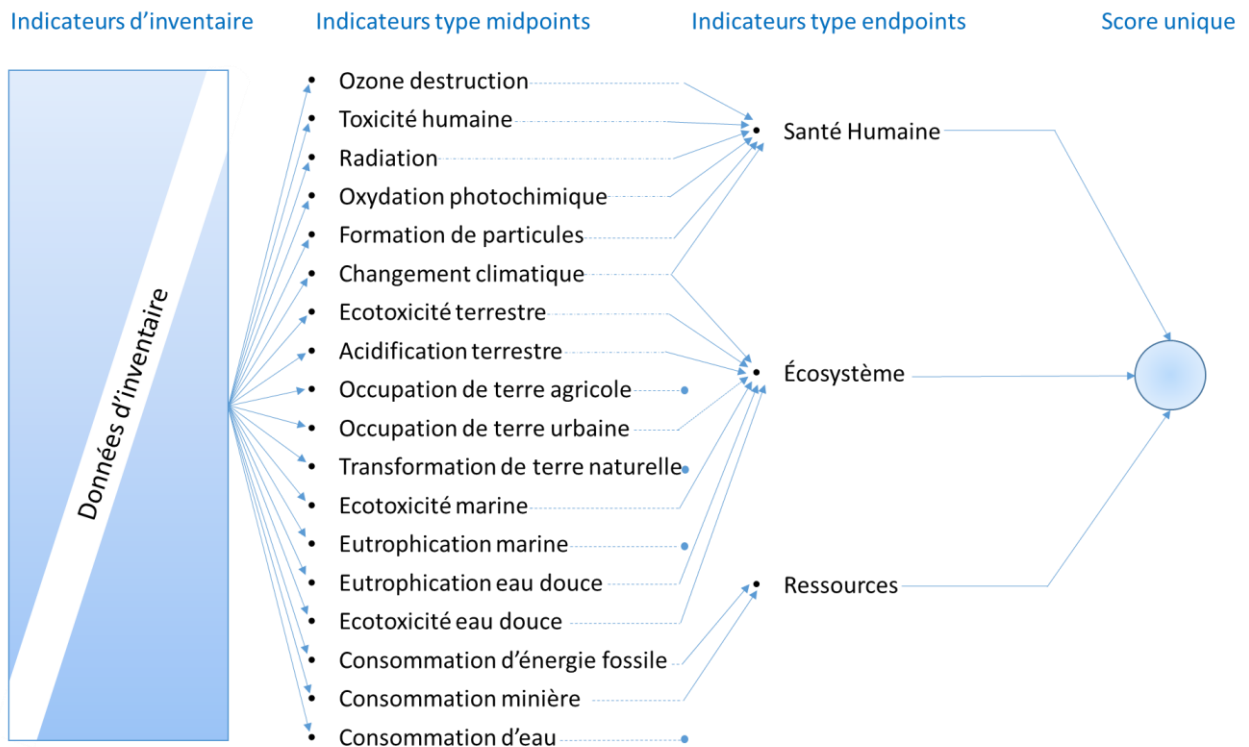


Figure 1: Représentation méthodologique des différents types d'indicateurs exprimés à partir de l'inventaire, utilisant la méthode ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009a) basé sur les méthodes Eco-indicator 99 et CML-IA.

Cependant, le calcul de l'ACV est réalisé par rapport à une unité fonctionnelle qui définit toute quantité de substances à considérer dans un procédé ou dans un secteur orienté vers une matière ou substance spécifique à quantité ou volume variable (ISO 14044, 2006). Cette unité fonctionnelle est primordiale dans la réalisation d'une ACV, dans le sens où celle-ci décrit et définit clairement les éléments considérés ou exclus dans l'évaluation. Elle spécifie aussi, au travers du périmètre de l'étude, les étapes du cycle de vie concernées par l'analyse dans le cas d'une étude se concentrant sur une ou plusieurs étapes en particulier. Elle précise également les caractéristiques ainsi que les performances de l'objet de l'étude et

fourni donc une référence par rapport à laquelle les différents éléments de l'ICV seront définis et normalisés afin d'assurer une base commune d'analyse des résultats d'ACV. Aussi, la méthodologie ACV manque, quand une étude le requiert, de réalité économique. C'est notamment le cas des problématiques liées aux ressources, telles que la disponibilité physique de matériaux en circulation dans la technosphère et les considérations de disponibilité géopolitique des ressources.

- Aspect sur l'épuisement des ressources

En ACV, les indicateurs liés aux ressources sont généralement basés sur le niveau d'épuisement des ressources non renouvelables du sous-sol : les ressources minérales (métaux, etc.) et fossiles (pétrole, gaz, etc.). Les indicateurs de déplétion des ressources permettent d'avoir une évaluation de la quantité de ressources consommées par rapport à la quantité de ressources disponibles (Oers et al., 2002; Schneider et al., 2015). La disponibilité d'une ressource peut être définie de plusieurs manières : (i) la disponibilité technologique et économique à l'extraction qui représente les ressources exploitables actuellement, ou (ii) la disponibilité géologique qui représente l'ensemble des ressources dans l'écorce terrestre. Ces indicateurs prennent donc en compte une quantité de ressources présente physiquement.

Cependant, la disponibilité géologique d'une ressource ne garantit pas sa disponibilité à l'extraction et à l'exportation. En effet, d'autres considérations entrent en jeu, comme les paramètres géopolitiques. Un pays exportateur peut être amené à contrôler son taux d'exportation, phénomène qui tend à s'intensifier avec la diminution du nombre de pays producteurs. Les raisons sont généralement liées au contrôle du prix des ressources ou à un désaccord politique. Le risque d'approvisionnement des métaux permet de définir leur criticité qui caractérise la disponibilité immédiate d'une ressource. La notion de criticité d'une ressource a émergé lorsque la Chine, principal pays exportateur de terres rares, a décidé de contrôler ses exportations par l'instauration de quotas, entraînant une augmentation soudaine du prix de ces minerais. Cette notion de criticité peut être évaluée avec des méthodes évaluant différents aspects géopolitiques d'une ressource. La méthode identifiée comme étant la plus mature (Sonnemann *et al.*, 2015) est inspirée des travaux de Graedel *et al.* (2012). La plupart des recherches actuelles sur la criticité sont basées sur la prise en compte du risque d'approvisionnement et de la vulnérabilité d'un système lié à une rupture d'approvisionnement potentiel. L'aspect stratégique apporté par l'évaluation de la criticité peut se faire à différentes échelles et permet dans le cas d'une entreprise ou d'un pays importateur et non producteur, d'évaluer les risques liés à cette situation de dépendance. Cela est rendu possible par la prise en compte de paramètres liés aux pays exportateurs, tels que la part de chaque pays dans les exportations, de la stabilité géopolitique de ces pays mais aussi par la prise en compte du potentiel de substituabilité de cette ressource. De plus, l'évaluation de la quantité de matériaux qui sera disponible est primordiale pour l'implantation d'un secteur de recyclage. Cette mesure quantitative de

matériaux permet d'évaluer le « gisement urbain » de cette matière. Une méthode permettant de réaliser une estimation de la quantité de matériaux en circulation dans la technosphère est l'analyse de flux de matière. Comme défini au sein du chapitre 2, cette méthode est basée sur l'évaluation des flux d'une matière spécifique entrant et sortant dans un système défini pour une période de temps donnée.

- Aspect social

Dans le cas de l'évaluation d'un site particulier dont la dimension géographique est définie, l'aspect social a aussi son importance. En effet, si l'activité se déroule près d'un site sensible, elle peut engendrer un rejet par la population locale comme par des phénomènes tel que le NIMBY ("*Not In My BackYard*"), caractérisant un regroupement de personnes désirant les avantages apportés par une technologie moderne, mais refusant les possibles nuisances liées aux installations. Cet aspect est un point crucial (Zamagni et al., 2013) car aujourd'hui en retard du point de vue de son développement méthodologique en comparaison aux dimensions économiques et environnementales. L'aspect social joue aussi un rôle important dans la chaîne d'approvisionnement des matériaux. Les outils d'analyse énoncés ci-dessus tel que l'ACV, ne prennent pas en compte les considérations telles que les conditions de travail ou les inégalités sociales. Ces paramètres varient en fonction du pays de production, et décrivent donc l'influence que peut avoir l'achat d'un produit sur des paramètres intrinsèques aux conditions de travail des pays producteurs. Ces différences peuvent être traduites par l'utilisation d'indicateurs représentant par exemple le travail des enfants (Martínez-Blanco et al., 2014), la création d'emplois, le nombre d'heures travaillées quotidiennement, les égalités hommes-femmes ou encore la rémunération par rapport à la moyenne nationale.

C'est dans ce contexte que l'analyse du cycle de vie sociale (ACV Sociale) a été développée (UNEP-SETAC, 2009). Cette méthode est actuellement en plein développement, elle est basée sur le principe de l'analyse du cycle de vie environnementale et en possède les mêmes fondements. Ceci se traduit par l'utilisation d'une unité fonctionnelle, de l'utilisation d'un inventaire ainsi que de l'utilisation d'indicateurs à différents niveaux (*midpoint*, *endpoint*) (Dreyer et al., 2006 ; Jørgensen et al., 2008, 2009). Ceux-ci permettent de caractériser et d'évaluer l'influence de la production, de l'utilisation ou de la gestion de fin de vie de produits sur des considérations sociales. La différence principale avec l'ACV Environnementale, est l'inventaire. En effet les données ne sont plus ici orientées vers la quantité d'éléments émis et consommés ou par la prise en compte de l'incorporation de matière recyclée, mais vers des paramètres sociaux tels que le nombre d'heures travaillées, dans quelles conditions, le respect de normes d'hygiène et sécurité, le salaire, etc.

L'aspect social est dans le contexte de la création d'une nouvelle filière, un enjeu crucial. Effectivement, cette création permettra d'engendrer de nouveaux emplois directs et indirects générant, pour un ensemble de personnes concernées, des bénéfices en matière de conditions sociétales.

- Aspect économique

L'aspect économique est primordial lors de la création d'une nouvelle filière. Il doit être évalué en amont de l'implantation de toute filière que ce soit par la considération de plus-value sur les activités commerciales réalisées ou de potentielles subventions.

L'aspect économique n'est pas abordé en ACV mais il est proche du pilier social. Les indicateurs utilisés dans cette catégorie comme le « *life cycle costing* » (Swarr et al., 2011) traduisant tous les coûts associés à un produit tout au long de son cycle de vie, ont comme intérêt de traduire des performances économiques en cours ou prévisionnelles. Etant donné que le pilier social est intimement lié au pilier économique, certains indicateurs peuvent être utilisés dans les deux catégories, comme par exemple le produit intérieur brut (PIB) indiquant une production de richesse à l'échelle d'un pays, ou encore le taux de recrutement considérant le nombre d'emplois créés de manière directe et indirecte. Les indicateurs traduiront donc des informations différentes en fonction du cadre étudié, et sont donc, à la manière des indicateurs sociaux et environnementaux, étroitement liés à l'échelle de l'étude.

Cependant cette thèse s'est déroulée dans le cadre d'un projet plus large et regroupant différents acteurs et dont les tâches sont réparties au sein de différents « *work packages* ». Le sujet de la dimension économique étant l'objet des recherches d'un partenaire du projet SEARRCH, celui-ci ne sera pas étudié dans cette thèse.

- Intégration des trois piliers dans le principe du développement durable

Ces différents aspects économiques, sociaux et environnementaux représentés en figure 2, sont la base même du cadre conceptuel du « *life cycle sustainability assessment* » (LCSA) (Finkbeiner et al., 2010; UNEP 2011). C'est dans ce cadre que cette thèse a été entreprise au sein du projet nommé SEARRCH (*Sustainability Engineering Assessment Research for Recycled Composites with High value*). Le projet SEARRCH, a pour objectif de développer des

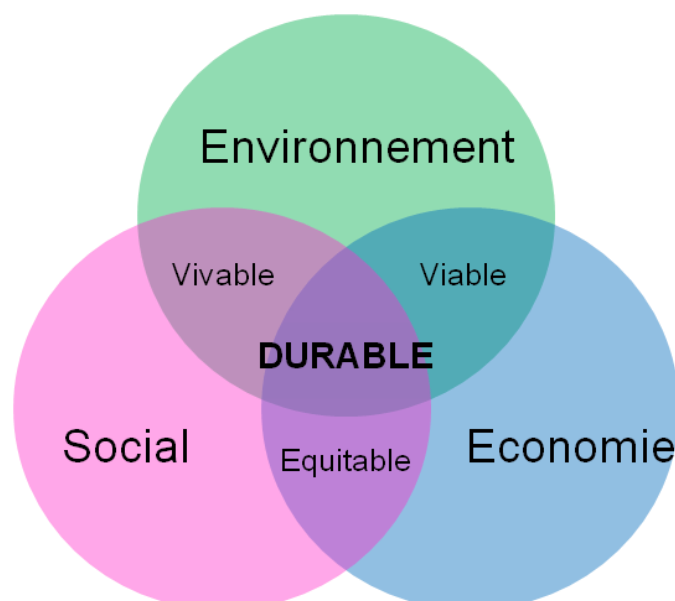


Figure 2 : Représentation des 3 piliers du développement durable (A. Villain 1993)

outils pratiques (connaissances, modèles, méthodes, etc.), basés sur des résultats scientifiques, pour que les parties prenantes des secteurs concernés (aéronautique, industries du recyclage, collectivités, etc.) intègrent les enjeux du développement durable dans leur processus décisionnel, lors de la structuration de la filière de recyclage des matériaux composites.

II. Problématique de la thèse et démarche scientifique

Pour évaluer au mieux le potentiel au développement durable qu'il s'agisse d'un produit, d'un matériau, d'un secteur, d'un pays, ou autres, il est possible d'avoir recours à des méthodes additionnelles en compléments des méthodes liés aux piliers du développement durable cités précédemment, dans le but de répondre à un besoin spécifique non considérés par ces méthodes. Dans cette thèse, il est en premier lieu étudié les différentes méthodes permettant d'évaluer la durabilité ainsi que les indicateurs permettant son expression du point de vue des fibres de carbone, avec comme objectif d'identifier et de déterminer les paramètres ayant une influence sur ces indicateurs. Ces indicateurs clés permettront dans un deuxième temps l'évaluation de la durabilité de la création d'une filière de recyclage des fibres de carbone.

Dans cette section, est exposée la problématique à laquelle cette thèse tend à répondre, ainsi que la question de recherche et l'hypothèse principale qui sera étudiée au travers des travaux entrepris.

1. Problématique

L'évaluation de la durabilité se fait, comme nous l'avons vu, par la combinaison de plusieurs types d'indicateurs provenant de méthodes caractérisant les trois principaux piliers du développement durable (environnemental, social et économique). Il est donc essentiel d'identifier les méthodes et les indicateurs nécessaires à l'évaluation de la durabilité de la création d'une filière de recyclage des fibres de carbone. La combinaison de ces méthodes permet de traiter les différents aspects évoqués précédemment, de pallier aux manques de certaines méthodes (comme celles de l'ACV) et de développer ainsi une approche d'évaluation de la durabilité complète (Pires *et al.*, 2011 ; Chen *et al.*, 2012 ; Bonnin, 2013 ; Mancini *et al.*, 2013 ; Adibi *et al.*, 2014 ; Gemechu *et al.*, 2015 ; Winterstetter *et al.*, 2015). Dans le cas d'une analyse de produits spécifiques, la combinaison des différentes méthodes et indicateurs liés aux préoccupations environnementales, sociales et économiques, permettra l'évaluation du potentiel d'un projet à s'accorder à une démarche de développement durable. Il s'agit donc de sélectionner les méthodes et indicateurs pertinents pour le secteur du recyclage des PRFC et si nécessaire, de les adapter à celui-ci mais aussi de permettre l'évaluation et la caractérisation des procédés de recyclages actuels et futurs.

2. Question de recherche

La question de recherche associée à cette problématique est la suivante : la mise en place d'une filière de recyclage de plastique renforcé de fibres de carbone peut-elle s'inscrire dans une démarche de développement durable ? Dans l'affirmative, quels seront les procédés les plus adaptés pour répondre à cet objectif et quels sont les méthodes et indicateurs à prendre en compte pour permettre l'évaluation de leur potentiel au développement durable ?

3. Hypothèse principale

Il est possible de définir un cadre conceptuel d'évaluation du développement durable appliqué au secteur du recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone.

4. Objectif principal de la thèse et sous-objectifs

L'objectif principal de la thèse est de développer un cadre conceptuel regroupant les indicateurs clé de performance au développement durable (ICPDD) et un outil associé d'aide à la décision permettant d'intégrer les enjeux du développement durable dans la création d'une filière de recyclage des composites renforcés de fibres de carbone, provenant en premier lieu de l'aéronautique mais aussi d'autres secteurs tels que l'éolien et l'automobile.

Afin de répondre à cet objectif principal, des sous-objectifs ont été définis :

- Réaliser l'état de l'art des technologies de recyclage des PRFC.
- Identifier les indicateurs pertinents complémentaires aux indicateurs environnementaux pour l'évaluation de la durabilité d'une filière de recyclage des composites renforcés de fibres de carbone.
- Déterminer une méthode d'analyse du pilier social adapté au contexte de la création d'un secteur de recyclage.
- Développer un indicateur de ressources complémentaire à l'analyse de cycle de vie.
- Calculer le gisement de fibres de carbone à l'échelle mondiale et européenne pour différentes périodes de temps.
- Réaliser l'ACV environnementale et l'ACV sociale à l'échelle des procédés de recyclage des fibres de carbone.
- Coupler les différentes méthodes ACV environnementale/AFM/ACV sociale pour évaluer et comparer la durabilité des potentielles filières de recyclage de fibres de carbone.

5. Plan de thèse

Après le premier chapitre introduisant le contexte et le sujet de cette thèse, le **Chapitre 2** est un état de l'art sur (i) la nature des PRFC, (ii) les différents procédés de recyclage des PRFC et finalement, (ii) les différentes méthodologies qui peuvent être utilisées dans le cadre de l'évaluation du développement durable.

Le **chapitre 3** est une revue de la littérature afin d'identifier les indicateurs les plus pertinents pour évaluer la durabilité de la filière du recyclage de PRFC à s'accorder avec le

principe du développement durable. Lors de cette revue, différents indicateurs ont été identifiés comme étant complémentaires aux indicateurs environnementaux pour l'évaluation de la durabilité d'une filière de recyclage des composites renforcés de fibres de carbone. Cependant, certains d'entre eux ne sont pas adaptés aux spécificités de ce secteur. Cette revue permet aussi de montrer le besoin de développement d'indicateurs d'évaluation de disponibilité des ressources et sur les aspects sociétaux apportés par la création d'un secteur.

Le **chapitre 4** est le cœur de cette thèse et consiste à la mise en place du cadre méthodologique permettant de répondre à la question de recherche définie précédemment. Il se concentre donc en premier lieu au développement d'un indicateur de ressources complémentaire à l'analyse de cycle de vie par l'adaptation d'un indicateur de criticité appliqué à l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement multi-étapes des fibres de carbone. Deuxièmement, la démarche d'analyse de flux de matière est appliquée aux différents secteurs étudiés à l'échelle mondiale et européenne pour différentes périodes de temps et dans le but d'évaluer le gisement de fibres de carbone disponible au recyclage. Troisièmement, la définition des objectifs et du champ de l'étude pour l'analyse de cycle de vie est détaillée. Finalement le développement d'une méthodologie basée sur l'inventaire de cycle de vie et permettant d'évaluer le potentiel de création d'emplois générés par la création d'un nouveau secteur est déterminé.

Le **chapitre 5** est l'application du cadre méthodologique défini dans le chapitre 4. Il montre l'évaluation du gisement de PRFC et son évolution dans le temps. La méthodologie d'ACV est ensuite appliquée aux différents scénarios de gestion de fin de vie des PRFC, puis sont abordés les résultats de l'adaptation de l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement à l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement en fibre de carbone. Finalement, ce chapitre représente le nombre d'emplois potentiels qui seraient nécessaires au recyclage des quantités de PRFC estimées dans la première partie de ce chapitre et en fonction du type de procédé de recyclage par couplage entre l'analyse de flux de matière et de la méthodologie d'évaluation du potentiel de création d'emplois.

Enfin, une discussion sur les principaux résultats obtenus sont exposés dans le **chapitre 6**. Ce dernier chapitre comporte aussi la conclusion de cette thèse et ses perspectives.

Chapitre 2 : Synthèse bibliographique : matériels, méthodes et technologies

Le contexte dans lequel s'inscrit cette étude a été exposé dans le chapitre précédent. Ce chapitre a pour but de décrire les caractéristiques des matériaux composites afin d'en comprendre leur spécificité. Les différentes technologies de recyclage des matériaux composites sont ensuite exposées. Enfin, un état de l'art des méthodes et indicateurs permettant d'évaluer la durabilité d'une filière de recyclage est réalisé. Comme défini par l'organisation de coopération et de développement économiques (OECD, 2012) la caractérisation des flux de matière et de leurs impacts par l'utilisation de méthodologies permettent de faciliter la prise de décision. L'analyse de flux de matière (AFM), l'analyse des coûts (TCA), l'évaluation économique entrée/sortie (TES) et l'analyse de cycle de vie (ACV) et d'autres (OECD, 2008) sont parmi les méthodologies recommandées. Il sera donc exposé dans ce chapitre l'identification des méthodologies permettant d'évaluer le potentiel de la création du secteur spécifique du recyclage des PRFC, lui permettant de s'accorder avec les principes du développement durable.

I. Généralités sur les plastiques renforcés de fibres de carbone

Avant toute description des aspects généraux relatifs aux composites, il convient de décrire les deux éléments qui les composent : la matrice et le renfort. Les plastiques renforcés de fibres de carbone (PRFC) sont composés d'une matrice de nature polymérique et d'un renfort en fibres de carbone. Ces éléments seront donc décrits plus spécifiquement.

1. Matrices polymériques

Un polymère est, comme son nom d'origine grecque l'indique, composé de plusieurs [*polus*] parties [*meros*]. Ces parties sont des molécules de répétition qui forment les maillons d'une chaîne (macromolécule). Le polymère est un ensemble de macromolécules enchevêtrées et liées chimiquement ou physiquement les unes aux autres. Les polymères peuvent être considérés comme homopolymères dans le cas de la répétition du même motif ou copolymères dans le cas de l'alternance entre deux motifs de nature différente au sein de la même chaîne macromoléculaire. Les polymères sont souvent classés d'après leurs propriétés thermomécaniques : les thermoplastiques et les thermodurcissables.

a) Thermoplastiques

Une matrice thermoplastique, est un polymère composé d'un enchevêtrement de longues macromolécules (dont la longueur dépend du degré de polymérisation, qui est la quantité de monomères répétés et formant la chaîne macromoléculaire) enchevêtrées les unes aux autres. L'enchevêtrement (Figure 3) génère des forces de cohésion au sein du matériau plastique et définit les propriétés physiques intrinsèques du polymère. Les molécules du polymère ont une capacité de réversibilité, c'est-à-dire qu'elles peuvent reformer un lien physique lors d'un changement de phase liquide/solide engendré par un changement d'état et provoqué par une source de chaleur. Les forces d'interaction entre les molécules sont

dites faibles (hydrogène ou Van der Waals) lorsque celles-ci ont la capacité de réversibilité. Cette capacité permet à ce type de polymère d'être fondu sous l'effet de la chaleur puis de se reformer lors du refroidissement ce qui facilite grandement leur mise en œuvre et leur potentiel de recyclage.

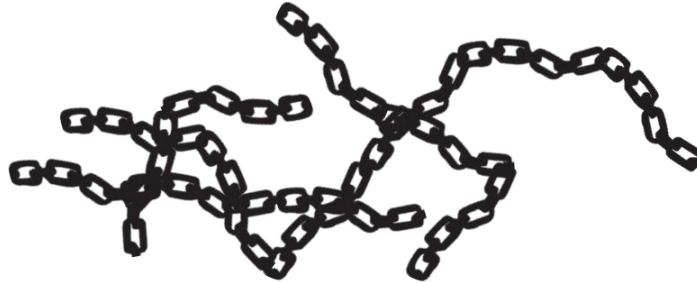


Figure 3 : Représentation schématique de l'enchevêtrement des macromolécules d'un polymère thermoplastique

b) Thermodurcissables

Les polymères thermodurcissables sont composés de chaînes macromoléculaires liées entre elles par des liaisons chimiques fortes (covalentes) formant un réseau tridimensionnel (en jaune, Figure 4). Cette propriété propre aux polymères thermodurcissables apporte des propriétés mécaniques supérieures aux thermoplastiques par de plus fortes forces de cohésion de ces matériaux.



Figure 4 : Représentation schématique de liaisons des macromolécules d'un polymère thermodurcissable

En contrepartie les polymères de cette nature ne peuvent être fondus dans l'optique de reformer un polymère. En effet, même si leur résistance à la chaleur est importante, celle-ci aura comme conséquence la destruction des liaisons intramoléculaires, engendrant la dégradation du polymère. La polymérisation requiert ici l'utilisation de composés tels que des catalyseurs permettant la création du réseau tridimensionnel. Ce type de composés est essentiel à la réaction et sont consommés au fur et à mesure de la réaction. Ces spécificités rendent leur mise en œuvre moins aisée que pour les thermoplastiques. Cependant ces polymères sont présents sous forme liquide à température ambiante (avant réticulation) ce qui permet une bonne imprégnation des renforts pour le cas spécifique d'une utilisation en tant que matrice pour les composites (Figure 4). De plus, ce type de polymérisation engendre l'émission de composés chimiques volatils potentiellement dangereux pour la santé humaine et l'environnement, ce qui requiert un contrôle des conditions de mise en œuvre.

2. Renforts

Le deuxième composé principal d'un composite est son renfort. Celui-ci a une influence majeure sur les propriétés mécaniques globales du composite. Son rapport massique et sa compatibilité avec la matrice choisie sont des paramètres clés dans la fabrication du composite. Le renfort est composé de fibres qui peuvent être de différentes natures, orientées et organisées de différentes manières. Ces possibilités sont choisies en fonction des propriétés finales visées. Ces fibres peuvent être catégorisées en trois grands groupes :

- Organique : par exemple les fibres d'aramide ou les fibres végétales
- Minéral : par exemple les fibres de carbone ou céramique
- Métallique : par exemple les fibres de bore ou d'aluminium

Les fibres les plus utilisées sont composées de verre, de carbone ou d'aramide. Les fibres de verre sont fabriquées à partir de silice et sont les fibres les plus répandues car peu coûteuses et offrant des propriétés mécaniques intéressantes. Les fibres d'aramide offrent des propriétés de résistance au cisaillement supérieures à bien des matériaux. Elles sont ainsi utilisées dans des applications à haute spécificité tel que les gilets par balle. L'intérêt de l'utilisation des fibres de carbone réside principalement dans leurs propriétés mécaniques et leurs ratio propriété/poids ce qui les rend très attractives pour des applications nécessitant des performances mécaniques importantes et/ou un faible poids.

Les fibres de carbone sont fabriquées à partir de précurseurs organiques d'origine naturelle ou artificielle (Figure 5). La bobine de précurseur est tout d'abord oxydée à une température entre 200 et 300°C pendant une à deux heures, puis la carbonisation a lieu entre 1000 et 1500°C sous atmosphère contrôlée. Cette étape permet d'éliminer la majeure partie des atomes d'hydrogène, d'oxygène et d'azote présents dans le précurseur. La fibre obtenue est composée principalement de carbone (90-95 %) ainsi que d'un faible pourcentage d'azote, d'oxygène et d'hydrogène résiduels. Cette fibre présente une résistance à la rupture importante (3000 à 6000 MPa) et un module de Young compris entre 200 à 300 GPa. Une étape supplémentaire dite de graphitisation s'effectue à des températures comprises entre 2500 et 3000°C en atmosphère contrôlée dans le but d'obtenir des fibres ayant une pureté avoisinant 99% en atomes de carbone. Cette étape permet d'augmenter le module de Young pour atteindre des valeurs comprises entre 300 et 600 GPa. Cependant le fait d'obtenir des fibres sous forme de graphite aura comme conséquence de diminuer la résistance à la rupture (2000 à 5000 MPa). Comme montré dans la figure 5, l'étape suivante est le traitement de surface qui permet de favoriser l'adhésion entre la fibre et la matrice. Ainsi, les fibres de carbone peuvent offrir une palette de propriétés mécaniques différentes en fonction du traitement appliqué et des étapes de fabrication, mais aussi par l'utilisation de précurseurs de différentes natures (Chatain M.,2001).

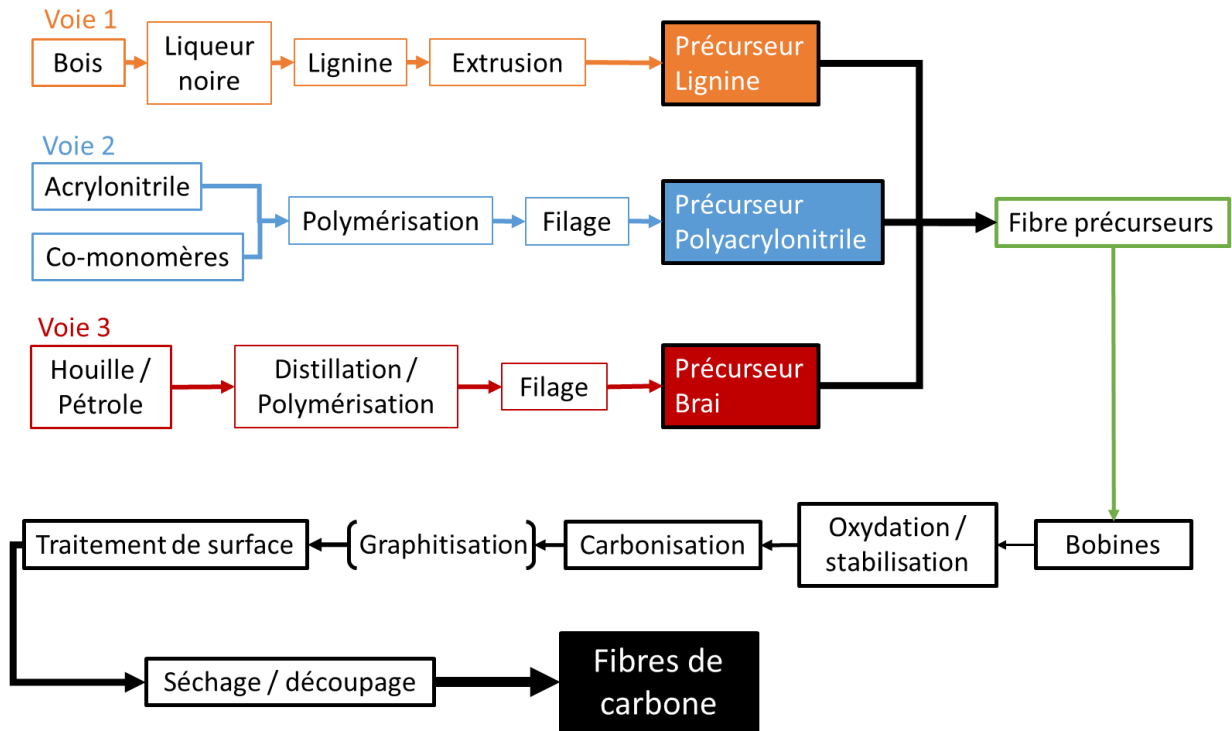


Figure 5 : Représentation des différentes étapes de fabrication des fibres de carbone

3. Interactions résines-fibres

La matrice d'un composite a le rôle d'assurer la cohésion entre les fibres de carbone, ce qui permet d'assurer un maintien des fibres dans leur orientation et une stabilité du composite confronté à une contrainte répétée. Ce liant permet aussi de dissiper l'énergie induite par une contrainte de haute intensité et sur une très courte durée, par le glissement entre les fibres et la résine, phénomène non reproductible pour certains matériaux de nature homogène. De plus cette matrice protège les fibres de l'environnement extérieur.

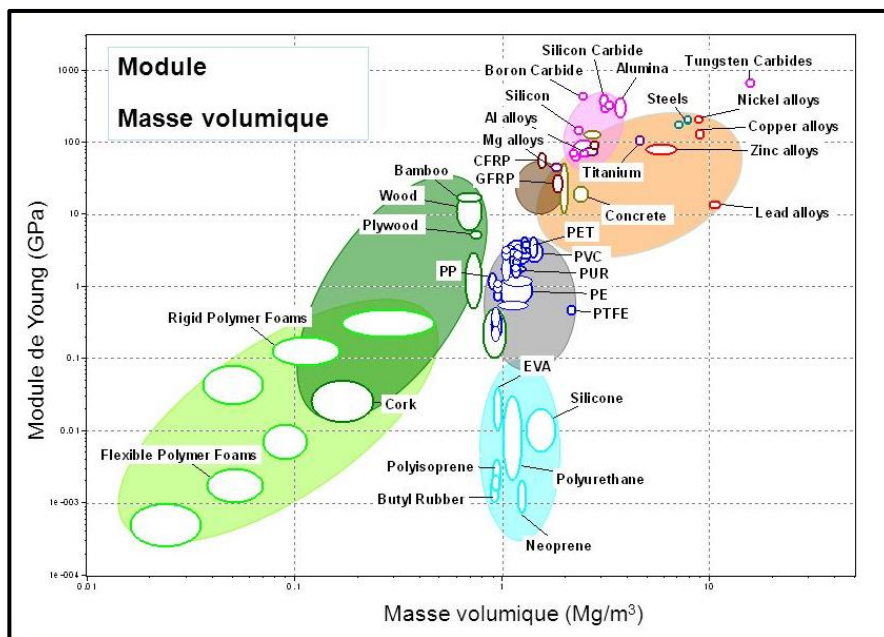


Figure 6 : Diagramme Ashby module Young/masse volumique

Le polymère utilisé a donc un rôle primordial et la bonne imprégnation et liaison de celui-ci avec les fibres déterminera les performances finales du composite (Figure 6). C'est pour cette raison que les composites sont principalement fabriqués à partir de résines thermodurcissables. En effet, ce type de résine permet une meilleure imprégnation des fibres car elle est plus liquide. De plus le réseau tridimensionnel lui confère des propriétés mécaniques supérieures aux polymères thermoplastiques.

II. Recyclage et gestion de fin de vie des PRFC

Différents procédés sont développés pour le recyclage des fibres de carbone : le recyclage mécanique, thermique et chimique.

1. Procédés de recyclage

a) Mécanique

Le recyclage mécanique consiste à broyer les pièces de PRFC, permettant ainsi de réduire leurs dimensions jusqu'à l'obtention d'une poudre de taille variable (entre 10mm et 50µm) en fonction de l'application souhaitée (Pickering, 2006). Cette poudre est composée d'un mélange de résine et de fibres broyées. Ce type de broyage est surtout utilisé pour les fibres de verre (Palmer *et al.*, 2009). Mais il est difficile de considérer un tel procédé comme étant un recyclage tant les propriétés mécaniques sont réduites. L'application secondaire du produit obtenu par recyclage mécanique diffère de l'utilisation originale, d'autant plus que les résultats obtenus de renforcement utilisant les PRFC broyés sont plus faibles que ceux obtenus avec les poudres de renfort habituel. Ce qui fait que ce genre de poudre est plus souvent utilisé en tant que charge (Song *et al.*, 2009) que pour une fonction réelle de renfort apportant une plus-value mécanique au matériau renforcé.

b) Thermique

- Pyrolyse :

Ce procédé de recyclage est actuellement le plus développé et est déjà implémenté au sein de plusieurs sites industriels (Pimenta et Pinho, 2011).

Premièrement, les PRFC sont réduits en morceaux de petite taille au moyen d'un broyeur mécanique. Ensuite, les débris sont introduits dans un réacteur de pyrolyse (Figure 7). Dans ce réacteur, la chaleur augmente jusqu'à atteindre une température comprise entre 450°C et 700°C en atmosphère contrôlée afin d'éviter une réaction d'oxydation avec des fibres de carbone. Lors de la réaction, les gaz résultant de la dégradation de la résine polymérique sont récupérés avec un condensateur. Cette étape permet de récupérer et de séparer les phases, solide, liquide et gazeuse. Les déchets solides sont ensuite mis au rebut et, comme pour les gaz, la phase liquide peut être récupérée et potentiellement utilisée comme combustible pour le réacteur. Les propriétés mécaniques des fibres récupérées en sortie du procédé varient en fonction des conditions expérimentales de température et de contrôle de l'atmosphère. Les fibres recyclées sont de petites ou moyennes longueur et agrégées sous

forme de pelote (Figure 41 F et E du Chapitre V). On observe une perte moyenne - 8.2% sur le module de Young (entre +0.4 à - 13%) et -9.3% pour la perte de résistance à la traction (entre +2 à -20%) (Pimenta et Pinho, 2011).

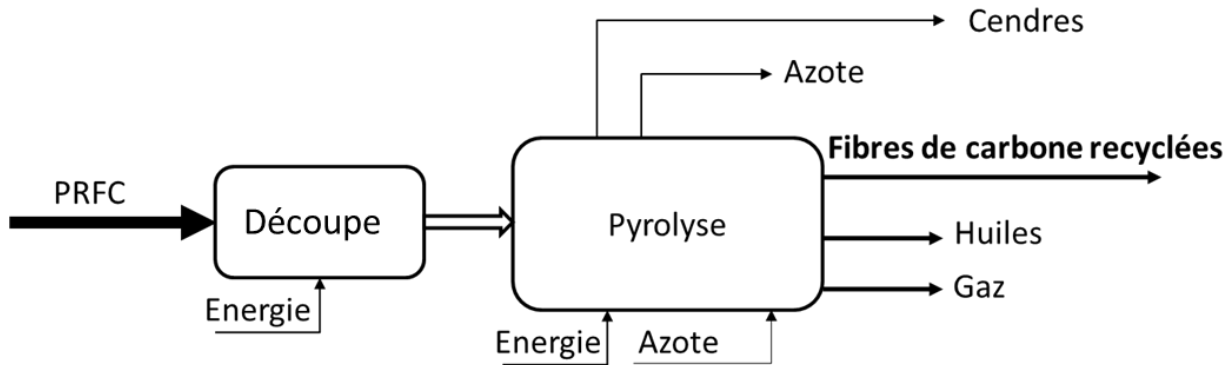


Figure 7 : Représentation schématique du processus de pyrolyse

Le groupe SGL Automotive Carbon Fibers (Wackersdorf, Germany) a par exemple étudié la remise en forme des fibres pour de nouvelles imprégnations avec des résines pour la fabrication de toits pour les automobiles BMW série « i » (Figure 8).



Figure 8 : Exemple de remise en forme de fibres de carbone recyclées par pyrolyse

De plus, un grand nombre d'études de faisabilité technique et d'évaluation des impacts environnementaux de ce procédé ont été réalisées (Torres *et al.*, 2000 ; Meyer *et al.*, 2009 ; Alston et Arnold, 2011 ; Pimenta et Pinho, 2011, 2014 ; Witik *et al.*, 2013 ; Za *et al.*, 2013 ; Rybicka *et al.*, 2014 ; Anh *et al.*, 2015).

- Vapo-thermolyse :

Ce procédé est similaire à celui de la pyrolyse, la différence réside dans l'ajout de vapeur d'eau surchauffée et sous pression ambiante au sein du réacteur (Jec Composites, 2015). Ce procédé permet de dégrader la résine polymérique en contrôlant l'atmosphère et produit des fibres recyclées ainsi qu'une phase gazeuse dont une partie peut être condensée et les fibres recyclées.

Ce procédé est utilisé pour le recyclage de pneu (Kalitko *et al.*, 2009), pour la récupération de fluides énergétiques ainsi que les charges de noir de carbone. Des groupes de recherche

commencent à communiquer sur l'application de ce principe adapté au recyclage de PRFC (YE, 2012 ; Wada *et al.*, 2016) mais conservent pour des raisons de confidentialité les paramètres liés au procédé (Jec Composites, 2015).

- Pyrolyse micro-onde :

Ce type de pyrolyse permet d'accélérer le traitement par augmentation de la vitesse de chauffage. Ce qui est permis par l'utilisation combinée du système de chauffage classique de la pyrolyse avec le système par micro-ondes et permet ainsi de répartir la chaleur de manière plus homogène par action de rayonnement des ondes.

De manière pratique, la chauffage permet d'augmenter la température jusqu'à 200°C (Park *et al.*, 2013) et d'appliquer aux composites des micro-ondes, qui sont des ondes électromagnétiques dans une plage de fréquences comprise entre 300 MHz et 300 GHz (Figure 9).

Emmerich et Kuppinger (2014) décrivent une expérience où un échantillon de composites PRFC est soumis à des ondes d'une fréquence de 915 MHz et d'une puissance de 600 W pendant 150 à 180 secondes. Il a cependant été observé que les fibres résultantes de ce procédé étaient fortement endommagées. La résistance à la traction a chuté de 76% et le module de Young d'environ 9% (Emmerich et Kuppinger, 2014).

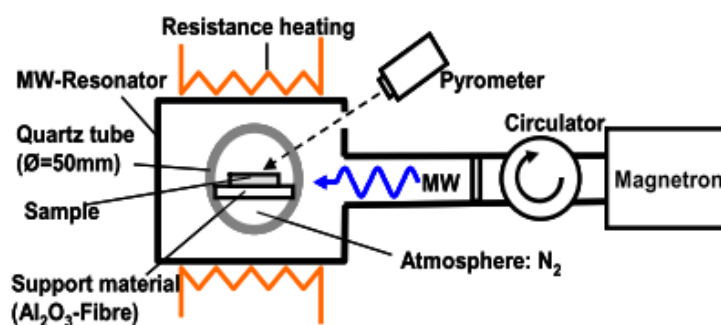


Figure 9: Représentation du principe de pyrolyse micro-onde (Park *et al.*, 2013)

c) Chimique

Le procédé de recyclage par solvolysse en fluide supercritique est actuellement en cours de développement. Ce procédé utilise un fluide porté à un état supercritique (haute température et pression) qui permet d'obtenir des propriétés physico-chimiques intermédiaires entre celle de l'état gazeux et liquide. Ce procédé propose différentes variations de système en ce qui concerne l'utilisation de fluide dans un état souscritique ou supercritique. Ce procédé permet également l'utilisation de différents types de solvant, ou seul ou en mélanges, ainsi que la possibilité d'ajouter différents produits catalytiques. Ce procédé est actuellement à l'étape de démonstration de faisabilité. C'est un procédé prometteur pour séparer (par dissolution) la matrice thermodurcissable des renforts carbone.

En premier lieu et par utilisation de la solvolysse en eau supercritique, les PRFC sont découpés et placés directement dans le réacteur. Ensuite, et avant de pénétrer dans le réacteur, l'eau est préchauffée puis la pression est augmentée jusqu'à atteindre une valeur

comprise entre 20 et 25 MPa et une température supérieure à 374 °C. C'est à ces conditions que l'eau devient supercritique. A partir de ce moment, l'eau peut décomposer la résine polymérique de manière efficace par rupture des liaisons chimique et physique. De plus, ce procédé évite la conversion ou l'émission de composés dangereux (Morin *et al.*, 2012). Ce procédé (Figure 10) conduit à la récupération de fibres de carbone semblables aux fibres vierges (Figure 40 C et D du Chapitre V) où la taille dépend uniquement de la dimension du réacteur. Les fibres recyclées présentent une réduction du module de Young de l'ordre de 8.5% (entre -2% à - 15%) et une perte de résistance à la traction de l'ordre de 1,15% (entre - 0,3 et -9%) (Pimenta et Pinho, 2011). Les composés résultant de la dégradation de la résine (Morin *et al.*, 2012) peuvent être récupérés afin d'être valorisés pour produire de nouveaux produits chimiques. La nature de ces composés dépend du type de solvant et des conditions utilisés.

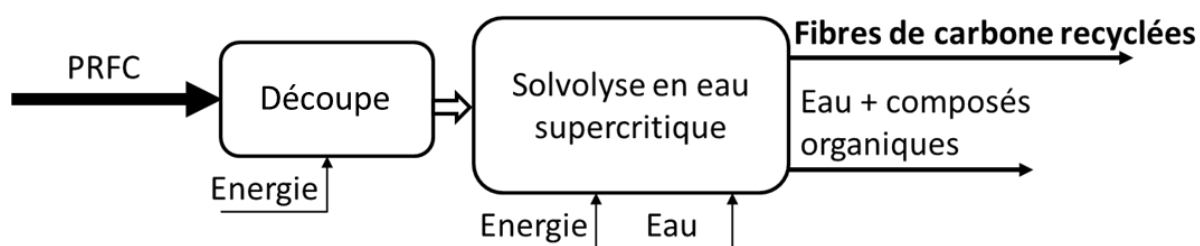


Figure 10: Représentation schématique de la solvolysse en eau supercritique

Différents groupes de recherche (Li *et al.*, 2012 ; Perry *et al.*, 2012 ; Crook, 2014 ; Prinçaud *et al.*, 2014 ; Keith *et al.*, 2016 ; Sokoli *et al.*, 2016) s'intéressent à l'utilisation de fluides souscritiques et supercritiques pour le recyclage des fibres de carbone (Henry *et al.*, 2016).

d) Fragmentation électrique

Ce procédé a été initialement développé pour extraire des minéraux rares contenus dans des roches. Les expériences issues de la littérature ont montré le potentiel de cette méthode à être appliquée au recyclage de fibres composites/matrices polymères (Roux *et al.*, 2013). Ce procédé est actuellement en cours de tests d'applicabilité en raison des propriétés diélectriques élevées entre les interfaces de la résine polymérique et les fibres de carbone.

La première étape consiste à placer l'échantillon de PRFC dans un récipient rempli d'eau purifiée afin d'éliminer les impuretés minérales pouvant interférer avec le milieu dans lequel la réaction a lieu. Ce réacteur est composé de deux électrodes. Une série d'impulsions électriques élevées sont appliquées. Ces impulsions induisent un arc électrique et une pression allant jusqu'à 104 MPa et 10000 °C sur un temps très court (Roux *et al.*, 2013) et génèrent des ondes de choc conduisant à la fragmentation du composite. Ainsi, la matrice et les fibres sont séparées et peuvent être récupérées (Figure 11). Le produit résultant est un mélange de fibres, de longueur variant entre celle initiale jusqu'à l'obtention d'une fine poudre de carbone. Selon les conditions expérimentales, on observe une quantité résiduelle de résine en fin du processus (Figure 40 A et B du Chapitre V).

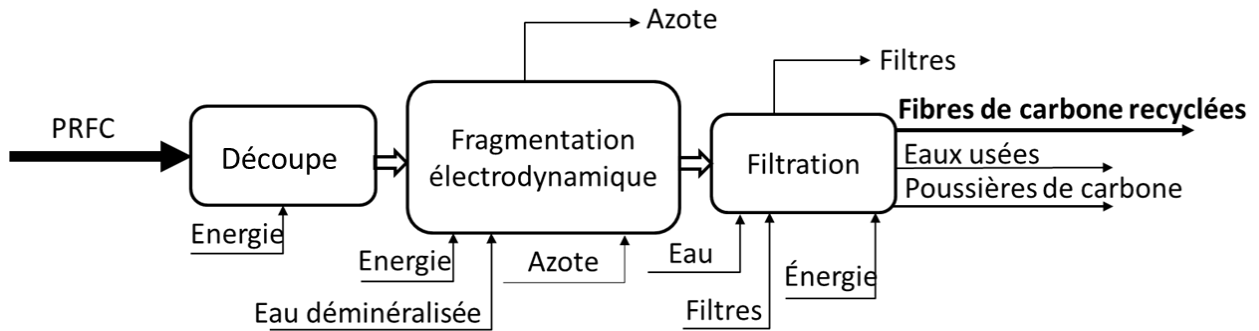


Figure 11 : Représentation schématique du processus de fragmentation électrodynamique

Ce procédé est encore peu étudié il est donc difficile d’avoir accès aux informations sur le sujet à partir de la littérature (Roux *et al.*, 2013 ; Oliveux *et al.*, 2015). Mais c’est un procédé qui est aussi appliqué à d’autres secteurs comme celui de la construction (Menard *et al.*, 2013; Pomberger *et al.*, 2016).

2. Gestion de fin de vie des PRFC : scénarios actuels du traitement des déchets

a) Incinération avec récupération d'énergie

L'incinération avec récupération d'énergie est considérée comme un scénario de fin de vie attrayant en comparaison à la mise en décharge. C'est également une option pertinente lorsque les déchets ne peuvent pas être recyclés (par exemple les composés organiques, les déchets de bois, etc.). Ce procédé est l'un des scénarios de fin de vie actuels de la gestion des déchets de PRFC (Figure 12). En effet l’incinération a suscité un intérêt pour la gestion de fin de vie des composites et particulièrement en cimenterie (Jacob, 2011) permettant ainsi de générer de la chaleur mais aussi de générer des cendres pour l’obtention du ciment.

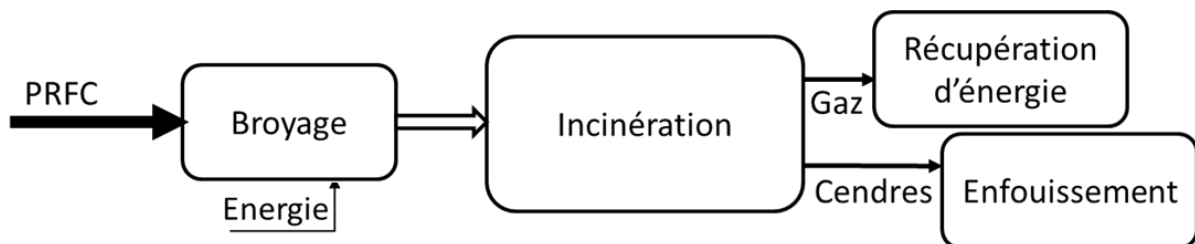


Figure 12 : Représentation schématique du processus d'incinération comme scénario de fin de vie

b) Enfouissement

Ce dernier scénario de fin de vie est considéré comme à éviter pour les matériaux conservant encore une valeur économique. En effet, dans ce scénario de fin de vie, toutes les substances, procédés et services cumulés qui ont été utilisés pour fabriquer ce produit seront perdus. Il faut aussi considérer les émissions potentielles de gaz provenant de la dégradation des matériaux ou de la pollution potentielle de l'eau, mais aussi de l'occupation et de la contamination des sols. Ce scénario de fin de vie est, avec l’incinération, un des deux principaux procédés de gestion des déchets de PRFC (Figure 13).

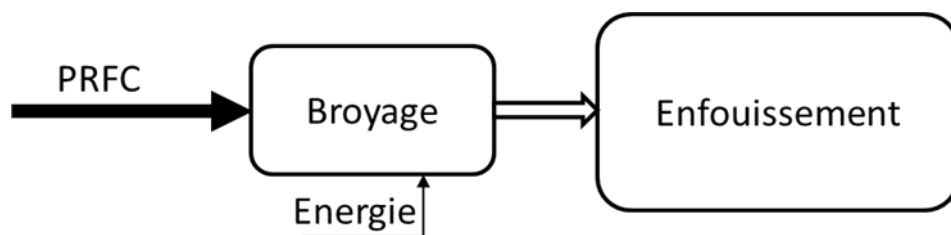


Figure 13 : Représentation schématique du scénario de mise en décharge

III. Méthodes d'évaluation de la durabilité et indicateurs associés

Différentes méthodes peuvent être utilisées pour évaluer la durabilité des différents procédés de recyclage et des filières associées. Nous proposons dans cette thèse d'étudier les trois piliers du développement durable comme défini par le rapport Brundtland datant de 1987. Ces piliers traitent des dimensions : économique, sociale et environnementale. L'état de l'art qui suit vise à décrire les méthodologies permettant de couvrir les dimensions sociales et environnementales.

1. Analyse de flux de matière

L'analyse des flux de matières (AFM) est une évaluation systémique des flux et des stocks de matériaux présents dans un système défini dans l'espace et dans le temps.

Basée sur les lois de Lavoisier de conservation de la matière, cette méthodologie rassemble tous les intrants et extrants spécifiques liés au système ou au processus étudié, en fonction des frontières de l'étude et de la période de temps considérée. Cet outil analytique peut être appliqué dans divers domaines de recherche comme l'environnement, l'économie ou la gestion des ressources et des déchets. L'AFM permet d'évaluer toute quantité de flux physiques, qu'il s'agisse d'une accumulation de matière ou une fuite des stocks ou encore de l'évaluation d'un flux de matière spécifique en circulation dans un système, permettant ainsi d'évaluer la quantité de ce produit dans la technosphère, possibilité rendant pertinente son utilisation pour le secteur du recyclage, fournissant des informations sur la quantité de matériaux disponible ainsi que la possibilité de réaliser des prévisions mais aussi d'évaluer le taux réel de recyclabilité d'un matériaux (Graedel *et al.*, 2004).

Par exemple, la figure 14 représente le cycle global anthropogénique d'acier inoxydable en 2005, évalué grâce à une AFM (Reck *et al.* 2010). Les flux verts représentent la production d'acier inoxydable, les flux orange représentent la phase d'utilisation et les flux bleus caractérisent la gestion de fin de vie.

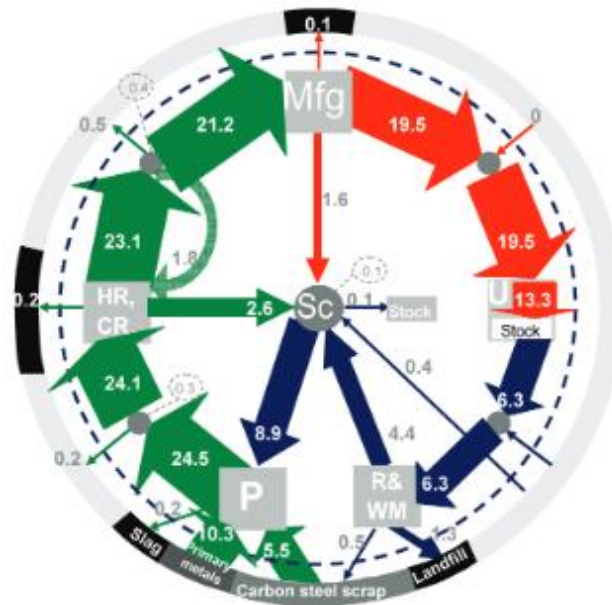


Figure 14 : représentation de l'analyse de flux de matière pour la quantification des flux d'acier inoxydable en 2005 (Reck et al., 2010)

L'évaluation de la circulation d'un produit ou d'une substance spécifique permet de connaître le stock potentiel d'un matériau dans la technosphère. Le « stock en cours d'utilisation » (« *in-use stock* ») est l'étape du cycle de vie du produit où celui-ci répond aux fonctions pour lesquelles il a été conçu, correspondant donc à sa phase d'utilisation. Cela signifie que, bien que cette ressource ait été consommée, elle est cependant indisponible pour le recyclage mais le sera dans le futur. Cette information est la raison même de l'utilisation de cette méthode, c'est-à-dire pour l'évaluation du potentiel de stock de fibres de carbone qui sera disponible au recyclage en fonction de la durée de vie du produit considéré.

Comme défini par Gerst et Graedel (2008), le terme « stock en cours d'utilisation » définit la matière dans tout produit utilisé dans un système donné pendant une période de temps définie. Le terme « anthropogénique » a également été utilisé par l'UNEP (2010). Cette étude est axée sur l'évaluation et la quantification des stocks de métaux dans la société quel que soit l'étape de leur cycle de vie, qu'ils soient extraits, transformés, mis en service, actuellement en service, mis au rebut ou dissipés au fil du temps. Ce concept a été développé dans le but d'apporter une méthode pour la transition de l'utilisation de ressources minières vers les ressources dites urbaines.

L'évaluation du potentiel d'extraction « durable » des ressources urbaines ou secondaires nécessite l'identification des quantités en présence, de leur localisation géographique et des perspectives temporelles. De plus, contrairement aux métaux, les fibres de carbone ne sont pas présentes en l'état dans la croûte terrestre ni obtenues à travers le temps par des phénomènes géologiques, mais sont fabriquées par l'homme à partir de ressources non renouvelables, basées sur un procédé chimique spécifique (Griffing et Overcash, 2010).

Un autre point à considérer est la quantité de produit située entre la phase d'utilisation et la phase de fin de vie. Cette quantité de produit peut être identifiée comme étant en

hibernation, car ne répondant pas à une fonction (par exemple les avions stockés dans l'attente de la réutilisation d'une pièce ou matière secondaire spécifique).

La méthodologie d'AFM permet donc d'évaluer les flux de PFRC du secteur aéronautique circulant dans la technosphère. L'utilisation de l'AFM permettra aussi d'avoir une dimension dynamique de la quantification des flux de matériaux en circulation (Bonnin, 2013). La quantité de PFRC qui devra être traitée à la fin de leur durée de vie effective sera ainsi évaluée. Cette évaluation sera entreprise par la prise en compte du taux de consommation de CFRP et de la demande prévisionnelle.

2. Analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie, ou ACV, est une méthode d'évaluation des impacts environnementaux liés à un procédé, un produit ou un service. Cette méthode est régie par des normes issues de l'organisation internationale de normalisation 14040-14044 (ISO 14044, 2006), définissant un cadre méthodologique composé de quatre étapes principales (Figure 15).

La première étape de l'ACV consiste à définir les objectifs et le champ de l'étude. Cette étape décrit le cadre dans le lequel l'étude est menée ainsi que les frontières du système considéré. L'unité fonctionnelle se doit d'être clairement exprimée et structurée de manière à montrer le but de l'étude et définir si une limite ou une quantité est à considérer qu'elle soit massique, métrique ou autre. Cette unité fonctionnelle est primordiale dans la réalisation d'une ACV, dans le sens où celle-ci décrit et définit clairement les éléments considérés dans l'évaluation. Elle précise également les caractéristiques ainsi que les performances de l'objet de l'étude et fournit donc une référence par rapport à laquelle les différents éléments de l'inventaire de cycle de vie (ICV) seront définis et normalisés afin d'assurer une base commune d'analyse des résultats.

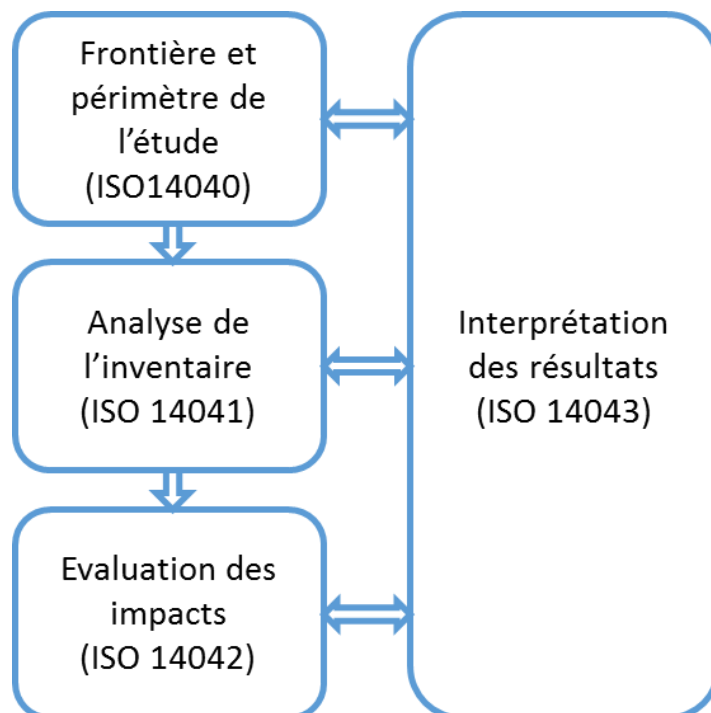


Figure 15 : Méthodologie générale de l'ACV (ISO 14044, 2006)

La seconde étape consiste à la création de l'inventaire basé sur l'unité fonctionnelle décrite précédemment. Cet inventaire permet de rassembler et regrouper toutes les données en entrées et en sorties du système (énergie, matières premières, tout type de flux et rejets dans l'environnement) à chaque étape du cycle de vie du produit. Les données d'inventaire peuvent être obtenues sur l'analyse directe ou sur site de l'objet de l'étude ou grâce à des bases de données d'ICV. Ces bases de données sont généralement payantes et regroupent un grand nombre de substances et procédés génériques. Ces informations d'inventaire sont par la suite intégrées ou directement puisées dans les logiciels de modélisation tels que SimaPro utilisant la base de données ecoinvent (Frischknecht *et al.*, 2005) ou Gabi utilisant la base de données PE International (PE International, 1992), permettant ainsi la modélisation et le calcul des impacts environnementaux.

La troisième phase concerne le calcul des impacts environnementaux. Les flux et données d'inventaire sont classés (classification) en fonction de la nature de leur effet sur l'environnement pour être ensuite traduits (caractérisation) sous une unité commune correspondant à différentes catégories d'indicateurs environnementaux. Le lien entre les résultats de l'inventaire et les impacts sur l'environnement peuvent être réalisé de deux façons. Premièrement, en développant une approche axée sur les problèmes directs dans laquelle les flux d'inventaire sont classés et caractérisés en thèmes environnementaux en fonction de leurs contributions envers ceux-ci (approche dite « *midpoint* »). Il existe différents thèmes environnementaux tel que le potentiel de réchauffement climatique causé par les gaz à effet de serre (ex : les émissions de CO₂), l'épuisement des ressources minérales fossiles (ex. le pétrole brut), mais aussi les impacts caractérisant la toxicité humaine et l'éco-toxicité causés par un large éventail de substances chimiques. La sélection des indicateurs et méthodes regroupant les catégories d'impact qui serviront à la caractérisation est primordiale. En effet, la classification des charges environnementales s'effectue dans les différents groupes d'impacts environnementaux par la caractérisation des impacts exprimés à travers une substance de référence pour chaque catégorie d'impacts environnementaux. Deuxièmement, ces résultats peuvent être exprimés en développant une chaîne de cause à effet en rassemblant les thèmes environnementaux évoqués précédemment et en les exprimant en tant que dommages sur trois aires de protection (AdP). Les trois AdP étudiées sont généralement la santé humaine, les ressources et la qualité des écosystèmes. Il s'agit d'une approche axée sur les dommages (approche dite « *endpoint* »). Plusieurs méthodes d'analyses environnementales sont mises à disposition des utilisateurs de ces logiciels, permettant ainsi de procéder à l'évaluation des impacts environnementaux. La sélection des indicateurs est donc une étape importante lors de la réalisation d'une ACV car il n'y a pas de processus prédéfini permettant le choix d'indicateurs spécifiques. En effet la plupart d'entre eux sont combinés pour former différentes méthodes d'évaluation environnementale qui se différencient sur plusieurs points, tels que le nombre d'indicateurs environnementaux utilisés, la prise en compte d'une quantité plus ou moins élevée de substances et par l'utilisation d'unité différente comme le montrent les méthodes CML (Heijungs *et al.*, 1992 ; Guinée *et al.*, 2002) et ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009a). Elles sont aussi différenciées par la prise en compte de la localisation géographique des paramètres considérés (Europe, Amérique de Nord, Japon, etc.).

Finalement la quatrième étape, est celle de l'interprétation des résultats. Il s'agit ici d'analyser les résultats obtenus par l'identification des impacts environnementaux critiques au système (Figure 1, Chapitre 1). L'interprétation permet ainsi d'identifier les étapes du cycle de vie générant le plus d'impacts.

3. Analyse du cycle de vie sociale

Le pilier social du développement durable permet de compléter l'équilibre de celui-ci lorsque ce pilier est mis en relation avec ceux consacrés à l'évaluation environnementale et économique. Ce pilier, considéré dans le contexte de la mise en place d'un nouveau secteur, est directement lié à l'évaluation de la quantité potentielle d'emplois générés.

L'analyse du cycle de vie sociale (ACV sociale) (Jørgensen et al., 2008b) est basée sur les mêmes principes que l'analyse du cycle de vie environnementale décrite précédemment, à savoir la création d'un inventaire et la caractérisation des informations récoltées dans celui-ci par des indicateurs de type *midpoint* ou *endpoint*. Cette méthode permet de caractériser l'influence d'une activité économique sur le bien être des Hommes.

Toutes les activités d'une entreprise ou d'autres organisations sont susceptibles de générer des impacts socioéconomiques négatifs ou positifs sur les différents groupes sociaux concernés (employés, collectivités locales, partenaires commerciaux, etc.). L'analyse de l'ACV sociale est un outil capable d'évaluer le comportement de ces organismes ou d'une filière. Par définition, l'ASCV est « une technique d'évaluation des impacts sociaux et socio-économiques (réels et potentiels) positifs et négatifs tout au long du cycle de vie des produits, incluant l'extraction et la transformation des matières premières, la fabrication, la distribution, l'utilisation et la réutilisation, la maintenance, le recyclage et la mise au rebut » (UNEP-SETAC, 2009).

Cette technique permet d'évaluer les répercussions sociales et socioéconomiques d'un produit à l'aide de données spécifiques et/ou génériques nécessaires à la représentation de ces perspectives sociale (Norris, 2006). Les données sont potentiellement collectées sur le site de l'étude ou via des logiciels possédant les informations relatives à l'objet de l'évaluation au sein de leurs bases de données. La différence entre cette méthodologie et d'autres couramment utilisées (ex : responsabilité sociale des entreprises-RSE) est justifiée par son périmètre d'étude. En effet, cette méthode couvre l'ensemble du cycle de vie d'un produit, depuis l'extraction de matières premières jusqu'à sa gestion de fin de vie.

Cette méthode fait l'objet de recommandations méthodologiques, de la part de l'UNEP (Programme des Nations Unies pour l'environnement) et de la SETAC (*Society of Environmental Toxicology et Chemistry*). Ces recommandations ont pour objectif d'établir un consensus quant à l'intégration des impacts sociaux dans le cadre conceptuel d'évaluation basé sur l'ACV, afin de progresser vers le développement de l'analyse du cycle de vie durable (ACV-Durable), par la prise en compte de ses trois piliers (Brundtland, 1987), environnemental, social et économique (Benoit-Norris et al., 2012).

Le principe de cette méthode est caractérisé par le cadre d'évaluation représenté dans la page suivante en figure 16.

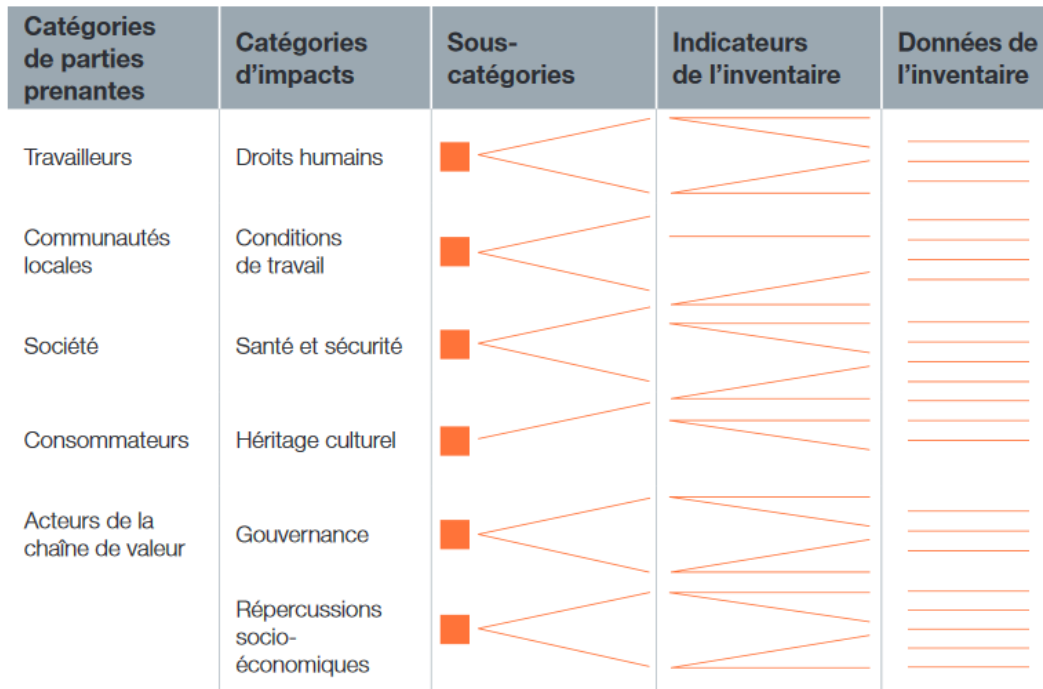


Figure 16 : Représentation des différents groupes de parties prenantes et catégories d'impacts inclus dans l'ACV sociale (UNEP-SETAC, 2009)

Sur la figure 16, la colonne « catégories de parties prenantes » correspond aux différents groupes sociaux concernés. Les « catégories d'impacts » définissent les différents groupements d'indicateurs résultant de l'agrégation des indicateurs de « sous-catégories » (basé sur les *endpoint* de l'ACV). Viennent ensuite les « sous-catégories » ou thèmes issus des questions sociales mesurables tels que le salaire. La catégorie « indicateurs de l'inventaire » regroupe les indicateurs qui expriment soit directement les données d'inventaires en indicateurs quantifiables dit quantitatif, soit des indicateurs suivant une liste de points spécifiques tel que la présence de certification (ceux-ci sont définis comme semi-quantitatifs) et des données dites qualitatives qui expriment une description telle que les conditions de travail. Finalement les « données d'inventaire » sont toutes les informations nécessaires aux catégories mentionnées précédemment. Ces données d'inventaire ont différentes origines : (i) les données « spécifiques » sont directement collectées sur le site de l'entreprise, (ii) les données dites « semi-spécifiques » sont les données publiques de l'entreprise disponibles et enfin (iii) les données génériques traduisent les informations à l'échelle d'un pays (ou d'une région) telles que le taux de chômage par secteur.

Bien que ces lignes directrices sont présentes dans le document de référence pour la réalisation d'ACV sociale (UNEP-SETAC, 2009), elles ne proposent pas de cadre méthodologique clairement établi ni de méthodologies prédéterminées de calcul des impacts sociaux composés, des équations nécessaire à leurs calculs, des données d'inventaire nécessaires à leur évaluation ni leurs facteurs de caractérisation. Cependant certaines organisations fournissent des recommandations quant à la démarche à suivre pour le bon déroulement d'une évaluation d'ACV sociale pour certains secteurs, et d'autres proposent des données génériques sous forme de bases de données (*Handbook for Product Social Impact Assessment 3.0 Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems*

(SAFA) ; *Social Hotspot Database* (SHDB) ; *Product Social Impact Life Cycle Assessment* (PSILCA) ; Prosuite)

Il existe deux approches principales pour l'évaluation du cycle de vie sociale. L'approche dite de cause à effet et l'approche par performance (Gyan Kumar *et al.*, 2015), elles se différencient sur plusieurs points.

L'approche par performance mesure le comportement d'une organisation en utilisant des conventions reconnues telles que l'organisation internationale du travail (OIT) et l'organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (Parent *et al.* 2010). Dans le cadre de l'ACV sociale par performance, plusieurs méthodes d'application sont disponibles pour mesurer les performances sociales. Celles-ci mettent en œuvre des indicateurs qualitatifs et quantitatifs (Gyan Kumar *et al.*, 2015) et sont décrites ci-dessous (Figure 17) :

- Méthode « *Checklist* » : évalue par validation ou rejet un impact par la seule constatation de la présence ou de l'absence d'un fait le caractérisant.
- Méthode par notation : utilise un système de score pour évaluer un impact. Cette technique permet d'attribuer un niveau d'impact à un indicateur. Plusieurs chercheurs ont développé leurs propres méthodes de notation en fonction de différents critères propres au sujet étudié.
- Méthode « *social hotspots database* » (SHDB) : utilise des données qualitatives et monétaires (tableur économique entrée-sortie) pour estimer le niveau de risque d'un produit dans un pays donné.

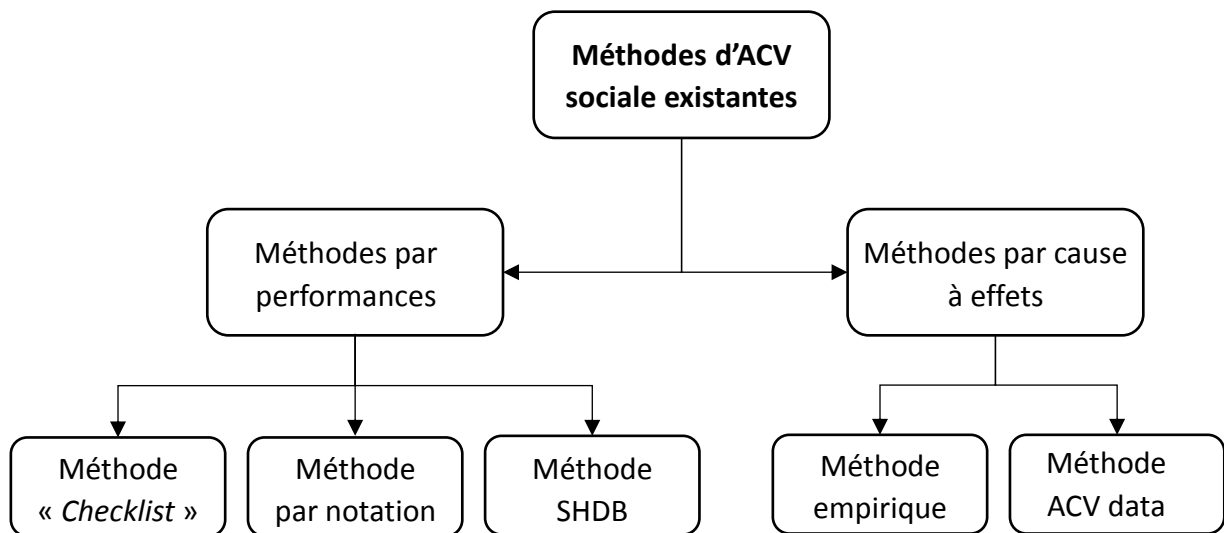


Figure 17 : Cadres méthodologiques d'évaluation d'impacts sociaux. Source : *Socializing' sustainability a critical review* (Gyan Kumar *et al.*, 2015)

L'approche de cause-à-effet cherche à identifier les conséquences sociales d'un changement dans le futur à partir d'un état actuel. Le champ d'étude de cette approche se situe à des échelles nationales ou internationales. La plupart des travaux sont basés sur des indicateurs quantitatifs. La problématique de cette approche est de déterminer une chaîne de causalité

et donc d'établir clairement les relations mathématiques sur des données représentatives qui serviront à évaluer des impacts sur le bien-être humain (Feschet et al., 2013).

- Méthode empirique : elle implique l'utilisation de formules empiriques basées sur des faits ou des règles déjà connues afin d'évaluer les impacts sociaux.
- Méthode basée sur les données d'inventaire du cycle de vie environnementale (Méthode ACV Data) : un inventaire du cycle de vie est construit ou utilisé à partir d'ACV pour estimer les impacts sociaux en utilisant un cadre méthodologique similaire à cette approche. Hunkeler (2006) a utilisé un inventaire de cycle de vie (ICV) pour comparer les impacts sociaux bénéfiques apportés par la fabrication de deux types de détergents.

La méthodologie SHDB décrite précédemment est une base de données payante, développée par *New Earth* (ONG américaine). Elle a été conçue pour soutenir les travaux dans les études d'ACV sociale. La SHDB couvre 113 pays, 57 secteurs économiques, 5 catégories d'impact sous divisée en 22 thématiques sociales (Figure 18). La base de données se concentre sur les risques liés à différents points particuliers ou « hotspots » tels que le droit du travail, la santé et la sécurité, les droits humains, la gouvernance et l'infrastructure communautaire. Au total, plus de 400 sources de données accessibles au public ont été examinées et plus de 200 incorporées à la base de données (Benoit-Norris et al., 2012).

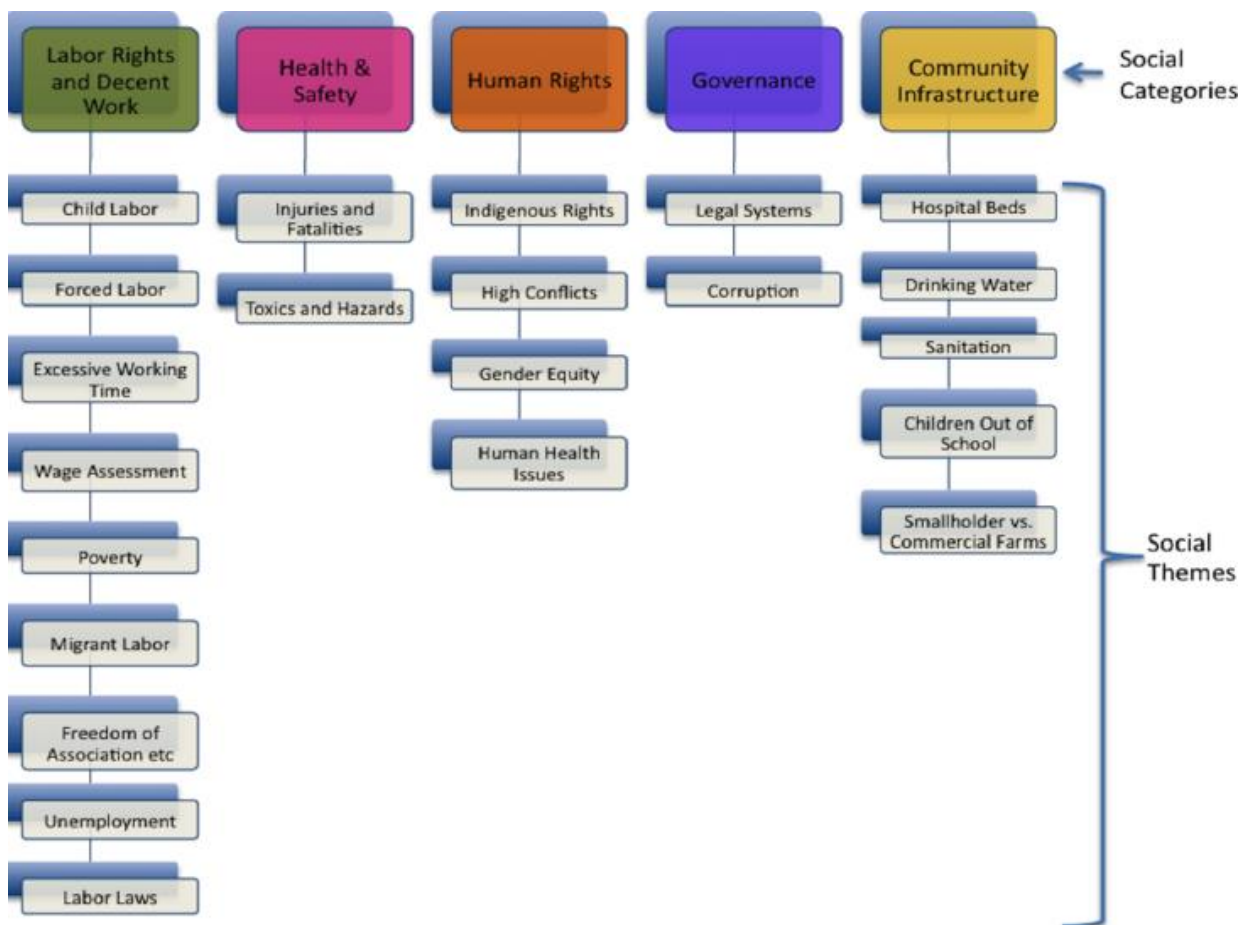


Figure 18: Catégories d'impact et sous-catégories de la SHDB, Source : New Earth

4. Criticité des matières premières

Cette méthode permet d'évaluer l'importance d'un matériau vis-à-vis d'une économie à différentes échelles. Cette méthode se concentre sur l'agrégation des risques économiques, environnementaux et sociaux de ressources spécifiques et permet d'évaluer les conséquences potentielles de ces risques (U.S. National Research Council, 2008). Cette méthode, développée par Graedel *et al.* (2012), comporte trois dimensions d'évaluation (Figure 19) dont les thématiques sont liées avec (i) le risque d'approvisionnement, (ii) la vulnérabilité vis-à-vis d'une restriction d'approvisionnement et (iii) la dimension environnementale.

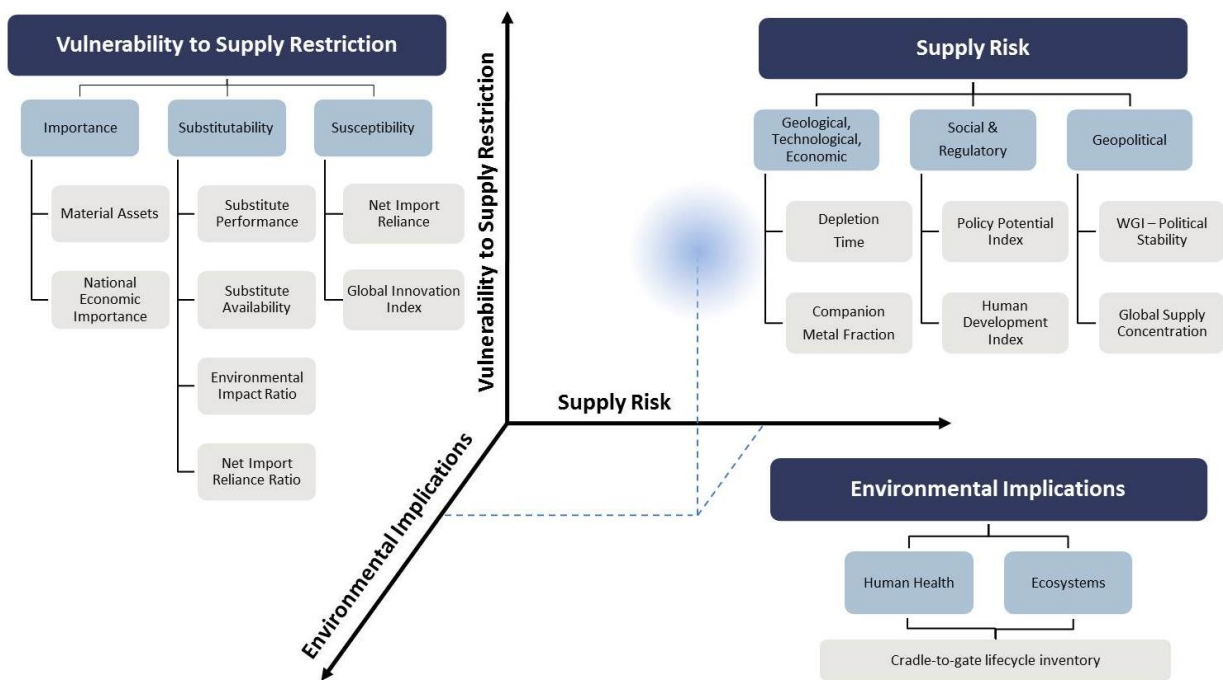


Figure 19 : Représentation de la méthodologie d'évaluation de la criticité des métaux (Graedel *et al.*, 2012)

- Risque d'approvisionnement :

L'une des trois dimensions caractérisant la criticité d'un matériau est le risque d'approvisionnement (SR). Le risque d'approvisionnement peut être évalué à moyen terme (entre 5 et 10 ans) mais aussi à plus long terme. Comme décrit dans la figure 19, le risque d'approvisionnement peut être défini vis-à-vis de trois dimensions : (i) géologique, technologique et économique (ii) sociale et réglementaire et (iii) géopolitique. La première dimension porte sur la disponibilité d'une ressource du point de vue géologique (liée à la quantité physiquement disponible) et d'un point de vue économique (lié à la viabilité économique et technologique de l'extraction). La deuxième dimension permet d'évaluer le risque lié aux réglementations ou aux pressions des communautés locales. La dimension géopolitique évalue le risque d'approvisionnement d'une ressource en considérant la stabilité des pays exportateurs et les interactions entre les pays qui échangent les matières

premières. En effet la stabilité d'un pays et sa gouvernance peuvent avoir des influences positives ou négatives sur la chaîne d'approvisionnement (ex. : une restriction via l'instauration de quotas d'exportation).

- Vulnérabilité vis-à-vis d'une restriction d'approvisionnement :

La vulnérabilité d'un système économique face à une potentielle restriction d'approvisionnements (VSR) est un indice qui informe sur la possibilité qu'une ressource spécifique soit restreinte. Au niveau global la VSR est calculée à partir de deux systèmes d'influence. Le premier est caractérisé par l'importance de cette ressource du point de vue global c'est-à-dire par la quantité de population utilisant cette ressources et ce aux différentes échelles décrites précédemment (Graedel et al., 2012). Le second système s'intéresse à la substituabilité de cette ressource, c'est-à-dire la disponibilité de produits de substitution.

- La dimension environnementale :

Les effets que peuvent avoir l'utilisation, l'extraction et la mise en œuvre des ressources sur les différentes composantes de la dimension environnementale, à savoir sur la santé humaine, les écosystèmes et la déplétion des ressources, sont des informations à prendre en compte lors de l'évaluation et de la différenciation des ressources. L'évaluation de l'impact environnemental s'effectue à partir de la méthode d'analyse de cycle de vie détaillée précédemment.

5. Tables entrées-sorties

Les tables entrées-sorties (TES) sont couramment utilisées dans les méthodologies d'évaluation des considérations sociales mais aussi environnementales. Elles permettent la modélisation des impacts à l'échelle d'un produit mais également au niveau d'un secteur économique.

Le principe des TES, développé par l'économiste Wassily Leontief, est basé sur la représentation des interconnexions et de l'interdépendance générale entre les différents secteurs d'une même économie à l'échelle nationale (Leontief, 1951). Ce modèle est aujourd'hui repris par les plus grandes agences statistiques des différents pays pour caractériser les différents flux monétaires au sein d'une économie. En France on peut citer l'INSEE (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques) (Figure 20).

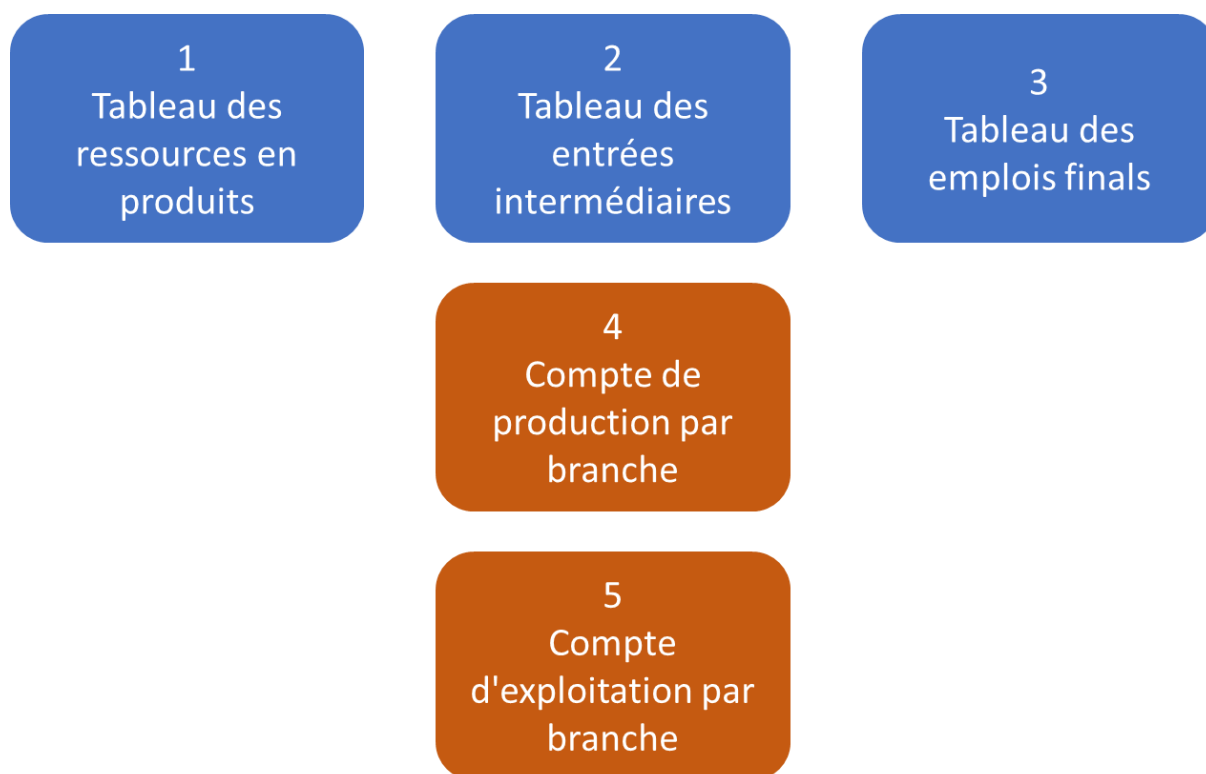


Figure 20 : Représentation de la composition des tables entrées-sorties fournies par l'INSEE

Les tables entrées-sorties rassemblent dans un même cadre, les comptes de biens et de services par produit et les comptes de production et d'exploitation par branche économique. Les comptes de biens et de services (cases 1, 2 et 3 de la Figure 20) donnent les équilibres entre ressources et emplois par produit. Les comptes de production et d'exploitation par branche (cases 4 et 5 de la Figure 20) permettent de mesurer la valeur ajoutée brute des branches et leur excédent brut d'exploitation ainsi que leur revenu mixte brut.

Les cinq cadres représentés sur la figure 20 permettent de caractériser des informations spécifiques, détaillées ci-dessous (INSEE, 2017).

- Le premier cadre décrit les ressources en produits en fonction de leur origine, que ce soit de la production intérieure ou des importations.
- Le second cadre détaille, par produit, les consommations intermédiaires des différentes branches.
- Le troisième cadre décrit les autres emplois de la production, c'est-à-dire les emplois finaux : les dépenses de consommation finale et de formation brute de capital fixe par secteur, les acquisitions amputées des cessions d'objets de valeur, les variations des stocks et les exportations. (Le terme « emplois » est ici défini par l'emploi de ressource et caractérise donc une action d'utilisation, à ne pas confondre avec le terme « emplois » utilisé dans cette thèse définissant une action de travail).
- Le quatrième cadre vient s'inscrire sous le tableau des entrées intermédiaires. On y trouve, pour chaque branche d'activité, les éléments du compte de production : la production, la somme des consommations intermédiaires et le solde correspondant, c'est-à-dire la valeur ajoutée brute au prix de base.

- Le cinquième cadre présente les éléments du compte d'exploitation par branche. En déduisant de la valeur ajoutée brute, la rémunération des salariés et les autres impôts sur la production, et en lui ajoutant les subventions d'exploitation, on fait apparaître l'excédent brut d'exploitation et le revenu mixte brut de chaque branche.

Dans le contexte de l'écologie industrielle, les tables entrées-sorties apportent une quantité importante d'informations ainsi que d'opportunités dans le cas d'une utilisation combinée avec d'autres méthodes utilisées dans ce domaine, tel que l'ACV ou l'AFM (Suh, 2009 ; Nielsen et Weidema, 2001). En effet, l'utilisation de tables entrées-sorties est pertinente à l'échelle méso et permet d'avoir une vue d'ensemble à l'échelle d'une économie ou d'un secteur industriel (Wiedmann *et al.*, 2009). De plus, ces tables ne sont pas seulement utilisées en couplage avec les méthodes précédemment citées. En effet, comme étudié par Bacon et Kojima (2011) et Jarvis *et al.* (2011), ces tables peuvent être aussi utilisées pour évaluer l'influence d'un changement dans l'économie sur l'emploi.

Il faut cependant prendre en compte que le modèle *input-output* pose l'hypothèse que chacune des 38 branches économiques utilisent un seul procédé pour produire un seul *output*. Les rendements d'échelle sont supposés constants et on a alors une fonction linéaire de production.

L'utilisation des TES permet donc d'apporter des informations importantes au cadre méthodologique de l'évaluation de la durabilité du cycle de vie ou LCSA (*Life Cycle Sustainability Assessment*) comme décrit dans le chapitre 1 (section 1.4.5).

IV. Conclusion

Nous avons pu observer la complexité de la nature des composites par la description de leurs différents constituants et de l'interaction due à cette combinaison de matériaux hétérogènes. Nous avons aussi pu montrer que le recyclage des fibres de carbone est possible d'un point de vue technologique, bien que les procédés de recyclage soient aujourd'hui en plein développement et que seule la pyrolyse est à ce jour testée à l'échelle industrielle. Aussi, il a été observé, concernant l'évaluation environnementale, que les procédés thermiques de recyclage étaient mieux représentés de par l'avance, en termes de développement, de la pyrolyse. Ensuite, la solvolysse en eau supercritique a été choisie pour représenter la catégorie du recyclage chimique, et la fragmentation pour l'évaluation du potentiel d'adaptation au recyclage de PRFC de cette nouvelle technique. De plus, les différentes méthodes permettant l'évaluation du potentiel et de la durabilité de la création de la filière du recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone ont été identifiées. Celles-ci sont l'analyse de flux de matière (AFM), l'analyse de cycle de vie (ACV), l'analyse de cycle de vie sociale (ACV sociale), la criticité et les tables entrées-sorties (TES).

La prochaine étape est donc, à partir des méthodes énoncées précédemment, de définir les indicateurs (ICPDD) les plus adaptés à la caractérisation des différents piliers du développement durable pour le secteur du recyclage des fibres de carbone.

Chapitre 3 : Identification et sélection des indicateurs pertinents

Comme énoncé à la fin du chapitre 2, après la description des méthodes adaptées au secteur du recyclage des fibres de carbone et permettant d'évaluer les différentes caractéristiques du développement durable, ce chapitre se consacre à l'identification des Indicateurs Clés de Performance au Développement Durable (ICPDD). Ces indicateurs permettent d'exprimer le potentiel des différents scénarios de fin de vie des PRFC, à s'inscrire dans une démarche de développement durable. Dans un premier temps, l'étude se concentrera sur une revue de la bibliographie sur les indicateurs actuellement utilisés pour caractériser le potentiel au développement durable de produits ou de procédés. Une fois les indicateurs identifiés, une sélection d'indicateurs sera présentée ainsi que les besoins en termes d'indicateurs complémentaires. Par la suite, l'accent sera mis sur le développement d'un indicateur de criticité permettant de quantifier la disponibilité à court terme des ressources en considérant l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement. De plus, une démarche similaire sera appliquée au pilier social du développement durable.

I. Revue de la bibliographie sur les indicateurs

Le développement durable tel qu'il est décrit dans le rapport de Brundtland (1987) et comme évoqué dans le chapitre 1, est défini comme étant basé sur trois piliers : environnemental, social et économique. Au sein de la section suivante, nous allons donc nous intéresser à la façon d'identifier les différents indicateurs utilisés dans la littérature dans le but d'évaluer un produit, un service ou un procédé et cela, d'un point de vue du développement durable.

1. Méthode

Cette section décrit la méthodologie de sélection des ICPDD ainsi que les méthodes d'évaluation associées pour le secteur du recyclage des fibres de carbone. L'objectif principal étant l'étude et l'identification des indicateurs de durabilité, la recherche de publications a été réalisée pour chaque pilier de la durabilité. En effet, à travers le concept de développement durable, il n'est pas évident d'identifier des publications couvrant ces trois piliers au sein d'une même étude. Par conséquent, un examen distinct a été effectué afin d'identifier les indicateurs les plus fréquemment utilisés pour chaque aspect pris individuellement.

L'évaluation de la durabilité requiert, en général, un ensemble d'indicateurs multidimensionnels permettant d'aborder à la fois les aspects environnementaux et socio-économiques (Avadí et Fréon, 2015). Derrière chaque évaluation, il existe des méthodologies complexes fondées sur des hypothèses différentes et sujettes à de fortes incertitudes. L'objectif ici est donc de réduire le nombre d'indicateurs en sélectionnant les plus pertinents et les plus compréhensibles (McCarvill *et al.*, 2003) ainsi que les méthodes d'évaluation associées et directement liées à la création d'un secteur de recyclage des fibres de carbone. Sur la base d'un examen approfondi des publications existantes, le travail qui suit fournit des

informations sur les outils scientifiques disponibles. Les parties prenantes de différents secteurs (aéronautique, automobile, éolien, sport et loisir, industries du recyclage, administrations locales et régionales, etc.) pourront alors intégrer l'aspect plus général du développement durable dans leurs processus décisionnels lors de la structuration du secteur du recyclage des matériaux composites. Suivant le cadre conceptuel proposé par Sonnemann *et al.* (2015), la méthodologie suivie par l'étude de la littérature en vue de la sélection d'indicateurs pour les aspects environnementaux et socio-économiques est présentée ci-dessous.

Le principe appelé DPSIR (« *Drivers, Pressure, State, Impacts, Responses* ») initialement développé par l'agence environnementale européenne (Kristensen, 2004) permet de définir une chaîne de causalité.

- « *Drivers* » définit un besoin de la population, que ce soit un besoin nutritionnel ou de transport par exemple.
- « *Pressure* » définit le résultat sur l'environnement induit par la réponse au besoin. Il peut être défini par une diminution des ressources ou l'augmentation de déchets ou de polluants dans l'atmosphère.
- « *State* » est utilisé pour définir la qualité de l'environnement après avoir pris en compte l'impact généré par le besoin précédemment exprimé. Cela se traduit par exemple par une diminution de la qualité de l'eau, des sols, ou de l'air comme constaté par l'augmentation de la concentration atmosphérique de CO₂ passant de plus de 300 ppm à 400 ppm (IPCC, 2014) (ppm : partie par million). Ce changement d'état de l'environnement générant donc un impact.
- « *Impacts* » détermine les effets de la diminution exprimés par le « *State* » sur des catégories regroupant par exemple la santé humaine, la dimension sociale ou économique.
- « *Responses* » caractérise les changements apportés par les décideurs pour pallier les impacts constatés au sein de la chaîne de causalité.

La nécessité du recyclage des fibres de carbone s'inscrit dans une démarche « *Response* » apportée par les décideurs pour réduire la pression exercée sur l'environnement. Nous nous sommes donc concentrés dans cette thèse à l'identification des indicateurs permettant de traduire cette pression exercée sur l'environnement et ce à travers différentes méthodes et indicateurs.

a) *Les aspects environnementaux*

Les aspects environnementaux de l'évaluation du développement durable de cette section traitent des impacts potentiels sur les aires de protection (AdP) relatives à la santé humaine et à la santé des écosystèmes. En effet, les impacts sur l'AdP « ressources naturelles » sont couverts par les aspects socio-économiques de ce chapitre.

Une revue de la littérature suivant un processus décrit dans la figure 21, est menée pour identifier et analyser les indicateurs les plus utilisés pour caractériser les impacts environnementaux potentiels. Le processus général d'analyse consiste à : 1) énoncer la

problématique principale et le but de l'étude, 2) rechercher la documentation adéquate en utilisant les moteurs de recherche scientifiques les plus courants, 3) extraire et analyser les données, 4) discuter des principaux résultats.

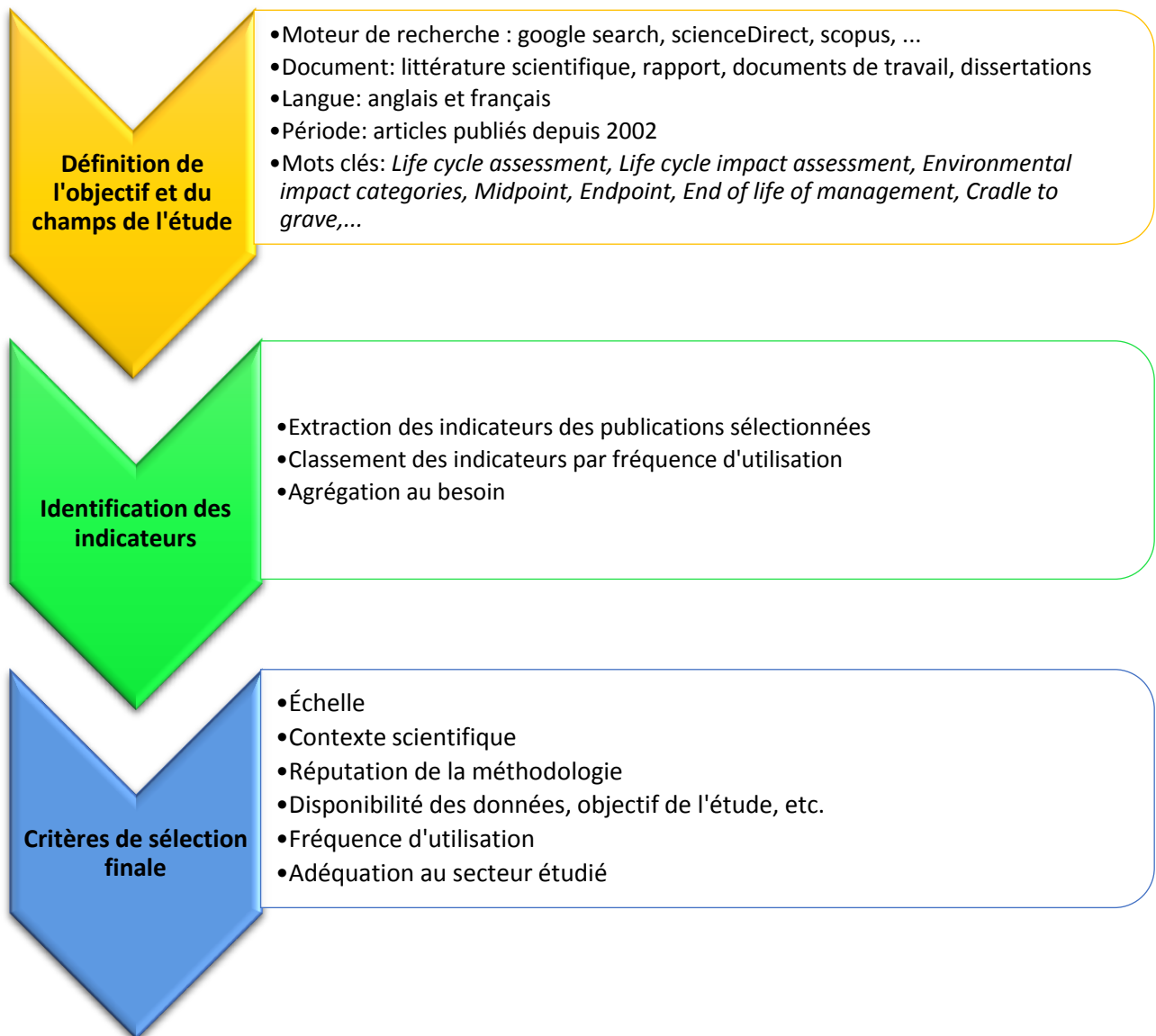


Figure 21 : Procédure de sélection des indicateurs

Le choix des sources littéraires et l'identification des indicateurs appliqués à l'évaluation des impacts environnementaux ont deux orientations. La première porte sur les publications qui couvrent le scénario de fin de vie dans l'évaluation de la performance environnementale d'un produit, sans tenir compte des secteurs d'où provient le produit. Ainsi, les déchets peuvent venir de diverses sources telles que l'automobile, le bâtiment ou bien la construction. Dans ces publications, différentes options de gestion de la fin de vie comme la mise en décharge, la réutilisation, le recyclage et l'incinération sont envisagées, comme par exemple, l'évaluation de l'influence de l'utilisation de matériaux recyclés (Pegoretti *et al.*, 2014) sur l'impact global du cycle de vie d'un produit (Schmidt *et al.*, 2004) ou pour effectuer une étude comparative entre différents scénarios de fin de vie (Feraldi *et al.*, 2013). Un large éventail de publications a été couvert afin de discerner une tendance de l'utilisation

d'indicateurs évaluant les impacts environnementaux considérant l'étape de fin de vie des produits. La deuxième orientation porte sur des publications évaluant des secteurs spécifiques tels que les composites, les énergies renouvelables, les matériaux biosourcés, le recyclage des métaux stratégiques et les biocarburants.

Ceci est réalisé afin d'identifier les indicateurs utilisés pour évaluer la variabilité du type d'impacts environnementaux par secteur.

L'intérêt de cette étape bibliographique est de permettre une représentation tendancielle des indicateurs les plus souvent utilisés en considérant une quantité de publications importantes ainsi qu'un large nombre de produits et de secteurs étudiés. Tous les indicateurs utilisés dans les publications sélectionnées sont extraits, hiérarchisés et finalement agrégés par catégorie d'impacts afin d'identifier les plus pertinents et correspondent à l'objectif de la revue bibliographique. En outre, afin de déterminer les méthodes permettant l'évaluation des indicateurs sélectionnés, les méthodes les plus pertinentes ont été identifiées d'un point de vue scientifique en considérant par exemple la quantité de substances analysées ainsi que la robustesse méthodologique. Finalement, ces résultats seront comparés aux recommandations de la Commission Européenne (Hauschild *et al.*, 2011) en section « III.b ».

b) Aspects socio-économiques

Les aspects socio-économiques de l'évaluation de la durabilité du recyclage des fibres de carbone peuvent être exprimés en évaluant les impacts directs dus à l'utilisation des ressources naturelles selon Sonnemann *et al.* (2015). La façon dont les préoccupations relatives aux ressources sont traitées dans l'ACV a été, ces dernières années, l'un des sujets de discussion les plus importants parmi les praticiens. En effet, différentes méthodes existent mais aucun consensus n'a été atteint à ce jour. La raison principale derrière ces discussions est que l'AdP « ressources naturelles » n'est pas clairement définie. Les ressources naturelles sont celles qui existent sans action humaine mais qui ont des valeurs fonctionnelles pour l'homme. Il s'agit notamment des ressources biotiques et abiotiques, des ressources terrestres et de l'eau. Les méthodes actuelles évaluent une possible pénurie à venir en raison de la consommation nécessaire au fonctionnement du modèle économique moderne. Une telle approche se concentre donc uniquement sur la façon de préserver les ressources naturelles du point de vue de leur existence physique, mais ne fournit pas de liens avec les impacts caractérisant le bien-être humain lié à leur disponibilité, par exemple l'influence induite par une accessibilité limitée de cette ressource en raison de conflits sociaux et d'autres facteurs géopolitiques.

Sonnemann *et al.* (2015) ont récemment proposé un cadre conceptuel qui donne une nouvelle perspective à la caractérisation de l'AdP des ressources naturelles en intégrant l'évaluation traditionnelle de l'ACV et la criticité des ressources dans le cadre de l'analyse de la durabilité du cycle de vie (ACV durable). L'évaluation de la criticité des ressources est le moyen d'évaluer les différents risques associés à l'utilisation des ressources naturelles et les conséquences de ces risques sur une économie donnée ou sur une entreprise (NRC 2008 ; EU 2010, 2014 ; Graedel *et al.*, 2012 ; Achzet et Helbig, 2013). Il existe différentes méthodes

qui évaluent la criticité des ressources. Erdmann et Graedel (2011) ont fait un examen détaillé et, plus récemment, Sonnemann *et al.* (2015) ont fourni un examen approfondi des méthodes existantes ainsi que la mise en place d'un lien avec l'analyse des impacts environnementaux. Dans la majorité des sources littéraires, l'évaluation de la criticité repose sur deux principes fondamentaux. Le premier est considéré comme l'évaluation du risque d'approvisionnement, le second étant la vulnérabilité aux restrictions de l'approvisionnement. Une ressource est considérée comme critique lorsqu'elle est soumise à un risque potentiel élevé, combiné à une économie vulnérable à des contraintes d'approvisionnement potentielles de cette ressource. Les contraintes géologiques, économiques, technologiques, sociales, réglementaires et géopolitiques sont parmi les principaux éléments de l'évaluation de la criticité du risque d'approvisionnement. La vulnérabilité, qui reflète l'importance d'une ressource pour une économie, est mesurée en évaluant la substituabilité, l'importance et la susceptibilité (Graedel *et al.*, 2012) comme défini dans la section « II.2 » de ce chapitre.

Considérant le cadre conceptuel proposé par Sonnemann *et al.* (2015), les préoccupations et l'influence induites par les ressources sur le secteur du recyclage des fibres de carbone peuvent être davantage considérées en tenant compte des aspects socio-économiques de la durabilité. Selon eux, les impacts directs de l'utilisation des ressources naturelles peuvent être couverts en évaluant : 1) l'abondance géologique de la ressource, qui est généralement appelée « potentiel de déplétion des ressources abiotiques », 2) le risque d'approvisionnement géopolitique, 3) le risque d'approvisionnement dû à d'autres facteurs sociaux et 4) l'importance économique. Le choix et le développement des indicateurs pertinents à utiliser dans le cadre de la criticité appliquée aux fibres de carbone seront détaillés dans le chapitre suivant.

Les publications étudiées dans cette revue bibliographique ont été considérées dans le but d'identifier des méthodes capables de caractériser ces préoccupations en fonction du type d'aspects intégrés dans le cadre de la criticité. Pour le risque géologique, différentes méthodes d'évaluation de l'épuisement des ressources dans le cadre de l'ACV ont été identifiées. Pour le risque d'approvisionnement lié au risque géopolitique, plusieurs publications ont été examinées et sélectionnées en fonction d'un objectif commun. Enfin, la vulnérabilité aux perturbations dans la chaîne d'approvisionnement est directement liée à l'importance d'une ressource pour une économie donnée et donc de la quantité consommée.

II. Choix et justifications des indicateurs sélectionnés

Cette section présente les principaux résultats en ce qui concerne la sélection des indicateurs, suivis d'une discussion pour chaque aspect du développement durable basée sur l'étude de la littérature dont les étapes sont décrites dans la section précédente de ce chapitre « I.1. ». La première partie de cette section présente les indicateurs environnementaux extraits de l'analyse du cycle de vie (ISO 14040-14044, 2006). Ici, le sujet des aspects environnementaux couverts portent sur les catégories d'impact liées aux AdP « santé humaine » et « écosystème » mais pas à celle des « ressources naturelles » discutée

séparément. La deuxième partie présente les aspects socio-économiques et discute de la nécessité d'inclure les indicateurs du point de vue des ressources dans la liste des ICPDD.

1. Indicateurs environnementaux

Au sein de l'inventaire du cycle de vie, les données sont présentes sous forme de flux d'énergie, de flux de matières ainsi que d'émissions vers l'environnement et sont agrégées et liées à des thèmes environnementaux spécifiques qui visent à exprimer des préoccupations particulières à différentes échelles d'exposition telles que le réchauffement climatique, l'extraction des ressources ou des répercussions sur la santé humaine couvrant différentes catégories d'impact telles que la toxicité humaine et les effets sur le système respiratoire dus aux particules. Il existe plusieurs méthodes pour évaluer un groupe de catégories d'impact environnemental, par exemple CML-IA (Guinée *et al.*, 2002) ou ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009). Différents thèmes environnementaux peuvent être agrégés et utilisés comme un seul indicateur, mais ils peuvent également être utilisés séparément comme indicateurs indépendants. Cependant, le choix est complexe parmi la diversité des indicateurs potentiellement pertinents pour la prise de décision appliquée au secteur du recyclage des fibres de carbone. Présentement, il y a un manque de méthodologies ou procédures pour la sélection des indicateurs parmi ces méthodes d'ACV. Par conséquent, il est nécessaire de définir et de mettre en place des critères pertinents pour permettre une telle identification. Ces critères sont directement liés au secteur même et à l'échelle des impacts (locaux, régionaux et mondiaux). Comme l'indique l'Agence Française de Normalisation (AFNOR, 2011), certains critères additionnels tels que la pertinence, la faisabilité, la cohérence, la robustesse et la fiabilité doivent également être pris en compte. Ces considérations sont importantes autant pour le public visé que pour les praticiens en ACV, car elles permettent de sélectionner des indicateurs pertinents en prenant également en compte la complémentarité entre indicateurs et en évitant les obstacles à la compréhension tels que la redondance et la prolifération d'indicateurs.

L'objectif de cette section étant d'identifier les indicateurs environnementaux les plus pertinents pour caractériser la mise en œuvre d'un secteur de recyclage des fibres de carbone, le résultat attendu est alors une liste de ces indicateurs. Cette possibilité a été décrite par l'AFNOR notamment sur les directives pour l'affichage environnemental des emballages (AFNOR, 2011), mais cette approche a également été utilisée dans certaines publications sur la sélection des indicateurs (Van Hoof *et al.*, 2013). Les objectifs de la directive de l'AFNOR sont d'identifier trois indicateurs environnementaux, dont l'empreinte carbone. Ainsi, il a été décidé d'exprimer les impacts environnementaux liés au secteur de la fabrication et du recyclage des fibres de carbone de la même manière. Ces trois indicateurs environnementaux seront ensuite combinés à des indicateurs issus des autres piliers du développement durable.

La figure 22 illustre la fréquence d'utilisation d'indicateurs environnementaux à partir de 118 publications sélectionnées et considérant la gestion de la fin de vie au sein de leur ACV.

Comme on peut le constater, il existe cinq indicateurs spécifiques possédant plus de 15% d'utilisation. Ceux-ci sont, le potentiel de réchauffement climatique, l'acidification, l'appauvrissement de la couche d'ozone, le potentiel d'acidification et la toxicité humaine. Le potentiel de réchauffement climatique exprimé en kg CO₂ équivalent est l'indicateur le plus souvent utilisé avec 40% d'utilisation, ce qui représente 47 utilisations au travers des 118 publications examinées.

Concernant la figure 22, il convient de mentionner que plusieurs indicateurs, ayant des unités différentes, visent à exprimer la même préoccupation : UES (surface d'écosystème non protégé) ; en espèce × année (extinction annuelle des espèces); en PDF × m² × an (fraction potentiellement disparue d'espèces par m² par an) et d'autres.

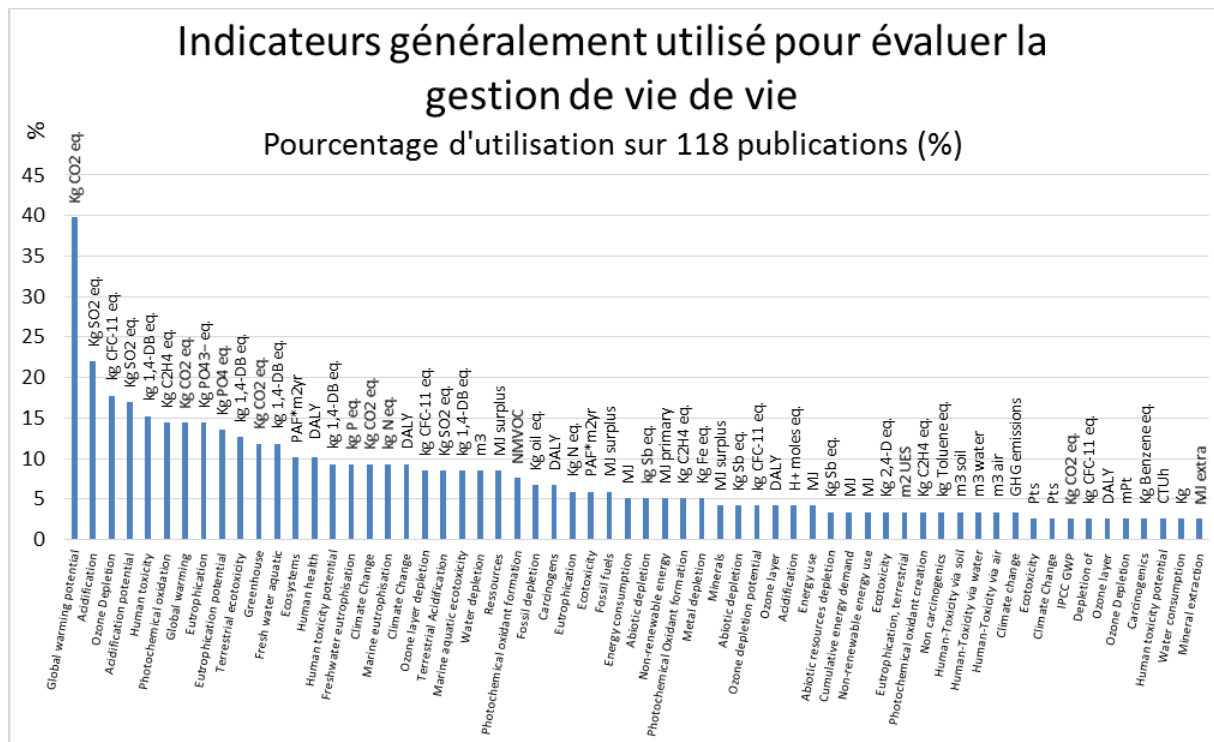


Figure 22 : Représentation des indicateurs environnementaux généralement utilisés pour évaluer l'impact environnemental considérant la gestion de fin de vie, rapportée aux 118 publications répertoriées dans la Table 1

La diversité et la présence répétée de certains indicateurs sont dues à l'utilisation des méthodes d'impacts ACV standard tels que ReCiPe ou CML-IA. En effet, celles-ci sont utilisées avec une liste fixe de divers indicateurs environnementaux et ceux-ci seront évalués quelle que soit l'information qu'ils apportent et la pertinence pour l'objectif et le champ d'application de l'étude.

Afin de mettre en évidence les principales préoccupations environnementales et de déterminer quels sont les thèmes les plus évalués, les indicateurs ont été agrégés selon leur objectif de caractérisation. Ceux-ci ont été répartis en huit catégories d'impacts environnementaux : le réchauffement climatique, l'acidification, l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'eutrophication (terrestre et aquatique), la toxicité humaine (toxicité, cancérogène, non-cancérogène), l'écotoxicité (marine, terrestre, eau douce) et l'épuisement

des ressources. Cela a été fait par exemple pour la catégorie « réchauffement climatique » en agrégeant les indicateurs suivants : potentiel de réchauffement climatique (éq. CO₂), changement climatique (éq. CO₂), changement climatique (DALY), gaz à effet de serre (éq. CO₂), IPCC GWP (éq. CO₂), réchauffement climatique (*score point*). Cette diversité de noms pour les indicateurs et leurs unités provient du type de méthode utilisée, du type de catégorie (*midpoint* et *endpoint*) mais aussi de l'appréciation de l'auteur.

La figure 23 illustre la hiérarchie des résultats après agrégation des indicateurs par thèmes environnementaux. Elle représente le pourcentage d'utilisations de chaque catégorie d'indicateurs par rapport à l'ensemble des indicateurs extraits des publications examinées dans l'étude de la bibliographie. Les résultats montrent que même après ajustement, la catégorie « réchauffement climatique » demeure l'une des principales préoccupations (2^{ème} place).

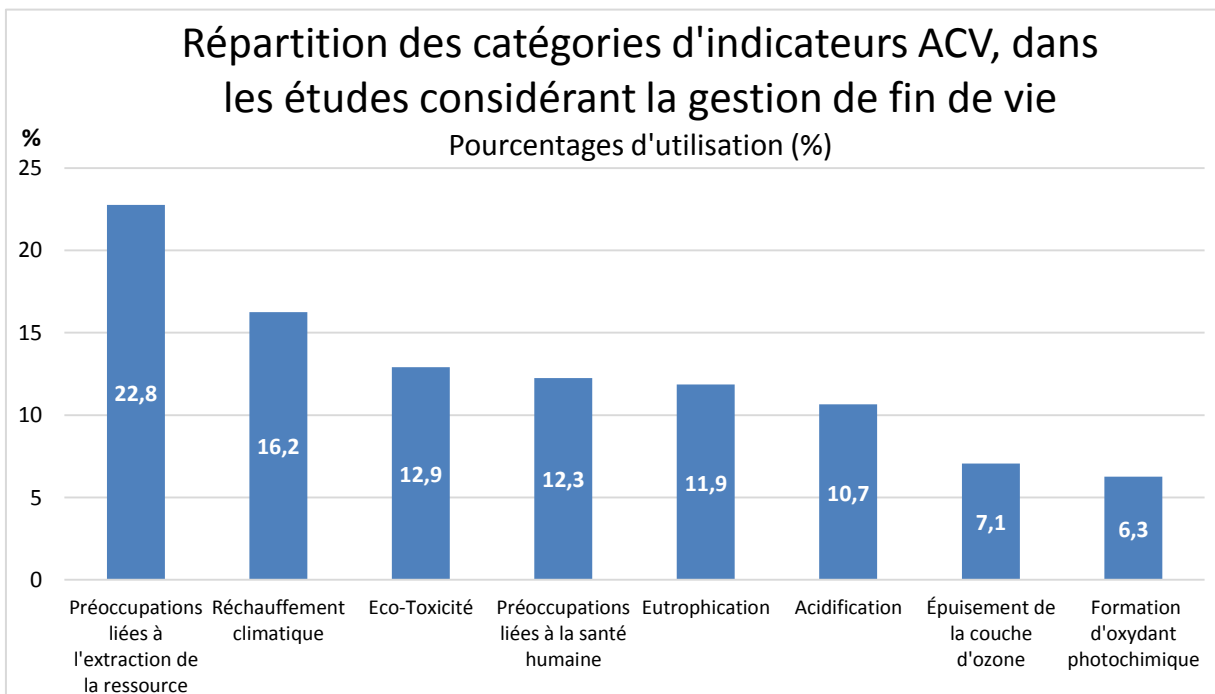


Figure 23 : Représentation de l'agrégation par catégorie, des indicateurs présentés sur la figure 22

Le réchauffement climatique semble être le seul indicateur d'impact qui soit présent dans toutes les publications examinées, tel qu'illustré dans la table 1.

La place prépondérante du réchauffement climatique est confirmée lors de l'examen par secteur des indicateurs (Table 2).

De plus, dans certaines études, cet indicateur a été utilisé à deux niveaux différents (*midpoint-endpoint*) mais de manière complémentaire, expliquant une présence supérieure en termes de nombre de publications (Table 2). Cette situation est la même pour les questions d'extraction des ressources, d'écotoxicité, de santé humaine, d'eutrophisation et d'acidification. Ceci est dû au nombre d'indicateurs évaluant une catégorie d'impact commune (caractérisant un phénomène à effet similaire sur la nature, mais séparé en plusieurs indicateurs) et mise en œuvre dans la même méthode. Par exemple, la méthode

ReCiPe évalue l'écotoxicité du point de vue terrestre, de l'eau douce et de la mer par le biais d'indicateurs séparés. Cette situation est bien représentée lorsque l'on considère le cas de la catégorie « écotoxicité » qui est fortement classée dans la figure 23 et la table 2, mais ayant une présence par publications ne dépassant pas 43%, soit représentant l'avant dernière catégorie d'indicateurs utilisés (Table 1).

Plusieurs indicateurs possédant différentes unités et facteurs de caractérisation peuvent être utilisés pour évaluer l'acidification, bien que généralement exprimée en kg d'équivalent de SO₂. C'est aussi un indicateur exprimant un phénomène bien connu et considéré par la plupart des méthodes ACV comme le montre la table 1, où il est classé comme le troisième indicateur le plus couramment utilisé par publication après les indicateurs évaluant le changement climatique et ceux spécifiques aux ressources. Bien que moins souvent utilisés, les indicateurs évaluant les impacts sur la santé humaine semblent, pour des raisons évidentes, primordiaux.

Comme on peut le voir dans la table 2, l'utilisation des indicateurs varie considérablement selon les secteurs évalués. Ces secteurs ont été identifiés et sélectionnés dans le cadre de l'examen bibliographique énuméré dans la table 1 afin de montrer une éventuelle variation dans les indicateurs utilisés par rapport au secteur des composites. Par exemple, la présence d'indicateurs relatifs à la considération des ressources dans la littérature spécifique aux composites, est deux fois plus importante que dans les secteurs des « énergies renouvelables » et des « matériaux bio-sourcés ». Ceci est observable dans la table 2, par la considération de l'écart-type exprimant la disparité d'utilisation de chaque catégorie d'indicateurs. Cela confirme que, bien qu'il n'existe pas de méthode ou de procédure systémique permettant la sélection des impacts environnementaux en lien avec les objectifs et le champ de l'étude concernée, les auteurs considèrent certains des aspects énoncés précédemment pour le choix des catégories d'impacts. De manière plus générale, on constate qu'il y a un manque de justification dans le choix des indicateurs, ce qui est dû au fait qu'il n'y a pas de norme ou de méthode globalement acceptée et assimilée, induisant le fait que la sélection des indicateurs environnementaux s'effectue principalement à l'appréciation de ou des auteurs.

Compte tenu du nombre limité d'indicateurs environnementaux qui peuvent être sélectionnés dans la liste des ICPDD dont l'objectif est de conserver une liste compréhensive, il est nécessaire de considérer, de manière globale, une quantité d'indicateurs de développement durable réduite et tenant compte de l'échelle de l'étude. En outre, cette liste vise, au travers du projet SEARRCH, à fournir des informations aux parties prenantes et décisionnaires. Par conséquent, il est important de choisir des indicateurs qui peuvent être facilement compris et communiqués par des personnes non spécialistes en ACV. Ainsi, l'utilisation d'indicateurs de réchauffement climatique semble être fortement recommandée. De plus, son utilisation est même considérée comme étant obligatoire par des organisations comme l'ADEME/AFNOR lors de la sélection des indicateurs recommandés pour la communication dans l'affichage environnemental (AFNOR, 2011). Par ailleurs, cette

catégorie d'impact est aussi représentative de la consommation d'énergie et des combustibles fossiles utilisés lors de la fabrication des fibres de carbone, et ainsi possède un fort potentiel pour exprimer les avantages qui pourraient être apportés par le recyclage des PRFC.

Chapitre 3 : Identification et sélection des indicateurs pertinents

References	RC	SH	AC	RE	EU	ECOz	FOPh	E-T
(Bigum et al., 2012; Brockmann et al., 2014; Chen et al., 2010; Choi et al., 2006; Ibbotson et Kara, 2014, 2013*; Kim et al., 2009; Mattila et al., 2010; Memon et al., 2007; Moberg et al., 2005; POMPIDOU et al., 2013; Schmidt et Watson, 2014; Shen et al., 2011, 2010; Suer et Andersson-Sköld, 2011*; Vasco et Fernandes, 2010; Wang et al., 2012)	X	X	X	X	X	X	X	X
(Alston et Arnold, 2011; Alvarenga et al., 2012; Chilton et al., 2010; Hong et al., 2014; Knoeri et al., 2013; Leceta et al., 2014; Rivela et al., 2004; Sanz Requena et al., 2011; Uihlein et al., 2008*; Upadhyayula et al., 2012; Xará et al., 2014; Xie et al., 2013)	X	X	X	X	X	X		X
(Grau et al., 2013; Lopes Silva et al., 2014; Manfredi et al., 2011; Sprecher et al., 2014)	X	X	X		X	X	X	X
(Kressirer et al., 2013)	X	X		X	X	X	X	X
(Chiavetta et al., 2011; Longo et al., 2013)	X	X	X	X	X	X	X	
(Dahlben et al., 2013; Rostkowski et al., 2012)	X	X	X		X	X		X
(Koroneos et Tsarouhis, 2012; La Rosa et al., 2014; Tabone et al., 2010)	X	X	X	X	X	X		
(Pegoretti et al., 2014)	X		X	X	X	X		X
(Aitken et al., 2014; Sanfilippo, 2013)	X	X	X		X	X	X	
(Birgisdóttir et al., 2007)	X	X	X		X		X	X
(Villanueva et Wenzel, 2007)	X		X	X	X		X	X
(Blengini, 2009)	X		X	X	X	X	X	
(Von Falkenstein et al., 2010)	X	X	X	X	X			X
(Blengini et al., 2012; Dodbiba et al., 2008; Gabrielle et al., 2014; Graf et al., 2013; Koskela et al., 2014; Magni, 2015)	X		X	X	X		X	
(Ardente et al., 2005; Mercante et al., 2012)	X		X		X	X	X	
(Melamu et Von Blottnitz, 2011; Nuss et Eckelman, 2014; Rocha et al., 2014; Zhang et al., 2014)	X	X	X	X	X			
(Puri et al., 2009)	X		X	X		X	X	
(Bolin et Smith, 2011)	X		X	X	X			X
(Hottle et al., 2013)	X	X	X		X	X		
(Nuss et al., 2013*)	X		X	X	X	X		
(Feraldi et al., 2013; Góralczyk, 2003; Kim et Dale, 2005; Parajuli et al., 2014; Pehnt, 2006; Vidal et al., 2009; Weiss et al., 2007; Yates et Barlow, 2013)	X		X	X	X			
(Funazaki et al., 2003; Rubin et al., 2014)	X		X	X		X		

Chapitre 3 : Identification et sélection des indicateurs pertinents

(Schmidt et al., 2004)	X		X	X			X	
(Amor et al., 2014; Andreola et al., 2007; Lacirignola et Blanc, 2013; Tharumarajah et Koltun, 2011; R. A. Witik et al., 2013a)	X	X		X				X
(Kreiger et al., 2014, 2013; Rigamonti et al., 2009)	X	X	X	X				
(Papong et al., 2014)	X	X	X		X			
(Tangsubkul et al., 2005)	X	X			X			X
(Pawelzik et al., 2013)	X		X		X			X
(Al-Salem et al., 2014)	X		X		X		X	
(Piemonte et al., 2013; Sakai et al., 2014)	X	X		X				
(Arena et al., 2004, 2003)	X		X	X				
(Ross et Evans, 2003)	X			X			X	
(Tan et Khoo, 2005)	X		X					X
(Peters et Rowley, 2009)	X	X						X
(Alvarado-Morales et al., 2013)	X		X		X			
(Hagman et al., 2013; Handler et al., 2014; Kikuchi et al., 2014; Koltun et Tharumarajah, 2014; Luk et al., 2013; Merrill et al., 2008; Mourad et al., 2008; Nakatani et al., 2010; Nishijima et al., 2012; Sills et al., 2013; Whitaker et al., 2013)	X			X				
(Stamp et al., 2013*)	X	X						
(Wilson et al., 2013)	X		X					
(Morris, 2005)	X	X	X		X			X
(Komly et al., 2012; Lazarevic et al., 2010; Liang et al., 2012)	X	X	X	X	X		X	X
(Duval et MacLean, 2007; Gaidajis et al., 2011*; Intini et Kühtz, 2011; Kauffman et al., 2011; Lazarevic et al., 2010; Nansai et al., 2012)	X							
Pourcentage total d'occurrences par catégories d'indicateurs et pour toutes les publications (%)	100	55	73	74	66	44	35	43

RC : Réchauffement climatique, SH : Préoccupations liées à la santé humaine, AC : Acidification, RE : Préoccupations liées à l'extraction de la ressource, EU : Eutrophication, ECOz : Épuisement de la couche d'ozone, FOPh : Formation d'oxydant photochimique, ET : Eco-Toxicité.

* Présence d'un indicateur à score unique

Table 1: Publications utilisées dans la revue bibliographique

Les conditions relatives à la santé humaine sont supportées par plusieurs indicateurs qui déterminent la quantité de substances auxquelles un être humain est exposé et qui induit des risques sanitaires. Les impacts toxicologiques sur l'être humain peuvent être évalués soit par une méthode unique appelée « toxicité humaine » dans le cas des méthodes ReCiPe et CML-IA, soit par séparation des risques liés aux substances cancérigènes et non-cancérigènes dans le cas des méthodes ILCD 2011 et Impact 2002+. D'autre part, ces conditions peuvent être évaluées par l'utilisation d'indicateurs de dommage de type *endpoint* qui regroupent l'ensemble des indicateurs de types *midpoint* ayant un impact sur la santé humaine, pour les agréger en un seul et même indicateur et cela après utilisation ou non de facteur de pondération. Ces indicateurs évaluent par exemple les effets des substances organiques et inorganiques sur le système respiratoire, la formation d'oxydants

	Composites	Matériaux bio-sourcés	Recyclage des métaux	Energies renouvelables	Bio carburants	Moy %	Ecart type
Nombre de publications :	10	8	8	11	12		
Total des indicateurs extraits	86	61	59	61	80		
Réchauffement climatique (RC)	10 12 %	11 18 %	9 15 %	11 18 %	14 18 %	16 %	3
Préoccupations liées à la santé humaine (SH)	8 9 %	9 15 %	9 15 %	9 15 %	8 10 %	13 %	3
Acidification (AC)	8 9 %	9 15 %	6 10 %	8 13 %	14 18 %	13 %	3
Déplétion des ressources (RE)	20 23 %	10 16 %	13 22 %	10 16 %	16 20 %	20 %	3
Eutrophication (EU)	12 14 %	9 15 %	10 17 %	11 18 %	10 13 %	15 %	2
Épuisement de la couche d'ozone (ECOz)	7 8 %	4 7 %	4 7 %	5 8 %	5 6 %	7 %	1
Formation d'oxydant photochimique (FOPh)	4 5 %	0 0 %	4 7 %	3 5 %	5 6 %	5 %	3
Eco-Toxicity (E-T)	17 20 %	9 15 %	4 7 %	4 7 %	8 10 %	12 %	6

Table 2 : Taux de présence des catégories d'indicateurs pour différents secteurs de matériaux et sources d'énergie

photochimiques dans l'atmosphère ou l'appauvrissement de la couche d'ozone. Cela déterminera l'effet global de l'ensemble de ces facteurs sur l'espérance de vie ou le bien-être humain.

Les indicateurs d'acidification sont également utilisés à plusieurs reprises dans la littérature examinée (troisième place, Table 1). Cet indicateur est généralement exprimé en kilogrammes de dioxyde de soufre équivalent (kg SO₂ eq), mais aussi en fraction potentiellement disparue d'espèces par mètre carré et par an (PDF × m² × an) ou en quantité d'espèces disparues par an (espèce × an) et cela, parmi d'autres unités potentielles de caractérisation de l'acidification. Considérant que les méthodes ACV existantes sont

généralement composées d'un seul indicateur évaluant cette catégorie d'impact, le pourcentage d'utilisation de cet indicateur est une bonne représentation de sa présence réelle.

Bien que les préoccupations relatives à l'extraction des ressources soient représentées en grande quantité et sous différents indicateurs dans la liste des impacts environnementaux utilisés (Figure 22), la question des ressources sera examinée en détail dans la prochaine section consacrée à l'évaluation des indicateurs spécifiques aux ressources. En comparaison des indicateurs caractérisant le potentiel d'acidification, l'épuisement des ressources peut être décomposé en plusieurs indicateurs tels que les métaux, les minéraux, l'eau et l'épuisement des combustibles fossiles comme cela peut être observé dans la méthode ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009). Les unités utilisées vont de l'évaluation du volume consommé d'une substance (eau, électricité, etc.) à l'évaluation de la croissance en pénurie de ressources en passant par la conversion de ces préoccupations en unités monétaires.

Cela signifie qu'au travers de ces observations, trois indicateurs environnementaux sont identifiés pour intégrer la liste des ICPDD : le potentiel de réchauffement climatique, la santé humaine et l'acidification. Une fois ces indicateurs environnementaux identifiés, l'étape suivante consiste à déterminer la méthode avec laquelle évaluer ces indicateurs. L'identification des méthodes permettant d'extraire ces indicateurs a été faite en examinant les différentes méthodes disponibles pour évaluer ces préoccupations environnementales spécifiques et en recherchant leur conformité aux recommandations de l'*international Reference Life Cycle Data System* » (ILCD).

Pour le potentiel de réchauffement climatique, nous avons observé que les indicateurs sont tous basés sur les recommandations du GIEC (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) ou IPCC (*International Panel on Climate Change*). Ces recommandations couvrent plusieurs types de gaz à effet de serre et fournissent, en fonction de la nature de ceux-ci, des facteurs de caractérisation différents. Cependant, certaines différences sont observées dans les méthodes ACV utilisées, ce qui est probablement dû à l'utilisation de différents rapports du GIEC dont les dates de publications et de mise à jour diffèrent. Par exemple, la méthode appelée IPCC évaluant uniquement les effets de serre basés sur les recommandations du GIEC pour le changement climatique avec une échelle de temps de 100 ans contenait 54 substances en 2001, puis 94 en 2007 et 204 en 2013. Cela implique que l'évaluation d'impact sur le cycle de vie basée sur des méthodes obsolètes, et donc avec une quantité de substances inférieure, pourrait résulter en l'obtention de résultats d'impact atténués. Par conséquent, une méthode basée et mise à jour avec les dernières recommandations de l'ILCD est recommandée et ce dans le but de réduire l'incertitude due au choix des méthodes.

Plusieurs indicateurs évaluent les problèmes relatifs à la santé humaine et dépendent de la méthode d'origine (IMPACT 2002+, CML-IA, EDIP, ReCiPe, ILCD, ...). Parmi ces méthodes, certaines d'entre elles interagissent avec la méthode CML-IA, connue pour être la base de nombreuses méthodes plus récentes (ILCD, 2010). A l'inverse, la méthode IMPACT 2002+

utilise sa propre méthodologie pour évaluer la toxicité humaine et les écosystèmes, tandis que d'autres indicateurs intégrés dans cette méthode sont basés sur la CML-IA et Eco-indicator 99 (Jolliet *et al.*, 2003). La création de la méthode ReCiPe est basée sur l'éco-indicateur 99 et CML-IA 2002, ce qui a permis d'actualiser ces méthodes et de proposer à la fois les catégories d'impacts, *midpoint* et *endpoint* (Goedkoop *et al.*, 2009). Depuis deux récentes mises à jour réalisées en novembre 2009 et septembre 2010, la méthode CML-IA (Guinée *et al.*, 2002) étudie de nouveaux facteurs de caractérisation et de normalisation pour les indicateurs de toxicité humaine basés sur le modèle USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008) pour l'évaluation de la toxicité humaine cancérogène et non-cancérogène, ainsi que pour l'écotoxicité. Le modèle USEtox est également inclus dans les recommandations de l'ILCD du Centre Commun de Recherche (CCR, ou « *Joint Research Centre* » en anglais) (Seppälä *et al.*, 2006). Cette méthode présente une description complète basée sur la modélisation du sort, de l'exposition, des impacts chimiques et éventuellement de leur dommage (*endpoint*). Ce dernier point est rendu possible en considérant les facteurs de caractérisation spécifiques de Huijbregts *et al.* (2005) et en utilisant l'unité « espérance de vie corrigée de l'incapacité » (EVCI ou « *DALY, Disability Adjusted Life Year* » en anglais) pour le cancer et les maladies autres que cancérogènes. Ainsi, cette méthodologie se distingue des autres et sera choisie pour évaluer les préoccupations liées à la santé humaine, en mettant l'accent sur la toxicité. Néanmoins, il faut souligner qu'il existe différentes catégories de robustesse au sein de la méthode USEtox. Ces catégories sont distinguées respectivement sous les noms de facteurs de caractérisation provisoires et recommandés. Cette distinction est liée à la difficulté de traiter du sort et de l'exposition humaine de toutes les substances chimiques organiques ou minérales. Toutefois, si l'ensemble de ces substances n'est pas pris en compte, les résultats de l'évaluation des impacts seront artificiellement réduits.

En ce qui concerne les indicateurs d'acidification, au contraire des indicateurs cités ci-dessus, le dommage pourrait être évalué à l'aide de la méthode ReCiPe (Goedkoop *et al.*, 2009), mais à ce niveau, l'indicateur d'acidification n'est pas suffisamment mature pour être recommandé. Du point de vue du *midpoint*, comme souligné par le rapport de l'ILCD sur les recommandations des méthodes ACV (European Commission, 2011), trois méthodes se distinguent : CML-IA, ReCiPe et « *accumulated exceedance* » (AE). Dans ce rapport basé sur la comparaison des impacts, l'indicateur d'acidification extrait de CML-IA a un score légèrement supérieur à celui extrait de ReCiPe. Sachant que celui-ci étant plus à jour considéré comme une base de développement pour la prochaine génération d'indicateurs d'acidification, en fonction du futur développement de facteurs de caractérisation. L'indicateur *Accumulated Exceedance* (AE) (Seppälä *et al.*, 2006) a été mise en évidence comme étant la méthode recommandée pour l'évaluation au niveau *midpoint*. AE et CML-IA caractérisent tous les deux un changement dans le dépassement d'une charge d'agent acidifiant critique pour les pays européens avec des facteurs de caractérisation spécifiques. La différence est que l'AE est une méthode proposant un modèle de caractérisation plus récent et mis à jour et évaluant une augmentation de la part d'écosystème terrestre exposé

à une quantité supérieure à la charge critique d'exposition à l'azote (Seppälä *et al.*, 2006). Tandis que CML-IA (Huijbregts, 1999) est basée sur l'expression d'un changement marginal exprimé à l'aide d'un indice de risque (HI, Hazard index), caractérisant la charge réelle par rapport à une charge critique d'exposition (Renouf *et al.*, 2015). Par conséquent, comme pour les indicateurs précédemment sélectionnés, nous avons suivi les recommandations de l'ILCD et avons choisi l'indicateur de « *accumulated exceedance* » pour évaluer le potentiel d'acidification à ajouter dans la liste de l'ICPDD.

2. Indicateurs d'impact des ressources pour les aspects socio-économiques

Les indicateurs relatifs au pilier environnemental du développement durable ayant été identifiés, il convient maintenant de s'intéresser aux piliers complémentaires, à savoir les dimensions économique et sociale. Pour ce faire, et conformément au cadre conceptuel proposé par Sonnemann *et al.* (2015) permettant l'intégration de ces thématiques dans le cadre de la criticité, les indicateurs de ressources pour le secteur du recyclage des fibres de carbone ont été classés en trois volets :

- a) Disponibilité géologique, économique et technologique (risque d'approvisionnement géologique),
- b) Disponibilité géopolitique (risque d'approvisionnement géopolitique),
- c) Importance (vulnérabilité au risque d'approvisionnement).

Ces volets sont présentés comme suit.

a) *Risque d'approvisionnement géologique*

En ACV, les impacts liés à l'utilisation directe des ressources sont potentiellement évalués à l'aide de plusieurs méthodes disponibles, mais ils sont généralement basés sur la quantification de leur disponibilité physique et sur l'évaluation de l'épuisement de ces ressources abiotiques (ou biotiques). Ces indicateurs se concentrent principalement à exprimer la future disponibilité et la demande de ces ressources dans une perspective à long terme. Comme le montre la figure 23, les préoccupations en matière de ressources représentent la catégorie d'impact la plus utilisée parmi tous les indicateurs utilisés mais en considérant tous types de ressources comme les matières premières, l'eau et l'épuisement des ressources énergétiques. La présence dominante de cette catégorie d'indicateurs est illustrée dans les différents secteurs étudiés et plus spécifiquement dans la catégorie « composites » avec 23% d'utilisations sur l'ensemble des indicateurs évalués (Table 2).

L'épuisement des ressources est principalement axé sur les métaux, les minéraux et les combustibles d'origine fossile. La différence entre la liste d'indicateurs (figure 22) et la catégorie (figure 23) provient des indicateurs multiples utilisés pour évaluer ce sujet. Comme expliqué dans les recommandations de l'ILCD (JRC *European commission*, 2011), la catégorie caractérisant l'épuisement des ressources regroupe quatre types d'indicateurs différents, ce qui explique la multiplicité et le taux élevé d'indicateurs liés à cette catégorie. En effet, 60% de ces indicateurs sont utilisés pour caractériser les matières premières et les substances,

33% pour les énergies non renouvelables et 7% pour les indicateurs de type *endpoint* qui tiennent compte des deux paramètres précédents. Ces indicateurs sont exprimés en unités différentes et caractérisés en unité monétaire, en énergie ou en matière première équivalente (ex : \$, kWh, pétrole ou kg Sb eq.). En ce qui concerne l'aspect méthodologique des indicateurs de ressources, les méthodes étudiées dans ce document peuvent être classées en trois catégories basées, premièrement sur la consommation d'exergie et la production d'entropie, puis les méthodes fondées sur le rapport entre l'utilisation et le stock (EDIP et CML) (Guinée *et al.*, 2002 ; Guinée et Heijungs, 1995) et finalement les méthodes basées sur les conséquences de l'extraction actuelle (ReCiPe) (Goedkoop *et al.*, 2009). La première n'exprime pas un épuisement de ressources et ne considère donc pas la quantité restante de matière sur Terre, mais se concentre uniquement sur une propriété spécifique d'une ressource exprimée en quantité d'énergie « utilisable », appelée exergie. Ce concept est principalement basé sur les propriétés inhérentes aux ressources. La deuxième catégorie évalue la rareté des ressources et la troisième représente les indicateurs de type *endpoint*, caractérisant les dommages causés par l'épuisement de ressource (JRC *European commission*, 2011). Parmi ces trois catégories, la catégorie la plus pertinente est la seconde qui évalue l'épuisement des ressources physiques. Ainsi, conformément aux recommandations d'un récent séminaire organisé par « Euromines » (Drielsma *et al.*, 2016), l'indicateur « Appauvrissement des ressources abiotiques – ADP » basé sur les réserves ultimes et provenant de la méthode CML-IA a été sélectionné.

b) *Risque d'approvisionnement géopolitique*

Les implications géopolitiques sur les préoccupations relatives aux ressources naturelles, offrant une perspective d'évaluation de la disponibilité des ressources à court terme, n'ont, à ce jour, pas été prises en compte dans les méthodes d'ACV. Ce n'est que récemment que quelques tentatives ont été faites pour évaluer les contributions géopolitiques sur la disponibilité des ressources en plus de la considération habituelle de l'abondance géologique des ressources (Emanuelsson *et al.*, 2013 ; Schneider *et al.*, 2013 ; Dewulf *et al.*, 2015 ; Gemechu *et al.*, 2015 a et b ; Mancini *et al.*, 2015 ; Sonnemann *et al.*, 2015). Suivant le cadre conceptuel développé par Sonnemann *et al.* (2015), Gemechu *et al.* (2015a) ont élaboré en complément de l'évaluation de l'impact environnemental, une méthode permettant d'évaluer l'influence du risque géopolitique sur l'approvisionnement des ressources à court terme. La méthode a été appliquée à une étude de cas réalisant une évaluation d'une voiture électrique pour montrer l'importance de la dimension géopolitique en complément des catégories traditionnelles d'impacts ACV et ce dans le but d'adresser au mieux les impacts liés à l'aire de protection « ressources naturelles » (Gemechu *et al.*, 2015a ; Gemechu *et al.*, 2015b). La disponibilité géopolitique est évaluée en fonction de la stabilité du pays et de la concentration du marché. Alors que la stabilité de gouvernance est calculée à partir du « *Worldwide Governance Indicator* » (WGI) appliqué au pays d'approvisionnement et qui exprime le risque moyen d'une éventuelle pénurie d'approvisionnement. Aussi, la concentration du marché indique la capacité d'un marché à

restructurer les flux commerciaux afin de compenser la diminution ou l'interruption de l'approvisionnement provenant de pays faisant preuve d'instabilité. La concentration de production globale est calculée à partir de l'indice de Herfindahl-Hirschman (IHH). Une description détaillée de la méthode (Equation 1) est donnée dans Helbig *et al.*, (2016) et Gemechu *et al.*, (2015).

$$RGPA_{Ac} = \sum_i \frac{p_{Ai}^2}{P_A^2} \times \sum_i g_i \frac{f_{Aic}}{p_{Ac} + F_{Ac}}$$

Equation 1 Risque d'approvisionnement géopolitique selon Helbig *et al.*, (2016)

Avec « **RGPA_{Ac}** » : facteur de risque d'approvisionnement géopolitique de l'utilisation d'une marchandise A (qui est produite dans les pays i) dans le pays c

« **P_{Ai}** » : production de la marchandise A dans le pays i

« **P_A = ΣP_{Ai}** » : production globale du produit

« **g_i** » : score de stabilité politique du pays i, recalculé à partir de son score WGI-PV

« **f_{Aic}** » : tonnage importé du pays i au pays c

« **F_{Ac} = Σ f_{Aic}** » : somme de tous les imports en tonnes au pays c

Un accès fiable aux approvisionnements en combustibles fossiles est une question politique et stratégique globale, surtout lorsque les grands pays d'approvisionnement sont politiquement instables. Par conséquent, la même approche utilisée pour les ressources minérales (Equation 1) peut être appliquée pour déterminer le risque d'approvisionnement des combustibles fossiles en raison des aspects géopolitiques. De plus, la présente étude considère les potentielles implications géopolitiques pour les entreprises et autres parties prenantes impliquées dans la chaîne d'approvisionnement de la production de fibres de carbone. Cette chaîne d'approvisionnement débute par l'extraction du pétrole brut, permettant l'obtention du propène (également appelé propylène), puis de l'acrylonitrile (AN) et enfin le précurseur de polyacrylonitrile (PAN). La fibre de carbone n'est pas, en tant que telle, répertoriée comme une « ressource critique » étant donné que la plupart des études de criticité se concentrent sur les ressources non fossiles, principalement les métaux. Cependant, la fibre de carbone est un matériau d'une importance stratégique qui, par une augmentation de la demande, nécessite une sécurisation de l'approvisionnement. En effet, le département américain de la défense a identifié la fibre de carbone comme un matériaux stratégique et critique pour lequel l'offre est insuffisante pour répondre à la demande du secteur de la défense (*US Department of Defense*, 2013). Mais c'est le cas aussi de la France comme le montre le rapport d'une commission présidé par le sénateur Jacques Blanc (2011), rapport commissionnaire ayant identifié la France et plus largement l'Europe comme étant dépendante du savoir-faire japonais principalement, mais aussi américain, pour l'obtention des fibres de carbone. La préoccupation géopolitique sur l'approvisionnement en fibres de carbone est principalement due à la concentration de la technologie dans la chaîne de valeur : seul un petit nombre d'industries chimiques dans le monde ont la technologie nécessaire pour produire des précurseurs de haute qualité. Contrairement à la plupart des métaux

critiques primaires, qui semblent avoir des restrictions d'approvisionnement inhérentes au stade minier de la disponibilité des ressources, les fibres de carbones ont des concentrations de marchés géopolitiquement stables pour le stade primaire (correspondant à l'extraction de pétrole) (Habib *et al.*, 2016), le goulot d'étranglement dans l'approvisionnement durable en fibres de carbone réside essentiellement dans un déséquilibre entre l'offre et la demande de fibres de carbone et de son précurseur principal de PAN. Ces industries ont besoin d'une chaîne d'approvisionnement pétrochimique stable. Cependant, au contraire de l'extraction de minerai et comme décrit en figure 23 (chapitre II), la fabrication des fibres de carbone nécessite plusieurs étapes allant de l'extraction de pétrole à l'obtention du précurseur en polyacrylonitrile en passant par la transformation du propène (issu du pétrole) en monomères d'acrylonitrile nécessaires à la polymérisation du précurseur. Il est donc nécessaire d'adapter cette équation à l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone. Cette étape sera discutée au sein du chapitre 4.

c) Importance - vulnérabilité au risque d'approvisionnement

La vulnérabilité d'une économie au risque d'approvisionnement en ressources est la conséquence possible de toute perturbation provenant de la chaîne d'approvisionnement du produit source. Elle est évaluée en quantifiant l'importance de la ressource pour l'économie, par exemple par l'étude de l'existence de substituts et l'analyse de la façon dont l'économie est sensible à des sujets tels que la dépendance à l'importation et l'innovation mondiale (Graedel *et al.*, 2012). L'importance est évaluée par la quantification de la part de cette ressource sur l'économie ainsi que l'utilité de cette ressource pour la population (pourcentage de la population utilisant la ressource). Ces informations peuvent être évaluées en utilisant la méthodologie d'Analyse des Flux de Matière (AFM), décrite dans le chapitre 2.

Afin de comprendre comment l'AFM est mis en œuvre en tant qu'outil appliqué au thème du recyclage, différents articles ont été compilés. Il est apparu clairement que plusieurs auteurs (Tukker *et al.*, 1997 ; Lopes Silva *et al.*, 2015 ; Rybicka *et al.*, 2015) ont abordé le sujet dans le but principal d'élargir le champ d'application de l'ACV d'un produit à l'ACV de l'ensemble des produits définissant un secteur par l'utilisation de l'AFM. Un examen approfondi a été effectué dans le but de déterminer comment l'AFM et l'ACV sont combinés pour évaluer l'influence du recyclage ainsi que d'autres options de gestion des déchets. Pour ce faire, les résultats des publications étudiées sont résumés dans la table 3.

Les articles scientifiques, présentés dans la table 3, sont très hétérogènes puisqu'ils évaluent un large panel de matériaux. Les publications vont de l'étude de matières plastiques (Rochat *et al.*, 2013) au plomb (Bouman *et al.*, 2000), mais considèrent aussi des services ou des technologies (Seigné-Itoiz *et al.*, 2014). En outre, ces publications sont classées en fonction du but de l'étude, allant de l'étude de cas au développement de cadre conceptuel. Une telle gamme de publications met en évidence l'intérêt de l'intégration de l'AFM avec l'ACV mais aussi avec d'autres outils décrits en table 3. La table 3 montre également que la combinaison

de méthodes est considérée comme étant de plus en plus pertinente. Cela permet en effet de combiner les quantités et les flux de matières avec les impacts environnementaux correspondant aux produits étudiés, apportant une dimension dynamique à la méthodologie d'ACV. Cela souligne également le besoin croissant de méthodes pour évaluer de manière concordante les préoccupations en matière de durabilité des différentes options disponibles et en devenir de gestion des déchets. En outre, il a été montré que certaines publications semblent utiliser des méthodes supplémentaires en complément de l'AFM et de l'ACV dépendant de la nature et du cadre de l'étude (Dahlbo *et al.*, 2015 ; Winterstetter *et al.*, 2015 ; Pires *et al.*, 2011).

Reference	Interaction AFM/ACV	Location	Type de publication	Produit(s)	Indicateur(s) ACV	Indicateur(s) complémentaire	Année
Sevigné-Itoiz et al. 2015	Évaluer l'impact des gaz à effet de serre sur différents scénarios de récupération et de recyclage des matières plastiques à l'échelle d'un pays	Espagne	Étude contextuelle	Déchets plastiques	GHG	/	2015
Rochat et al. 2013	Identifier le meilleur scénario de fin de vie pour le polyéthylène téréphtalate (PET)	Colombie	Étude contextuelle	PET	PIA	MAUT	2013
Sevigné-Itoiz et al. 2014	Quantifier les émissions et les évitements de gaz à effet de serre associée au recyclage des déchets dans un marché global	Espagne	Étude contextuelle	Aluminium	GHG	/	2014
Kiddee et al. 2013	Gérer les déchets électroniques en reliant les flux de matière aux impacts de l'ACV par l'utilisation de différents indicateurs de manière complémentaire	Monde	Revue	Déchets électroniques	ACV en général	MCA-EPR	2013
Dahlbo et al. 2015	Relier la récupération de matières et d'énergie au changement climatique	Europe	Étude contextuelle	Déchets de construction	CC	LCC-BAT	2015
Diener et Tillman 2015	Quantifier les avantages environnementaux potentiels liés à la remise en état et au recyclage	Multi-nations	Étude de cas	Acier faiblement allié	GWP	PSS	2015
Winterstetter et al. 2015	Identifier les matériaux mis en décharge en tant que « ressources » ou « réserves » anthropiques	Belgique	Étude de cas	Ressources anthropogéniques	GWP	NVP	2015

	potentielles							
Chen et al. 2012	Évaluer la durabilité des systèmes d'eau recyclée	Pays développés	Revue critique	Eau	ACV en général	ERA		2012
Pires et al. 2011	Permettre d'exécuter une ACV sur un procédé plutôt que sur un produit afin de simuler et d'évaluer les systèmes de gestion des déchets solides	Europe	Revue bibliographique	Déchets solides	ACV en général	CBA, FM, SM, OM, IMS, MIS, SD, AFM, ACV, RA, EIA, SEA, SoEA, SA		2011
Heijungs et al. 2010	AMF pour l'examen du modèle physique et de la limite qui n'est pas prise en compte par l'ISO-LCA au sein d'une évaluation de durabilité	/	Cadre de développement durable	Produits, matériaux et technologies	ACV en général	LCC, SLCA		2010
Bouman et al. 2000	Étude hypothétique sur l'évaluation de la combinaison des trois méthodes pour évaluer les différences et les similitudes de ces modèles d'une manière pratique	/	Étude contextuelle	Plomb issu de batteries	ACV en général	PEM		2000

BAT- Meilleure technologie disponible, CBA- Analyse coût-bénéfice, CC- Changement climatique, EIA- évaluation des impacts sur l'environnement, EPR- Responsabilité élargie du producteur, ES- système expert, FM- modèles de prévision, GHG- Gaz à effet de serre, IMS- système de modélisation intégrée, ACV- analyse du cycle de vie, LCC- coût du cycle de vie, MAUT- théorie de l'utilité, MCA- analyse multicritères, AFM- analyse de flux de matière, MIS: système de gestion d'information, NVP- Valeur actualisée nette, OM- modèles d'optimisation, PEM- modèles d'équilibre partiel, PIA - Points d'impact environnemental (Ecopoints colombiens), PSS- Statistiques de ventes de produits, RA- évaluation des risques, SD- développement de scénarios, SA- évaluation du développement durable, SEA- évaluation environnementale stratégique, SM- modèles de simulation, SoEA - évaluation socio-économique

Table 3 : Articles utilisés pour la revue de la littérature sur l'interaction entre AFM et ACV

L'examen de ces articles évaluant l'utilisation combinée de l'AFM et de l'ACV a montré un grand intérêt pour cette association. Cependant, comme l'ont souligné Lopes Silva *et al.* (2015), il faut faire preuve de prudence quant à l'examen des articles qui étudient cette combinaison de méthodes. En effet, leur évaluation peut se faire de manière indépendante ou conjointement en liant les flux de matériaux aux impacts environnementaux. La dernière option a été choisie comme étant la plus pertinente. Dans l'ensemble, le choix de l'évaluation combinée de l'ACV et l'AFM a été non seulement utilisé comme une réponse à la nécessité de lier les impacts environnementaux aux quantités physiques des flux de matières, mais aussi pour évaluer les avantages et la possible variation des impacts environnementaux liés aux différents scénarios de fin de vie (recyclage, réutilisation, valorisation énergétique, etc.). En ce qui concerne la création d'un secteur du recyclage, il est nécessaire de déterminer la quantité de matériau qui sera disponible pour le recyclage dans le futur sur la base de la circulation actuelle des produits dans la technosphère, concept connu sous le nom de « gisements urbains ». Cette estimation est réalisée en analysant la quantité de produits en fibres de carbone, en considérant leur durée de vie et en prenant en compte la concentration en fibres carbone dans le produit.

En ce qui concerne ces considérations, l'interaction entre AFM, ACV et évaluation de la criticité est représentée dans la figure 24.

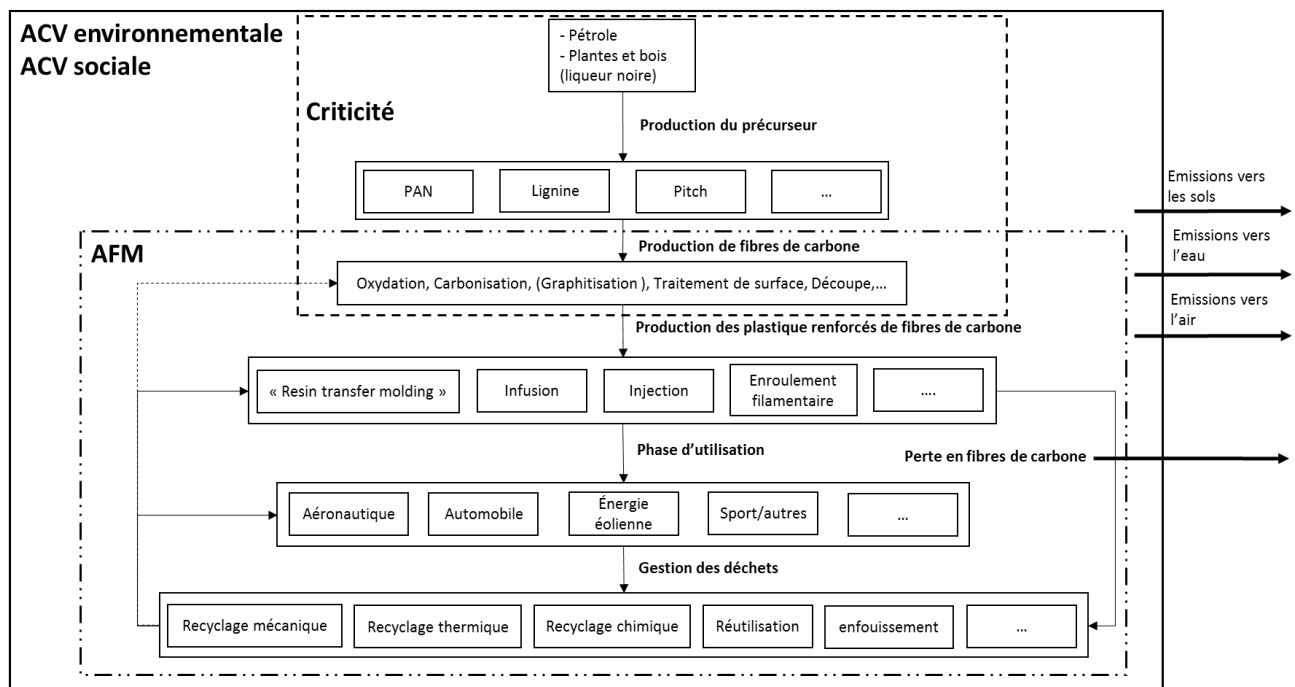


Figure 24 : Représentation de l'interaction entre l'analyse des flux de matières (AFM), l'évaluation du cycle de vie (ACV) et l'évaluation de la criticité

L'utilisation combinée de ces méthodes permettra de mettre en évidence les avantages environnementaux possibles du recyclage compte tenu de la quantité de matériaux, de leur disponibilité dans le temps et des différents processus de recyclage. Cela signifie que nous recommandons d'effectuer une AFM afin de déterminer les quantités physiques correspondant à l'importance économique de la matière première pour l'évaluation

environnementale globale, ainsi que pour la détermination de la quantité future de fibres de carbone qui sera disponible pour le recyclage. Cela permettra également de calculer le taux de recyclage potentiel qui peut être obtenu, en fonction de l'efficacité respective des différents procédés de recyclage.

3. Indicateurs d'impact des procédés sur les considérations sociétales

Comme décrit précédemment, le secteur des composites renforcés de fibres de carbone est en pleine évolution et, étant donné que la demande ne fait qu'augmenter (Das *et al.*, 2016), une quantité importante de composites sera donc disponible au recyclage dans un futur proche. Le recyclage des PRFC devrait donc faciliter la création d'un nouveau marché pour le recyclage des fibres de carbone. Cette quantité à recycler fera donc l'objet d'une attention particulière liée au fait que les procédés permettant cette gestion des déchets ayant un potentiel économique ne sont pas encore implémentés. L'incidence de la création d'une industrie concentrée sur la valorisation des déchets (de production et de fin de vie) sur les aspects sociaux peut être exprimée en estimant la quantité d'emplois créés nécessaires au bon fonctionnement d'un tel secteur.

Une des méthodes de caractérisation couramment utilisée pour l'évaluation de la dimension sociale d'une entreprise, est la méthodologie de Responsabilité Sociale des Entreprises ou RSE (Capron et Quairel-Lanoizelée, 2007). Cependant, pour être en accord avec l'approche de l'analyse de cycle de vie, une méthode différente sera utilisée. La méthode la plus répandue pour l'évaluation des considérations sociales considérant le point précédent est connue sous le nom d'analyse du cycle de vie sociale et est définie au chapitre 2. La création d'emplois est un indicateur important en ACV sociale. En effet, celui-ci permet de mesurer les bénéfices apportés à la société par un secteur. C'est un indicateur qui a déjà été pris en compte dans plusieurs travaux (Manik *et al.*, 2013 ; Umair *et al.*, 2015). De manière courante, dans une ACV sociale, les emplois liés à un produit ou à un service sont mesurés à partir des données spécifiques récoltées directement dans les entreprises. Il est ainsi possible de calculer la quantité d'emplois qui est générée par un produit, un secteur ou un service dans une chaîne de valeur.

Cependant, l'ACV sociale ne considère pas la création d'emplois comme seul indicateur car dépendamment de la région concernée, les conditions de création des emplois peuvent entraîner un déséquilibre par l'absence de prise en compte des conditions de travail. En effet, les conditions de travail de ces emplois créés ne sont pas prises en compte par l'utilisation seul de cet indicateur. Effectivement, l'utilisation d'indicateurs complémentaires peut s'avérer pertinente dans le cadre d'une étude menée sur un site existant et dans une région qui serait connue pour avoir une grande disparité de ces conditions.

Dans le cadre d'une évaluation réalisée en prévision de la création d'un secteur industriel, ce genre d'indicateurs complémentaires ne sont pas utilisables car ils nécessitent l'utilisation de données récoltées directement sur le site évalué. En effet, il n'y a, à notre connaissance, pas de méthode ou d'étude en ACV sociale ayant pour but de réaliser une évaluation du potentiel de création d'emplois pour des filières pas encore implantées. Cependant, il est important lors de la prise de décision des parties prenantes de la chaîne de valeur et des

administrations, que le potentiel de création d'emplois soit pris en compte lors du développement d'une nouvelle filière.

Bien que couramment utilisés en dehors du cadre conceptuel de l'ACV sociale, les indicateurs caractérisant le potentiel de création d'emplois sont très largement répandus pour l'évaluation des bénéfices sociaux apportés par un produit, un secteur ou une industrie spécifique (Bacon et Kojima, 2011 ; Development, 2009 ; Hunkeler, 2006 ; ILO, 2013 ; Jarvis *et al.*, 2011 ; Rueda *et al.*, 2012).

L'indicateur de création d'emplois est utilisé par Hunkeler (2006) en tant que précurseur d'une étude du potentiel de bien être humain apporté par un emploi sur un individu. L'avantage d'une telle méthode est tout d'abord lié au fait qu'elle est basée sur l'ICV emprunté à la méthodologie d'ACV. Effectivement, l'approche méthodologique développée par Hunkeler a pour objectif de comptabiliser la création d'emplois générée par la fabrication d'un produit. Une approche méthodologique a été développée pour être utilisée dans une optique de prévision des impacts sociaux liés à la création d'emplois. La méthode proposée est basée majoritairement sur l'utilisation des données directement extraites de l'inventaire de cycle de vie (ICV) d'un produit, pour calculer l'impact sociétal exprimé en termes d'emplois générés tout au long de la chaîne de valeur. Néanmoins, Hunkeler, dans son travail, n'explore pas les questions de prévision. Ci-dessous la figure 25 montre les étapes de la méthodologie pour calculer les bénéfices sociaux liés à la création d'emplois.

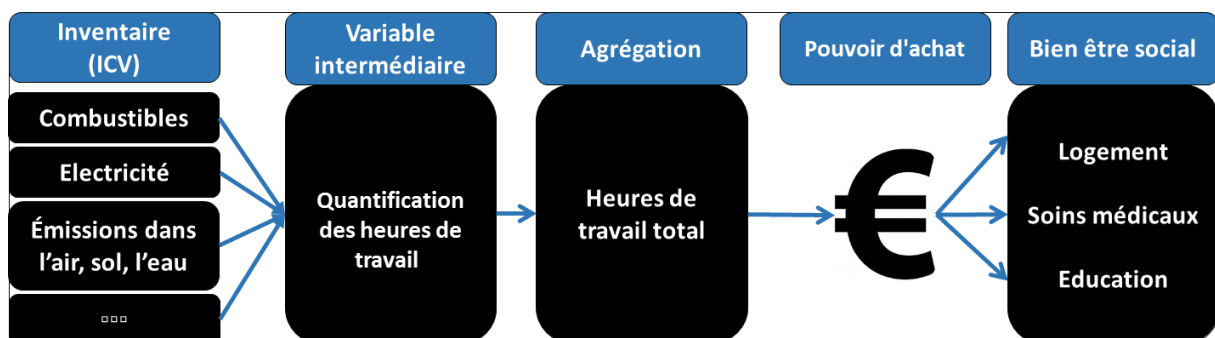


Figure 25: Etapes méthodologiques d'évaluation des emplois par produit proposées par Hunkeler

L'approche d'Hunkeler, qui sera utilisée dans cette étude comme la base du développement d'un indicateur sociétal adapté au secteur du recyclage des PRFC, utilise un cadre méthodologique identique à celui de l'ACV environnementale. En effet, cette approche considère les éléments issus de l'ACV tels que l'unité fonctionnelle, les limites du système, les facteurs de caractérisation pour l'évaluation des impacts. Les données permettant d'appliquer cette méthodologie sont des données de type générique et des données de type quantitative issues des organismes qui fournissent des informations statistiques à l'échelle nationale, européenne ou mondiale (INSEE, EUROSTAT, Banque Mondiale) (Hunkeler, 2006). Les données d'inventaire de cycle de vie, sont quant à elle, issues de différentes sources comme défini au sein du chapitre 4 (issues de la littérature, de mesures expérimentales et de logiciels de création d'inventaires).

La première étape de l'approche d'Hunkeler est le recueil de données pour l'ICV. Une fois que toutes les données d'inventaire sont connues, l'auteur peut la quantité d'heures de

travail nécessaire pour fabriquer chaque produit et cela pour chaque région géographique concernée. Les heures de travail nécessaires pour chaque entrant sont associées à la productivité du pays concerné. Par exemple, la production d'électricité en France ne génère pas le même nombre d'heures de travail par kWh produit comparé à une autre région en Europe ou dans le monde, dû au modèle même de production de chaque pays. Dans cette approche, la variable « heures de travail » a été utilisée comme un facteur de caractérisation en analogie avec ceux utilisés en ACV environnementale. Une fois que les heures de travail pour chaque entrant nécessaire à la fabrication sont connues, elles sont regroupées pour obtenir le nombre d'heures total pour la fabrication de celui-ci. A partir de cette information, il est possible de calculer la quantité d'emplois générés par l'activité dans différents pays liés à l'unité fonctionnelle. Ensuite, l'auteur a la possibilité de déterminer trois types de besoins humains de première nécessité : l'accès à un logement, aux soins médicaux et à l'éducation. A partir du moment où la quantité de travail nécessaire à la fabrication d'un produit est définie et le salaire estimé, il devient possible d'estimer la quantité d'emplois générée et de la convertir en bénéfices sociétaux comme pourraient l'être les heures de travail nécessaires pour acheter une maison.

Il faut noter que la méthode proposée par Hunkeler est basée sur la monétarisation du cycle de vie, où les données de l'ICV sont converties en unité monétaire. L'auteur a utilisé l'exemple de deux types de détergents pour lesquels les heures de travail ne sont pas liées à un produit spécifique, mais à la productivité d'un travailleur et à une potentielle différence d'inventaire correspondant à une formule ou à un procédé différent pour l'obtention du produit. Par exemple, dans un même pays le coût du travail horaire lié à la production d'électricité ne va pas changer si cette électricité est utilisée pour produire un détergent ou une montre. En effet, les facteurs liés à l'électricité seront identiques quel que soit le secteur où cette électricité sera utilisée. Le changement potentiel est donc lié à la quantité utilisée dans l'inventaire et à la nature de celui-ci.

L'un des avantages de cette approche repose sur le type de données utilisées. La méthodologie utilise des données génériques, donc plus faciles à obtenir. En outre, les données génériques sont fournies par des organismes publics et sont donc, de manière générale, facilement accessibles. La méthodologie apporte donc un outil d'aide à la prise de décision par l'aperçu des bénéfices sociaux apportés par un produit dans toute sa chaîne de valeur.

La création et le développement d'un indicateur caractérisant la dimension sociétale par l'évaluation du potentiel de création d'emplois au travers de l'ACV et basé sur l'inventaire de celle-ci seront discutés au sein du chapitre 4 en section « II. ».

III. Conclusion

A travers ce chapitre, une liste d'indicateurs clefs de performance au développement durable (ICPDD) permettant de caractériser le potentiel de création du secteur du recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone, a été proposé.

Cette liste d'ICPDD est d'abord composée de trois indicateurs environnementaux basés sur la méthode d'analyse de cycle de vie :

- Toxicité humaine, utilisant la méthode USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008).
- Acidification, utilisant la méthode d'*accumulated exceedance* (Seppälä *et al.*, 2006).
- Changement climatique, utilisant la méthode IPCC (IPCC, 2013).

Ces indicateurs environnementaux sont complétés par trois indicateurs de ressources :

- Déplétion des ressources géologiques, utilisant la méthode CML-IA (J. B. Guinée *et al.*, 2002).
- Quantité de PRFC disponible au recyclage, utilisant la méthodologie d'AFM (Brunner *et Rechberger*, 2004).
- Risque géopolitique d'approvisionnement, basé sur l'indicateur GeoPolRisk (Gemechu *et al.*, 2014) dont l'adaptation à la chaîne d'approvisionnement multi-étapes des fibres de carbone est détaillée au sein du chapitre 4 section « IV. ».

Ainsi qu'un indicateur social :

- Evaluation du potentiel de création d'emplois dont le développement est détaillé au sein du chapitre 4 section « III. ».

Il est aussi noté que les quatre indicateurs issus de la méthode d'ACV sont ceux recommandés par l'ILCD.

Il est important de préciser que la perspective économique n'est pas couverte au sein de cette liste, étant donné que celle-ci est intégrée dans un des « *Work packages* » des partenaires du consortium SEARRCH. Cependant, la revue bibliographique (Table 3) a permis d'identifier un recours possible : l'utilisation de la valeur actualisée nette (NPV) (Žižlavský, 2014), permettant de caractériser le bénéfice économique potentiel issu d'un investissement sur une période donnée.

Finalement, ce chapitre a permis de mettre en lumière les différents besoins d'adaptation méthodologique pour les aspects sociétaux et de ressources. Ces aspects seront traités au sein du chapitre 4 t, pour être ensuite évalués dans le chapitre 5.

En effet, il sera, en premier lieu, nécessaire d'appliquer l'analyse de flux de matière aux secteurs les plus consommateurs de PRFC. Puis, d'adapter l'unité fonctionnelle et de définir les frontières de l'étude ACV pour chaque procédé de recyclage mentionnés dans le chapitre 2. Ensuite, pour les aspects sociétaux, nous avons pu voir que la méthodologie développée par Hunkeler permettait l'utilisation d'un indicateur sur la base de l'ICV et que les TES permettaient d'obtenir les informations relatives aux secteurs économiques. Ces aspects seront combinés et étendus à la considération spécifique des flux de PRFC à recycler pour

évaluer le potentiel de création d'emplois en fonction des gisements. Et finalement, pour les aspects de criticité, il est nécessaire d'étendre la méthodologie d'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement à la considération d'une chaîne d'approvisionnement multi étapes.

Chapitre 4 : Développement et adaptation des indicateurs et méthodes associées au cas du recyclage des PRFC

Ce chapitre vise à répondre au besoin exprimé dans le chapitre précédent sur la mise en place d'une approche basée sur les indicateurs clés de performance au développement durable (ICPDD) issus de diverses méthodologies. Ainsi, l'intérêt de l'adaptation de ces méthodes et indicateurs permettant de caractériser la dimension sociale et géopolitique appliqués au secteur du recyclage des fibres de carbone, discuté précédemment, sera mis en place au sein de ce chapitre.

Dans la première partie, le sujet de l'étude est la réalisation de l'analyse de la quantité de PRFC en phase d'utilisation mais aussi celle arrivant en phase de fin de vie, en fonction de l'année étudiée. Ensuite, la seconde partie sert à définir le cadre de l'analyse de cycle de vie par la définition de l'unité fonctionnelle ainsi que des méthodes utilisées. La troisième partie a pour but de décrire le cadre méthodologique conduisant à l'évaluation du potentiel de création d'emplois. Et finalement, la quatrième partie se concentre sur la description du développement méthodologique de la criticité des ressources, permettant la prise en compte du risque géopolitique sur l'ensemble d'une chaîne d'approvisionnement multi-étapes.

I. Utilisation de l'analyse de flux de matière

* Le but de cette première section est d'entreprendre une évaluation de la quantité de PRFC arrivant en fin de vie en fonction de zones géographiques et de perspectives de temps différentes. Ceci permettra d'apporter une estimation de la quantité de PRFC disponible au recyclage en fonction de différents secteurs, principaux consommateurs de PRFC.

1. Démarche pour le secteur Aéronautique

Le secteur du transport aérien représente de manière significative l'augmentation de la consommation de fibres de carbone. En effet, les appareils aéronautiques sont passés d'une utilisation de quelques pourcent massique de composites à une utilisation plus généralisée : aujourd'hui, les deux plus gros constructeurs, Airbus et Boeing, utilisent les PRFC à grande échelle. Aujourd'hui, les deux programmes A350 et B787 utilisent plus de 50% (massique) de PRFC (Figure 26). Cependant, la disponibilité actuelle des fibres de carbone provenant des avions en fin de vie représente de très faibles quantités. En effet, la durée de vie d'un avion est de 25 ans (Carberry *et al.*, 2007) et les avions actuellement en fin de vie contiennent une part en fibres de carbone très faible.

Il convient également de préciser que la durée de vie de 25 ans correspond à une durée de vie commerciale. En effet, il est plus intéressant d'un point de vue économique de financer l'achat d'un nouvel appareil plutôt que de maintenir un ancien avion en état de vol, sachant

* Cette section est le résultat d'un travail commun avec ALTRAN et a été soumis au journal « *Resources, Conservation and Recycling* ».

qu'il doit respecter l'ensemble de réglementations et certifications liées à sa maintenance.

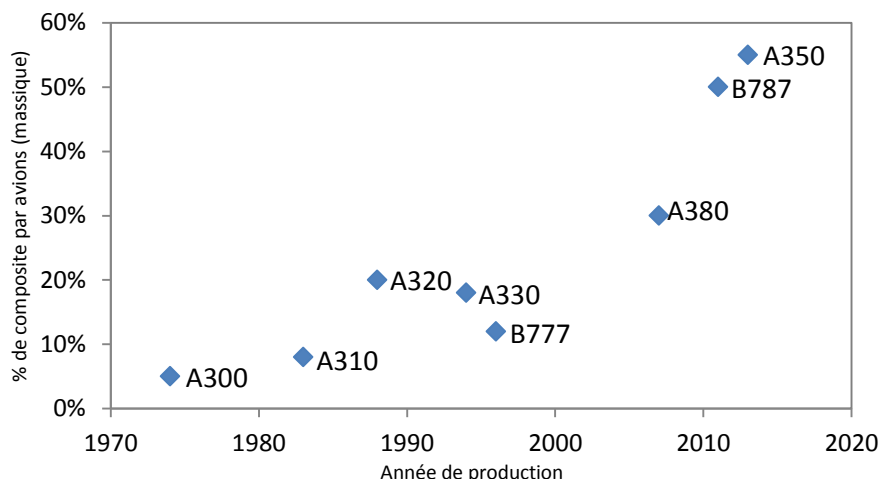


Figure 26 : Représentation de l'évolution de la consommation en composites des principaux acteurs du secteur aéronautique (source : Clean sky)

Les informations relatives à l'estimation du gisement de fibres de carbone en provenance du secteur aéronautique ont été collectées auprès de différentes sources à travers le projet SEARRCH. Premièrement, la quantité totale d'avions livrés jusqu'à l'année 2016 (mais contenant obligatoirement des PRFC) et actuellement en circulation (Airfleets) est identifiée (annexe 1.1). Ensuite, il est nécessaire de déterminer la part de PRFC parmi la quantité totale de composites présents dans la structure d'un avion (Afsset, 2010). Le détail de la nature des composites utilisés (composite renforcé de verre, carbone, aramide) n'étant pas disponible pour tous les appareils, il a été nécessaire de prendre en compte des valeurs de présence de PFRC relative à la part totale de composites toutes natures confondues (annexe 1.2). Le pays de démantèlement de l'appareil est considéré comme étant le pays où celui-ci est immatriculé. Aussi, il convient de considérer que lors de la fabrication des pièces en composites, 30% en masse de déchets de PFRC sont générés pour le secteur aéronautique (correspondant aux chutes de production), la localisation des pays où la production de ces pièces intervient est à considérer (Table 4).

Producteurs	Localisation des sites de production
Airbus	Germany, France, United-Kingdom, Espagne
ATR	France
Boeing	USA
Bombardier	Canada
Comac	Chine
Embraer	Brésil
Fokker	Pays-bas
Ilyushin	Russie
Saab	Suède
Sukhoi	Russie

Table 4 : Géolocalisation des différents sites de production de PFRC des différents constructeurs

Pour évaluer la quantité de PRFC répartie géographiquement, il faut considérer différentes périodes de caractérisation. En effet, pour la période de temps comprise entre 2010 et 2015, les données de quantité de fibres de carbone par région sont connues car ces informations font l'objet de rapports officiels issus de la communication des différents constructeurs ou entreprises consommateurs et peuvent donc être rassemblées. Cependant, pour les périodes allant de 2016 à 2050 ces données ne peuvent être obtenues que par estimation. En décembre 2015, le nombre d'avions commerciaux exploités par région était de : 2220 en Afrique et Moyen-Orient, 3956 en Europe, 5134 en Amérique du Nord, 2024 en Asie, 1407 Amérique latine et 451 en Océanie (Airfleets). Ce qui représente un total de 15192 unités à l'échelle mondiale.

Pour chaque région, il est nécessaire de considérer la proportion de PRFC par type d'avion, la masse à vide de chaque appareil ainsi que le nombre d'avions commerciaux livrés.

Pour calculer les proportions de PRFC présent dans la technosphère, il a été considéré les taux de production annuels prévus de 2015 à 2020 par les différents fabricants et regroupés dans le tableau ci-dessous (table 5).

		A320	A330	A350	A380	B767	B777	B787	ATR	Embraer	
Proportion moyenne de PRFC (%)		8.5%	8.5%	50.4%	19.6%	3.0%	8.5%	47.5%	18.7%	17.0%	
Taux de production (Avions/an)	2015	504	108	15	27	18	66	120	80	92	
	2020	720	72	120	30	30	96	168	120	170	
Total	2015	1030 Avions/an					19.1 % de PRFC				
	2020	1526 Avions/an					24.8 % de PRFC				

Table 5 : Production annuelle globale, proportion moyenne de PRFC globale et par appareil aéronautique

L'estimation du gisement de PRFC en circulation est calculée à partir de l'Equation 2.

$$PRFC_{z,i}(T) = (k_{z,i}(\%) * M_{z,i}(T) * Nb_{avions,z,i}) + h_{chutes\ prod,z,i}$$

Equation 2

Avec : « **PRFC_{z,i}** » quantité calculée de PRFC, en tonnes, dans une zone géographique z, pour une année i

« **k_{z,i}** » proportion moyenne de PRFC par avion commercial (%), par zone géographique z et par année i

« **M_{z,i}** » masse moyenne des avions livrés, dans une zone géographique z, en tonnes

« **Nb_{avions,z,i}** » nombre d'avions livrés, dans une zone géographique z, lors de l'année i

« **h_{chutes prod z,i}** » pourcentage de chutes de production par quantité de PRFC, dans une zone géographique z, lors d'une année i

2. Démarche pour le secteur Eolien

La même méthodologie que pour le secteur aéronautique est appliquée au secteur de l'énergie éolienne. Ici, les prévisions de consommations futures de PRFC se basent sur l'estimation de la puissance cumulée des éoliennes installées à l'échelle mondiale et européenne. Le calcul de la quantité de fibres de carbone utilisée par le secteur éolien permettant de déterminer la quantité disponible au recyclage, pour une période allant de 2015 à 2050, s'effectue par la considération de la puissance installée prévisionnelle. Différentes hypothèses de prévisions ont été considérées.

On considère en premier lieu que les éoliennes installées avant 2010 sont majoritairement de petite taille et ne contiennent pas de PRFC, mais uniquement des fibres de verre (composites network, 2014). En effet, les fibres de carbone sont exclusivement utilisées dans les pales des éoliennes dépassant une puissance de 2 MW, en effet, celles-ci apportent plus de rigidité et de légèreté, permettant ainsi d'augmenter la longueur des pales. Il est défini que 10 tonnes de matériaux par MW installé sont nécessaires pour la fabrication de ces pales (Monfort-Windels F., 2010). Le site internet Windpower recense les parcs éoliens *offshore* et *onshore* dans le monde. Il est donc possible de connaître la puissance des éoliennes installées à partir de la puissance du parc et du nombre d'éoliennes implémentées. Les calculs sont effectués à l'échelle mondiale, puis par zone géographique et enfin par pays en Europe (table 6).

Echelle géographique	% d'éoliennes <i>onshore</i> ayant une puissance > à 2MW	% d'éoliennes <i>offshore</i> ayant une puissance > à 2 MW
Monde	19,18%	99,01%
Europe	18,30%	99,00%
Allemagne	12,80%	99,40%
Espagne	3,00%	100%
UK	50,30%	98,70%
France	38,40%	99,80%
Italie	14,20%	100%
Suède	25,60%	99,10%
Portugal	37,10%	97,20%
Danemark	9,49%	97,77%
Pologne	34,30%	100%
Pays-Bas	30,09%	91,33%
Irlande	44,47%	100%
Autriche	67,23%	-
Grèce	25,38%	100%
Asie	14,89%	98,56%
Amérique du Nord	26,33%	99,72%
Amérique Latine	59,22%	99,72%
Océanie	59,22%	100%
Afrique et Moyen-Orient	33,70%	100%

Table 6 : Pourcentage d'éoliennes *onshore* et *offshores* ayant une puissance supérieure à 2MW à différentes échelles géographiques.

Ensuite, d'un point de vue du marché des éoliennes, il a été annoncé que les PRFC représentent 6% de la masse des pales d'éoliennes (Wood, 2012) et que les fibres de carbone représentent 55% de la masse de ces composites (Lacal Arantegui, 2014). Il est important de considérer que les éoliennes *offshore* sont de plus grande taille et donc de plus grande puissance que les éoliennes *onshore*, point qui est en accord avec les simulations de scénarios effectués par Corbetta *et al.* qui considèrent à partir de 2015 une augmentation de 1% par an de la part des éoliennes *offshore*.

Il a été considéré dans la suite des hypothèses que les éoliennes terrestres resteront en majorité sur des puissances nominales de 2 à 3 MW pour des questions d'acceptabilité sociale, (ADEME, 2012).

De plus il est important de signaler que l'ensemble des constructeurs n'utilisent pas tous des fibres de carbone dans leurs pales. En effet parmi les leaders du marché certains utilisent des PRFC comme cité ci-après avec leur part de marché respective : GE Wind (15,5%), Vestas (14,0%), Enercon (8,2%), Goldwind (6,0%), United Power (4,7%), Sinovel (3,2%), Minyang (2,7%). D'autres leaders n'en utilisent pas encore dans leurs processus de fabrication (Siemens 9,5%, Gamesa 6,1%, Suzion 7,4%). Les fabricants restants représentent dans l'ensemble 22,6% des parts de marché (Statista). Ainsi, si l'on considère que la moitié des constructeurs non-identifiés utilisent des PRFC dans la construction des pales d'éolienne, la part de marché des constructeurs utilisant des PRFC s'élève à 66%. Par la suite il est défini que la majeure partie de la puissance éolienne *offshore* (91%) est située en Europe (Sawyer et Rave, 2014), il a donc été considéré que la puissance éolienne *offshore* hors Europe est négligeable. En ce qui concerne la considération des déchets de production étant donné l'importance de l'allégement des pales lors de leur fabrication, il a été considéré que les procédés de fabrication des pales d'éoliennes sont similaires à ceux utilisés dans l'aéronautique pour la fabrication des ailes d'avions. De ce fait, un pourcentage de chutes de production de 30% a été également choisi.

Ainsi, le calcul de la quantité finale de PRFC disponible au recyclage est basé sur la quantité de composite consommé 25 ans auparavant et par la considération du taux de chutes de production défini précédemment, à l'aide de l'équation 3.

$$PRFC_i(T) = \left(P_i(MW) \times \left(\frac{10 \times 0,06 \times 0,66}{0,55} \right) \times (R_{i-offshore} \times k_{offshore} + (1 - P_{i-offshore}) \times k_{onshore}) \right) \times (1 + (h_{chutes\ prod} + h_{chutes\ prod}^2))$$

Equation 3

- Avec : - « **PRFC_i** » quantité calculée de PRFC consommée, en tonnes, lors d'une année *i*
 - « **P_i** » puissance installée en MW par année *i*
 - « **R_{i-offshore}** » proportion entre puissance *offshore* et puissance totale installée par année *i*, sans unité
 - « **k_{offshore}** » proportion d'éolienne *offshore*

- « $k_{onshore}$ » proportion d'éolienne *offshore* et *onshore* ayant une puissance supérieure à 2 MW
- « $h_{chutes\ prod}$ » pourcentage de chutes de production par quantité de PRFC (0.55 taux de fibres de carbone ; 0.66 coefficient relatif au marché utilisant les PRFC ; 0.06 taux de fibres de carbone dans une pale ; 10 ratio tonne/MW produit)

3. Démarche pour le secteur automobile

Abordons à présent le calcul du gisement de fibres de carbone issues du secteur automobile. Une démarche similaire aux deux secteurs précédant est ici appliquée. Il a tout d'abord été considéré que le nombre de véhicules produits dans le monde entre 2010 et 2014 varie de 77,58 à 89,75 millions (CCFA, 2014) (Figure 27).

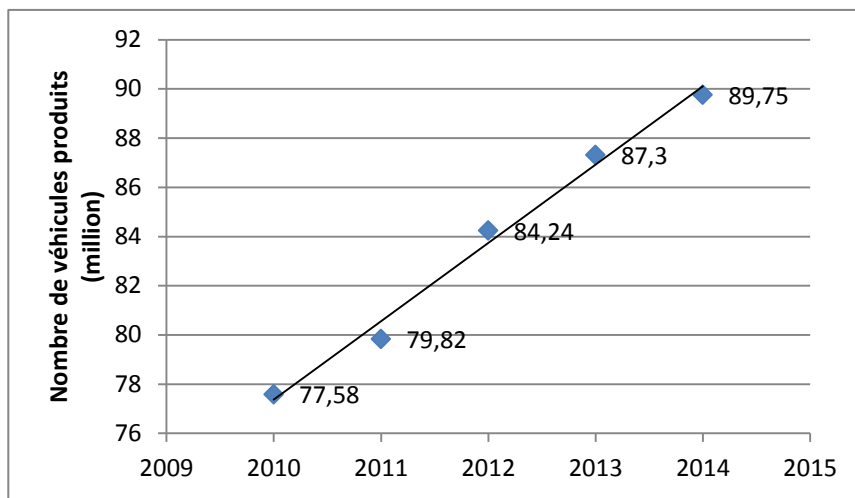


Figure 27: Nombre de véhicules produits dans le monde de 2010 à 2014 (CCFA, 2014)

Il est constaté que le nombre de véhicules produits dans le monde a augmenté linéairement entre 2010 et 2014 selon un taux de croissance moyen calculé égal à $4 \pm 1\%$. Le nombre de véhicules produits jusqu'en 2035 est donc estimé suivant 3 scénarios. Les scénarios 1, 2, 3 (annexe 1.8) correspondent à une estimation de trois taux de croissances différents : bas, moyen et élevé, respectivement égal à 3%, 4% et 5%. La quantité de véhicules estimée selon ces trois scénarios est disponible en annexes 1.9 ; 1.10 et 1.11.

Suivant la même méthodologie que précédemment, une série d'hypothèses est émise pour l'évaluation de la quantité massique de PRFC relative au secteur automobile.

Il a premièrement été considéré que la quantité de PRFC nécessaire à la substitution des matériaux d'usage dans un véhicule dans le but de d'obtenir une diminution significative des émissions de CO_2 , correspond à une masse de 230 Kg (Kiriha *et al.*, 2011). Concernant la production de ces composites, il est considéré que les chutes de production représentent 7% de la masse totale de PRFC (Feki F. *et al.*, 2014). La différence avec les taux de chutes précédents (éolien et aéronautique) est induite par le procédé même de production, qui est plus automatisé. En effet les PRFC utilisés dans le secteur automobile sont de plus petite dimension et la quantité de véhicules et pièces produites nécessite une cadence de production plus élevée. Pour ces raisons, et combiné à l'importance de la réduction des

coûts dans ce secteur, les procédés de production du secteur automobile sont différents. Un autre point important à considérer dans le secteur automobile est le fait que l'utilisation actuelle des fibres de carbone intervient principalement pour les producteurs haut de gamme ayant des séries de production relativement faible. L'introduction massive de PRFC dans le secteur automobile dépend des avancées de la recherche afin de réduire les coûts de production des fibres de carbone et la cadence de production des PRFC. De telles avancées s'apparenteraient à l'arrivée d'une technologie de rupture. Afin d'être cohérents avec les taux de croissance estimés dans la littérature pour le secteur automobile (Global Wind Energy Council, 2014; Planetoscope, 2017) il a été considéré deux ratio correspondant à des scénarios de croissance modérée et élevée, respectivement 0,015% et 0,030% d'augmentation par an de la proportion de véhicules contenant des PRFC. De plus, il est considéré qu'en l'absence de rupture technologique, les PRFC seront principalement utilisés dans les véhicules de luxe, les voitures de sport et les voitures électriques (BMW) (CompositesWorld, 2013). Les zones géographiques fabriquant ce type de véhicules sont le Japon, les Etats Unis et l'Europe.

4. Observations

Les informations récoltées au travers de l'analyse de flux de matière permettront d'apporter une dimension temporelle et dynamique à l'estimation du potentiel de création d'emplois. En effet cette estimation du gisement de PRFC disponibles au recyclage dans le temps permettra, une fois couplée avec la quantité d'heures de travail à fournir pour le recyclage d'un kilogramme de PRFC, d'estimer la quantité totale d'emplois potentiellement créés pour répondre aux besoins des différents procédés de recyclage. Ces informations sont elles aussi cruciales d'un point de vue économique pour l'estimation du potentiel de durabilité de la création d'une filière industrielle.

II. Définition des objectifs et du champ de l'étude pour l'analyse du cycle de vie

Dans le cadre de cette thèse, l'analyse du cycle de vie sera limitée à l'évaluation des impacts environnementaux de l'étape de gestion de fin de vie des plastiques renforcés de fibres de carbone (cerclé en bleu sur la figure 28).

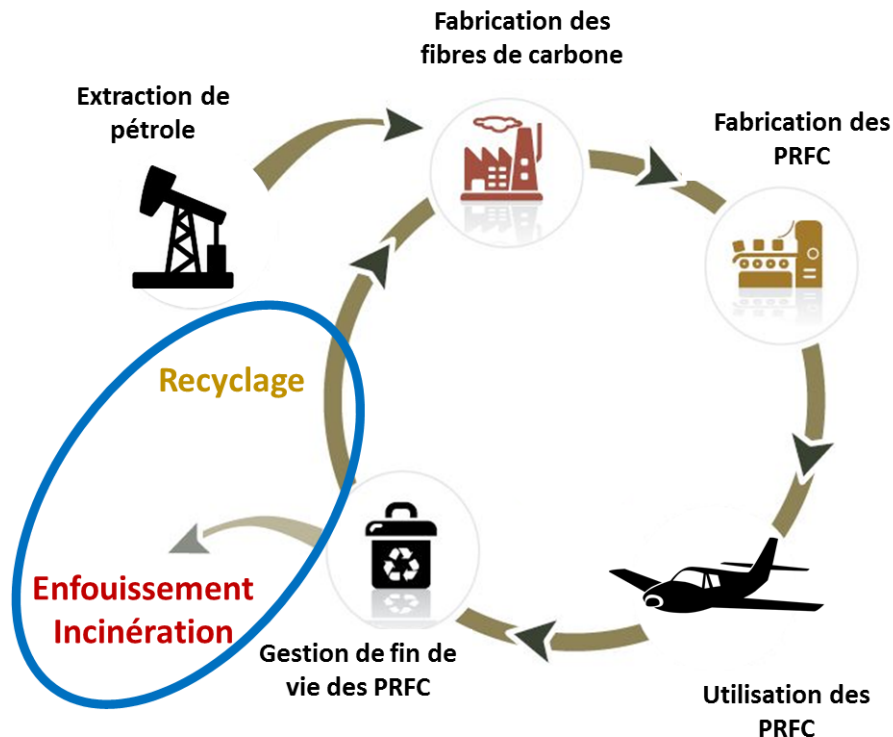


Figure 28 : Cycle de vie des PRFC

L'objectif est d'évaluer les performances environnementales de différents procédés de recyclage et de gestion de fin de vie.

1. Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est définie de la manière suivante : « Traitement d'un kilogramme de PRFC, en fin de vie et issu de chutes de production ».

Deux scénarios seront étudiés, le premier sera une étude permettant d'identifier les impacts environnementaux des différents procédés de recyclage et de traitement des PRFC. Le second sera basé sur la comparaison des différents procédés de recyclage incluant la considération d'un produit de substitution en tant que production évitée par le recyclage, dont la nature est fonction du type de fibres récupérées en sortie du procédé.

2. Sources des inventaires de cycle de vie

Les sources des données primaires (liste des matériaux, étapes de fabrication et de distribution) sont listées ci-dessous. Quant aux données secondaires, elles sont issues de la base de données Ecoinvent.

⇒ **Pyrolyse** : L'inventaire a été extrait de la littérature (Witik et al., 2013) (annexe 2.4).

- ⇒ **Solvolyse en eau supercritique** : L'inventaire du système étudié a été obtenu à partir d'une collaboration avec l'Institut de Chimie de la Matière Condensée de Bordeaux (ICMCB) possédant le procédé, ainsi que par l'utilisation de l'outil « *waste water treatment* » (Muñoz et al., 2016), commercialisé par LCA 2.0 et le logiciel EPI Suite v4.11 permettant de modéliser les impacts liés au traitement des effluents du procédé.
- ⇒ **Fragmentation électrodynamique** : L'inventaire du système étudié a été obtenu à partir d'une collaboration avec l'université de Pforzheim, en Allemagne, qui utilise le procédé SELFRAG®.
- ⇒ **Incinération** : L'inventaire du cycle de vie a été construit à partir de l'outil de modélisation des scénarios de gestion des déchets fournis par Ecoinvent permettant la création de l'inventaire de cycle de vie basé sur la composition élémentaire des déchets (Doka, 2003) (annexe 2.2).
- ⇒ **Enfouissement** : De la même manière que pour l'incinération, l'inventaire du cycle de vie a été réalisé par l'utilisation de l'outil proposé par Ecoinvent (Doka, 2003) (annexe 2.3).
- ⇒ **Fibres de carbone** : L'inventaire est issu du rapport publié par Griffing et Overcash, (2010) dont la représentation est disponible en annexe 2.5.
- ⇒ **Fibres de verre et charges** : Les ICV de ces deux produits sont directement issus de la base de données Ecoinvent.

3. Catégories d'impacts considérés

Comme mentionné en conclusion du chapitre 3, les indicateurs extraits de l'analyse de cycle de vie sont :

- Toxicité humaine : USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008)
- Acidification : *accumulated exceedance* (Seppälä *et al.*, 2006)
- Changement climatique : IPCC (IPCC, 2013)
- Déplétion des ressources géologiques : CML-IA (J. B. Guinée *et al.*, 2002)

4. Outils informatiques

- Logiciel : Simapro V8.1.1.16
- Base de données : Ecoinvent V3.2
- Logiciel : EPI Suite v4.11
- Outil Excel : LCA 2.0 « *waste water treatment* » (Muñoz *et al.*, 2016)
- Outil Excel : Ecoinvent « *Doka Life Cycle Assessments* » (Doka, 2003)

5. Observation

Les différentes informations décrites au sein de cette dernière section permettent de définir la base de l'analyse de cycle de vie appliquée aux différents systèmes étudiés dans cette thèse.

III. Adaptation d'un indicateur sociétal pour l'évaluation de la création d'emplois

Comme défini au sein du chapitre 3, l'aspect social sera, au sein de cette thèse, adressé par la considération du potentiel de création d'emplois apporté par l'implantation d'un nouveau secteur.

Comme détaillé précédemment au sein du chapitre 3, les considérations sociétales de la création d'un nouveau secteur de recyclage des fibres de carbone peut se mesurer par l'évaluation du potentiel de création d'emplois en suivant la méthode développée par Hunkeler (2006). Cette méthodologie est étendue à la considération du gisement urbain par l'utilisation de l'AFM pour la quantification des PRFC en circulation. Ceci permet de définir une perspective temporelle au potentiel de création d'emplois. De plus il est détaillé ici une manière d'obtenir les coefficients d'heures de travail par unité monétaire, permettant la quantification du potentiel d'emplois générés.

Il est possible de distinguer quatre types d'emplois (Garrabé, 2016) :

- Emplois directs créés : Les emplois nécessaires pour le fonctionnement d'un projet. Ils sont identifiables à partir des documents comptables d'un projet.
- Emplois directs induits : Générés par les dépenses d'un projet chez les fournisseurs de biens et services.
- Emplois indirects induits : Générés par les dépenses d'un projet chez les fournisseurs de fournisseurs.
- Emplois secondaires : Liés aux dépenses des emplois créés et aux emplois induits dans l'économie.

La filière de recyclage des fibres de carbone est actuellement en voie de développement, ce qui rend indisponible les données comptables (ex : nombre d'employés directs d'un site de recyclage de fibres de carbone) liées à ce secteur sur lesquelles se base l'ACV sociale (UNEP-SETAC, 2009). Il est donc difficile de mesurer les emplois directs potentiellement créés liés à la filière de recyclage des PRFC et encore plus d'estimer l'évolution de la création d'emplois générés par l'augmentation du gisement de fibres de carbone disponible au recyclage.

Concernant notre cas d'étude, nous avons choisi de développer une méthodologie basée sur une approche hybride (basée sur l'inventaire de cycle de vie et sur les données économiques) pour comptabiliser les emplois potentiels créés lors de la création de cette filière. Cette méthode hybride fait référence à l'utilisation de la méthodologie d'analyse du cycle de vie (modélisation des procédés de recyclage) et de la méthode des tables entrée-sortie (modélisations des flux monétaires) qui permettra de répondre à l'objectif, qui est de proposer une méthode adaptée permettant de comptabiliser à partir de l'ICV, le potentiel de création d'emplois.

En complément de ces deux méthodes, nous avons eu recours à l'analyse du flux de matière (AFM, méthodologie décrite au chapitre 2) pour quantifier la quantité de matériau disponible sur une période de temps donnée. Théoriquement, plus un produit est voué à être recyclé, plus les investissements seront mis en œuvre pour la récupération de ce matériau. L'information sur la quantité de matériau disponible est ainsi primordiale, dans le but d'appliquer au recyclage la méthodologie proposée. En effet cette méthode permettra de réaliser une estimation des quantités de PRFC disponibles au recyclage, basée sur les quantités actuellement consommées au travers de la méthode d'analyse de flux de matière, présentée précédemment dans ce chapitre.

La considération des étapes du cycle de vie allant de la fin de vie à l'entrée d'un nouveau cycle pour le produit, est utilisée pour définir les éléments à considérer dans cette étude. Cette approche prend en compte les étapes allant de l'arrivée des fibres dans le système de gestion des déchets jusqu'à sa sortie de l'usine de recyclage. Ce périmètre a été retenu car il est ici question de l'évaluation de la création d'emplois liée à l'industrie du recyclage des fibres de carbone. Les phases d'extraction de matières premières, fabrication des fibres de carbone vierge et d'utilisation n'ont donc pas été prises en compte.

Le système de recyclage est composé de trois phases :

[1] Transport : distance moyenne entre un site de déchets et le procédé de recyclage de fibres de carbone. En accord avec la littérature, une distance de 1000km a été retenue pour ce type de trajet (Witik et al., 2013).

[2] Broyage de fibres de carbone : Avant d'être utilisé par le procédé de recyclage en lui-même, le volume des déchets est d'abord réduit pour correspondre aux dimensions des différents réacteurs. Il existe plusieurs scénarios possibles pour cette étape, qui dépendent de l'utilisation future et du type de procédé de recyclage envisagé de récupération de la fibre de carbone recyclée. Le procédé de broyage a été retenu pour la réduction du volume de déchets avant le recyclage.

[3] Procédé de recyclage : Comme défini précédemment, plusieurs technologies sont disponibles pour le recyclage des fibres de carbone. L'utilisation de ces différents procédés dépendra de l'avancement de leur technologie, de leur faisabilité et des capacités de conservation des propriétés mécaniques (module de Young, résistance à la rupture, etc.) et physiques (aspect de surface, longueur des fibres, etc.). Les procédés de pyrolyse, solvolysse en eau supercritique et la fragmentation électrodynamique ont été considérés.

1. Cadre méthodologique et collecte de données

La méthodologie détaillée ci-dessous est composée de six étapes principales, décrites dans la figure 29, permettant d'obtenir la comptabilisation du potentiel de création d'emplois générés par la filière de recyclage des fibres de carbone. La première étape consiste à récolter et regrouper les données des différentes méthodologies utilisées. La seconde

consiste, si nécessaire, à la construction de l'inventaire de cycle de vie et à la liaison des composants de cet ICV au prix de chaque produit. L'utilisation d'une quantité d'entrant nécessaire au recyclage des fibres de carbone (électricité, matériaux, produits chimiques, transport etc.), génère une nouvelle demande dans l'économie. Par conséquent, pour connaître les effets d'un besoin matériel ou de service caractérisé par une quantité exprimée dans l'inventaire, l'ICV a été couplé avec les tables entrées-sorties (TES). Tout d'abord la méthode des tables entrée-sortie a été utilisée pour calculer la quantité d'heures de travail nécessaire pour produire une unité monétaire donnée (1€) et ce, dans chacune des 38 branches économiques. Il est par la suite nécessaire de calculer le nombre d'heures total associé à chaque entrant. Il est donc possible de multiplier les prix de chaque entrant présent dans l'ICV par les heures nécessaires pour produire une valeur monétaire donnée (1€) dans la branche concernée par cet entrant.

Le résultat permet de connaître le nombre d'heures de travail nécessaire à la production de chaque entrant présent dans l'inventaire. L'objectif de la présente méthodologie étant d'estimer la quantité d'emplois créés, il est donc pertinent d'évaluer la quantité de déchets qui sera disponible pour être recyclée par la future filière de fibres de carbone recyclées. Pour cette raison, la méthodologie d'analyse de flux de matière (AFM) a été utilisée. La réalisation du calcul du potentiel de création d'emplois (PCE), nécessite en premier lieu de multiplier la quantité de fibres de carbone qui arrivera en fin de vie et donc disponible au recyclage, par les heures de travail total nécessaires pour chaque entrant de l'ICV du procédé de recyclage pour une quantité donnée de fibres à recycler. Subséquemment, la durée annuelle de travail entrepris par un salarié à temps complet est considérée par l'indice d'équivalent temps plein (ETP). Pour la France, cela représente une valeur de 1650 heures de travail par an (INSEE). Cette étape doit être réalisée pour chaque entrant présent dans l'inventaire, ce qui permet, par la réalisation de la somme de tous les emplois créés pour chaque entrant, de déterminer la quantité d'emplois générée au total.

Les différentes étapes sont représentées sur la figure 29 et détaillées ci-dessous. L'équivalent temps plein est une unité de mesure qui évalue la quantité moyenne d'heures travaillées par an et par personne. Elle est obtenue en divisant le total d'heures travaillées par an par la moyenne annuelle des emplois à plein temps dans une région définie (INSEE).

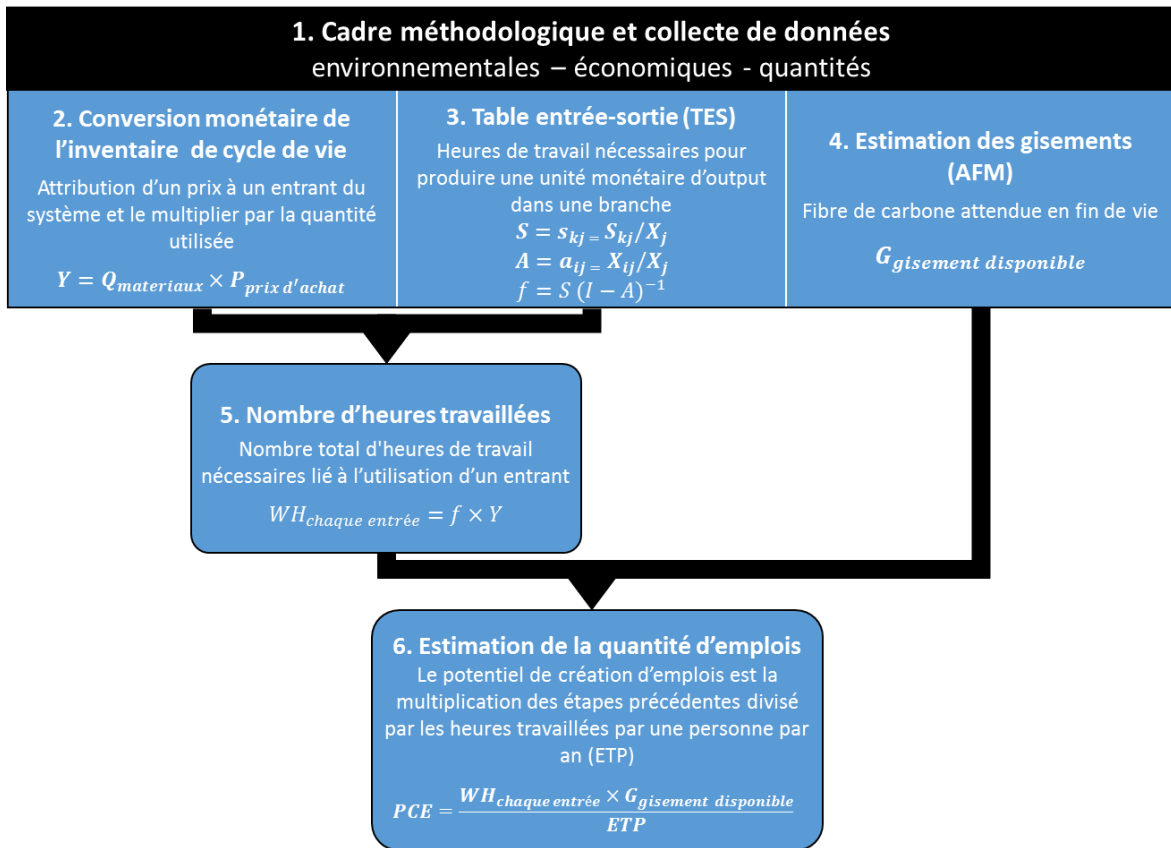


Figure 29 : Méthodologie associée à la création d'emplois au projet SEARRCH

2. Conversion monétaire de l'inventaire de cycle de vie

Les données relatives aux quantités d'entrants permettant au procédé de recyclage de fonctionner sont présentes sous forme d'inventaire de cycle de vie (ICV). Elles sont extraites soit de la littérature (pour le procédé de pyrolyse) soit du résultat d'expérimentations sur site (pour les procédés de solvolysse en eau supercritique et de fragmentation électrodynamique).

Bien qu'il soit plus aisé d'obtenir des inventaires de cycle de vie caractérisant des produits ou procédés matures que de nouveaux procédés, les ICV relatifs aux trois procédés de recyclage des PRFC ont été déterminés. La difficulté provient du fait que, encore aujourd'hui, la majorité des procédés de recyclage de composites sont en phase de développement et/ou d'optimisation. Les informations relatives à l'inventaire sont soit extraites de la littérature, soit du résultat d'expérimentation directe sur procédés.

Cette approche se base sur la monétarisation des composants du cycle de vie. Les entrants de l'inventaire caractérisés par leurs quantités, sont transformés en flux monétaires afin d'évaluer une nouvelle demande économique (Y). Pour cette étape, deux données sont nécessaires : la quantité de chaque entrant ($Q_{matériaux}$) et les prix associés de chacun d'entre eux ($P_{prix\ d'achat}$). La formule suivante (Equation 4) permet donc d'évaluer la valeur économique de chaque flux entrant répertorié dans l'ICV.

$$Y = Q_{matériaux} \times P_{prix\ d'achat}$$

Equation 4

Avec : « y » la demande économique relative au produit d'inventaire calculé

« $Q_{matériaux}$ » : quantité du produit d'inventaire calculé

« $P_{prix\ d'achat}$ » : prix relatif au produit d'inventaire calculé

La formule ci-dessus doit être appliquée pour chaque entrant individuellement. En effet, l'unité fonctionnelle a pour but d'assurer un référentiel commun entre tous les flux (massiques et monétaires).

3. Utilisation des tables entrées-sorties

Une autre catégorie de données nécessaire concerne les données économiques. Cette partie fait appel à trois catégories distinctes, à savoir :

- Les données issues des tables entrées-sortie (TES) et publiées annuellement par l'INSEE.
- La quantité totale d'heures de travail réalisée par une branche économique ainsi que la durée annuelle de travail des salariés à temps complet par an en équivalent temps plein (ETP) correspondant à la région étudiée. Ces statistiques sont également fournies par l'INSEE.
- Les prix de chaque entrant présent dans l'ICV, données accessibles chez les fournisseurs ou par consultation des statistiques nationales.

Les données regroupées dans les TES et publiées par l'INSEE ont des niveaux d'agrégation différents. En effet, l'INSEE fournit deux types de niveaux, le premier est composé de 17 branches économiques et le second, plus exhaustif, regroupe un total de 38 branches. Nous avons choisi la TES regroupant les données économiques de l'année 2013 et composée de 38 branches économiques notamment pour son niveau de désagrégation plus élevé, ce qui permettra d'avoir une meilleure représentativité des secteurs concernés et une meilleure complémentarité avec les autres outils utilisés (ACV et AFM).

La méthode développée différencie deux types d'heures de travail. Le premier concerne les heures de travail direct liées à une activité économique donnée, la deuxième regroupe les heures de travail indirect induites par le travail direct. Le principe des heures de travail est analogue à celui des emplois directs et indirects. Cette unité représente la conversion de la mesure traditionnelle de productivité (masse de produit par heure) en temps de travail nécessaire à la réalisation de cet *output* ; elle est appelée « quantité nécessaire de travail pour produire une unité monétaire dans un secteur » (Norris *et al.*, 2014).

De plus, les différents secteurs économiques (automobile, énergie, construction, etc.) possèdent un nombre d'heures de travail spécifique. Il est donc conseillé d'utiliser le nombre

d'heures moyen pour chaque branche économique donnée. Dans le cas où les informations spécifiques à une branche ne sont pas disponibles, il est recommandé d'utiliser la quantité d'heures moyenne de toutes les branches confondues (pour la France : 1650 heures correspondant à 35 heures et 52 minutes de travail par semaine pour un salarié qui bénéficie de cinq semaines de congés et de cinq jours fériés non travaillés dans l'année), information fournie par l'INSEE (Bouvier, 2000).

a) *Calcul des coefficients directs du volume d'heures de travail*

L'utilisation de TES permet de calculer les coefficients directs du volume d'heures de travail. Cette étape de la méthodologie utilise une table entrée-sortie pour calculer les heures de travail (HT) directes et indirectes, induites et nécessaires à la production d'une unité monétaire dans les branches économiques identifiées. La première étape consiste à créer une matrice qui utilisera deux types de données : les heures de travail direct induit liées à une branche économique identifiée dans le TES ainsi que toute la production monétaire de cette branche économique (*output* économique). A la suite des heures de travail obtenues, un coefficient relatif à chaque branche économique et représentant la quantité d'heures de travail direct par unité monétaire générée est évalué. Ce coefficient permet, par la prise en compte de chaque *output* monétaire converti en *output* de temps de travail, l'obtention de la matrice sociale (S). La formule suivante (Equation 5) permet de convertir les effets directs en heures de travail par *output* monétaire pour chaque *output* dans les branches économiques du TES.

$$S = \sum S_{kj} = s_{kj} / x_j$$

Equation 5

Avec : « S » : heures de travail par unité monétaire

« s_{kj} » : volume d'heures travaillées (K) par chaque branche économique (j)

« X_j » : quantité d'unité monétaire totale du secteur j

Avec S_{KJ} , représentant les heures de travail direct (K) de chaque branche économique (J) divisées par l'*output* total de J (X_j). L'exemple ci-dessous (Table 7), montre la quantité de travail nécessaire dans une branche de l'économie pour produire une unité monétaire. Il faut noter que l'heure de travail direct est une mesure convertie de productivité.

Branches économiques (TES)	Volume d'heures par branche (Millions)	Output €/an (Millions)	Heures de travail direct/€
Transports et entreposage	2049,20	186067,00	0,011013

Table 7: Heures de travail direct par branche

Donc, comme montré ci-dessus, l'ensemble des heures de travail d'une branche économique dépendra de la quantité d'heures de travail total répartie sur un an et divisée par l'*output* total sur cette même période ($2049,20 \div 186067,00 = 0,011013$ HT/€).

b) Coefficients techniques

L'étape précédente a permis de calculer les heures de travail liées directement à chaque branche économique. Pour calculer les effets indirects en heures de travail dans l'ensemble de l'économie, il faut d'abord calculer les coefficients techniques. Les coefficients techniques (a_{ij}) jouent un rôle fondamental dans le modèle proposé par Leontief (1986). Ceux-ci indiquent les dépenses par unité monétaire d'un secteur (*i*) par *output* total du secteur (*j*). La formule suivante permet de calculer ces coefficients techniques (Equation 6) :

$$A = a_{ij} = X_{ij}/X_j$$

Equation 6

- Avec : « **a_{ij}** » coefficients techniques d'un secteur (*i*) par output total du secteur (*j*)
- « **X_{ij}** » : quantité d'unité monétaire d'un secteur (*i*) nécessaire au secteur (*j*)
- « **X_j** » quantité d'unité monétaire totale du secteur *j*

La table 8 montre un exemple résumé des consommations intermédiaires (consommations entre les secteurs), présentes dans un TES, utilisées par la suite pour trouver les coefficients techniques.

		Secteurs		
		Agriculture	Industrie	Services
Produits	Agriculture	200	300	0
	Industrie	300	400	150
	Services	50	100	50
	Total des consommations intermédiaires	550	1000	150
	Valeur ajoutée	800	1000	1200
	Output total	1900	2800	3500

Table 8 : Exemple de TES considérant trois secteurs et produits

L'exemple prend en compte trois secteurs économiques, l'agriculture, l'industrie et les services, ainsi que la valeur de leurs consommations respectives envers d'autres secteurs. Il est considéré comme hypothèse dans le TES, qu'un secteur fabrique un seul type de produit, c'est-à-dire que celui-ci est homogène en termes de production. En considérant que l'unité monétaire exprimée dans cet exemple est en million d'euro : le secteur de l'agriculture consomme 200 millions en produits du secteur agriculture, 300 millions en produits du

secteur de l'industrie et 50 millions du secteur des services. La somme de la consommation intermédiaire du secteur agriculture est égale à 550 millions ; pour produire l'*output* final qui correspond à 1,9 milliard, il faut encore ajouter à ce secteur les salaires qui ont été versés et les bénéfices réalisés pour produire la valeur ajoutée totale, estimée à 1,9 milliards d'euros (Les tableaux représentant ces informations sont disponibles dans les annexes numérotées de 3.1 à 3.8).

Enfin, la table 9 montre les coefficients techniques calculés pour chaque secteur. Pour cela, la matrice des coefficients techniques s'obtient en divisant chaque consommation intermédiaire (*i*) d'une colonne par son *output* total (*j*).

		Secteurs		
		Agriculture	Industrie	Services
Produits	Agriculture	0,105	0,107	0
	Industrie	0,157	0,142	0,042
	Services	0,026	0,037	0,014

Table 9: Coefficients techniques

En reprenant l'exemple précédent, l'agriculture dépense dans le secteur de service 0,026€ (50 ÷ 1900) pour produire 1€ euro d'*output* monétaire.

c) Heures de travail totales induites (directes et indirectes)

Les coefficients d'heures de travail par unité monétaire utilisés au sein de cette étude, sont obtenus à partir des données de L'INSEE d'une part et de la SHDB d'autre part. La réalisation du calcul à partir des deux coefficients d'origines différentes est réalisée dans le but d'observer l'influence des bases de données sur le potentiel de création d'emploi.

- **INSEE**

Pour calculer les heures de travail directes et indirectes induites liées à chaque branche du TES, il faut appliquer le modèle de la matrice inverse de Leontief (1986), où *f* représente les heures de travail directes et indirectes induites nécessaires à la production d'une unité monétaire dans chaque branche économique analysée. *A* correspond aux coefficients techniques et est sa matrice identité. $(I-A)^{-1}$ est la matrice des coefficients d'entrées-sorties (*input-output*) qui permet d'évaluer les effets directs et indirects causés par un changement dans la demande finale dans une branche économique donnée. La nouvelle matrice obtenue est alors multipliée par le coefficient qui correspond aux heures de travail direct liées aux branches économiques (*S*) afin d'obtenir *f* (Equation 7).

$$f = S (I - A)^{-1}$$

Equation 7

Avec : - « *f* » : heures de travail direct et indirect nécessaires pour produire une unité monétaire pour chaque branche économique analysée

- « **S** » : heures de travail direct par unité monétaire
- « **I** » : matrice identité
- « **A** » : matrice des coefficients techniques

- **Social Hotspot Database**

Lors de ce travail, la méthodologie de calcul des impacts sociaux qui a été développée pour la SHDB a été utilisée pour l'extraction de données sur lesquelles cette méthodologie est basée. Mais cette méthodologie n'a pas été utilisée dans son ensemble. Cependant, les facteurs d'heures de travail sur lequel s'appuie celle-ci ont été exploités. La table 10 ci-dessous montre les informations qui ont été collectées à partir de la SHDB.

Secteurs	Heures de Travail directes et indirectes/€	Unité
Industrie chimique	0.00902	Heure travaillée/€
Electricité	0.01109	Heure travaillée/€
Transports	0.01611	Heure travaillée/€
Eau	0.01087	Heure travaillée/€

Table 10 : Heures de travail nécessaires par unité monétaire dans un secteur

Les données relatives aux branches économiques de l'industrie chimique, du transport, de l'électricité et de l'eau ont été collectées. Ces données représentent la quantité d'heures de travail nécessaires (direct et indirect) pour produire un euro d'*output* dans la branche économique concernée. La démarche est ici identique aux heures de travail évaluées en utilisant les tables entrées-sorties de l'INSEE. Une fois ces données collectées, la même méthodologie est appliquée en utilisant ces facteurs, dans le but de connaître le potentiel de création d'emplois correspondant.

4. Estimation des gisements

L'approche proposée par l'utilisation de la méthodologie de l'analyse de flux de matière (AFM), a pour objectif de permettre une estimation du potentiel de création d'emplois de la filière de recyclages des fibres de carbone pour une période considérée entre 2020 et 2050. Pour cela, la quantité de fibres arrivant en fin de vie doit être connue pour évaluer le gisement potentiel de fibres à recycler. La méthodologie AFM a été retenue pour répondre à cette problématique. Les données AFM utilisées dans cette étude proviennent de l'entreprise Altran et ont été obtenues dans le cadre du projet SEARRCH.

Le travail entrepris sera décomposé en trois parties. Ceci est dû à une variation d'incertitude concernant les estimations des gisements entre les différents secteurs étudiés. Il est donc choisi de calculer le potentiel de création d'emplois séparément puis de les regrouper, avec

comme objectif d'apporter une première estimation du potentiel de création du secteur de recyclages des fibres de carbone.

5. Nombres d'heures travaillées

Considérons la comptabilisation du nombre d'heures total par entrant de l'inventaire du cycle de vie. La méthodologie est la comptabilisation du nombre d'heures de travail (WH : « *working hours* ») nécessaires pour produire une certaine quantité d'entrant de l'ICV. Où f correspond aux heures de travail direct et indirect nécessaires à la production d'un *output* monétaire dans chaque branche économique et Y est la demande générée par chaque entrant de l'inventaire (Equation 9).

$$WH_{each\ input} = f \times Y$$

Equation 8

WH correspond donc à la quantité en heures de travail qui doit être entreprise pour répondre à la demande représentée par les produits présents dans l'ICV.

L'étape suivante consiste à lier chaque entrant de l'ICV à une branche économique. Ci-dessous, la table 11 montre un exemple de résultats pour l'un des entrants : « transport et entreposage ».

Branches économiques	Entrants de l'ICV	Quantité ($Q_{matériaux}$)	Prix ($P_{prix\ d'achat}$)	Coefficient d'heures de travail (f)	WH _{chaque entrée}
Transports et entreposage	Transport (camion)	1000 Km	0,2 t.€.km	0,0214	4,28

Table 11: Nombre total d'heures de travail nécessaire lié à l'utilisation d'un entrant

Dans l'exemple de la table 11, afin de calculer les heures de travail liées à un entrant de l'ICV, il faut multiplier la quantité de matériau à utiliser ou de service nécessaire, par le prix d'achat et ensuite par le coefficient d'heures de travail. Le résultat pour le transport est 4,28 WH, c'est-à-dire que pour produire 200 € d'*output* (correspondant à la distance présente dans l'ICV rapportée à son coût : 1000 Km x 0,2 t.€.km) dans la branche économique « Transports et entreposage », il faut 4,28 heures de travail (direct et indirect). Cette valeur correspond au transport d'1 tonne de fibres de carbone sur 1000 km.

Ce calcul permet à partir de trois types de données connues, 1) une quantité ou un service, 2) le coût relatif et 3) le coefficient d'heures de travail de la branche économique concernée, de les multiplier par le coefficient d'heures de travail (coefficient traduisant la quantité de travail nécessaire à la production de d'une unité monétaire donnée) pour ainsi obtenir le total d'heures de travail nécessaires à la fabrication d'un produit.

6. Estimation de la quantité d'emplois

Les données précédemment récoltées, sont les heures de travail liées à un entrant et la quantité de fibres de carbone qui sera disponible en fin de vie. L'étape suivante est donc le calcul de l'équivalent temps plein (ETP) correspondant et permettant l'obtention du potentiel de création d'emplois par procédé de recyclage. Pour ce faire, il est nécessaire de calculer le produit de la quantité totale du gisement de PRFC sur une période donnée ($G_{gisement\ disponible}$) par le nombre total d'heures de travail pour produire un *input* ($WH_{chaque\ entrée}$), ce produit sera ensuite divisé par l'*ETP* (Equation 9).

On obtient donc la formule suivante :

$$PCE = \frac{WH_{chaque\ entrée} \times G_{gisement\ disponible}}{ETP}$$

Equation 9

Le potentiel de création d'emplois (PCE) est exprimé en nombre d'emplois générés par an. Une fois la formule appliquée pour tous les entrants de l'ICV, la somme du nombre d'emplois généré par chaque entrant est calculée pour chaque secteur.

La quantité totale d'emplois liée à un inventaire de cycle de vie pourra alors être calculée. La formule suivante (Equation 10) est utilisée pour calculer cette quantité pour une année donnée, ce qui correspond à l'addition des PCE de chaque entrant de l'ICV.

$$PCE_{total} = PCE_{transport} + PCE_{électricité\ broyage} + PCE_{électricité\ procédé} + PCE_{azote} + PCE_{eau}$$

Equation 10

7. Observations

Cette section s'est concentrée sur la description du développement méthodologique permettant de réaliser une estimation du potentiel de création d'emplois. Cette estimation est réalisée par l'utilisation combinée de la méthodologie développée par Hunkeler (2006), basée sur l'inventaire de cycle de vie (ICV), permettant d'apporter les informations sur le fonctionnement des procédés de recyclage et les quantités de consommables nécessaires à prendre en compte, mais apporte aussi des informations sur les secteurs considérés. Elle s'est intéressée ensuite aux tables entrée-sortie (TES) de l'INSEE mais aussi à la possibilité d'utiliser les coefficients extraits de la SHDB, permettant d'obtenir la quantité de travail horaire par unité monétaire consommée. Elle présente finalement l'analyse de flux de matière (AFM), permettant de renseigner sur la quantité de PRFC à recycler et ainsi de définir, en fonction des années, la quantité d'emplois correspondante, permettant ainsi d'apporter une perspective de création d'emplois en fonction du type de procédé de recyclage, de l'année considérée, de la zone géographique mais aussi du secteur étudié.

IV. Adaptation d'un indicateur de criticité des ressources

* Comme introduit au début de ce chapitre et par le besoin exprimé au sein du chapitre 3, cette section se concentre sur l'adaptation d'un indicateur de criticité des ressources, avec comme objectif de permettre l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement en fibres de carbone.

1. Principe méthodologique

En raison de la diversité des matériaux contenus dans les produits de hautes technologies, combinée avec le fait que les chaînes d'approvisionnement de ces produits sont à l'échelle mondiale, il est devenu important d'évaluer les risques d'approvisionnement géopolitiques tout au long de la chaîne d'approvisionnement d'un produit. Le but ici est d'étendre la méthode d'évaluation du risque d'approvisionnement géopolitique en vue de son intégration dans le cadre conceptuel de l'évaluation du développement durable. Ceci est réalisé par la prise en compte des différentes étapes qui composent l'ensemble d'une chaîne d'approvisionnement, mais aussi par la considération de la production nationale et l'application de cette méthode étendue à la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone. Il est particulièrement visé ici l'évaluation des facteurs de risques d'approvisionnement géopolitique provenant du commerce international du pétrole, du propène et de l'acrylonitrile.

La méthodologie nécessaire à l'évaluation d'une chaîne d'approvisionnement à étapes multiples ne se concentre plus seulement sur le seul risque géopolitique d'un pays fournisseur induit à un pays d'import, mais de l'ensemble des pays en interaction avec la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone. Comme représenté en figure 30, la chaîne d'approvisionnement d'un produit dont la fabrication nécessite la transformation de différents produits ou substances (« C » transformé en « B » pour obtenir « A ») comporte, dans sa chaîne d'approvisionnement, un ensemble potentiel de pays fournisseurs directs et indirects. Il est donc primordial, dans l'optique d'une sécurisation d'approvisionnement d'un produit ou d'une ressource, de considérer tous les risques géopolitiques directs mais aussi induits par les pays se situant sur cette chaîne de valeur.

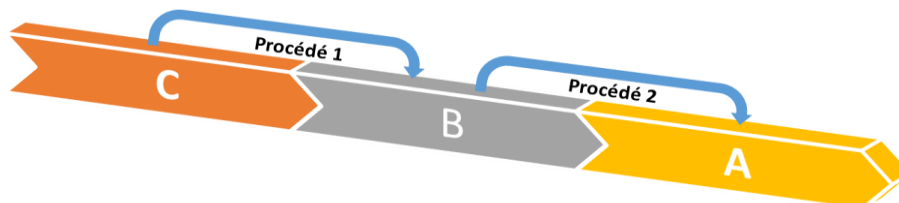


Figure 30 : Représentation des étapes d'obtention d'un produit hypothétique "A" par les procédés 1 et 2 caractérisant l'extraction et l'obtention consécutive des produits C et B

* Cette section est le résultat d'un travail commun avec l'université d'Augsbourg en Allemagne et l'université de Waterloo au Canada et a été publiée dans le « *Journal of Cleaner Production* » (Helbig et al., 2016).

2. La chaîne d’approvisionnement d’une ressource

Par ailleurs, il convient de considérer le risque présent dans les chaînes d’approvisionnement subsidiaires des pays se situant sur la chaîne d’approvisionnement du produit principal. En effet, derrière chaque pays situé sur la chaîne d’approvisionnement principale il y a une liste de pays secondaires servant à l’approvisionnement des pays approvisionnant eux même le pays final d’importation. Ces pays et flux sont représentés sur la figure ci-dessous (Figure 31), avec les traits verts correspondant aux importations directes en produits A, B et C par un pays importateur final localisé en Europe (zone colorée en vert et cerclée de rouge), et les traits en pointillé noir sont les importations indirectes effectuées par les pays exportant les produits A, B et C vers le pays européen en question.

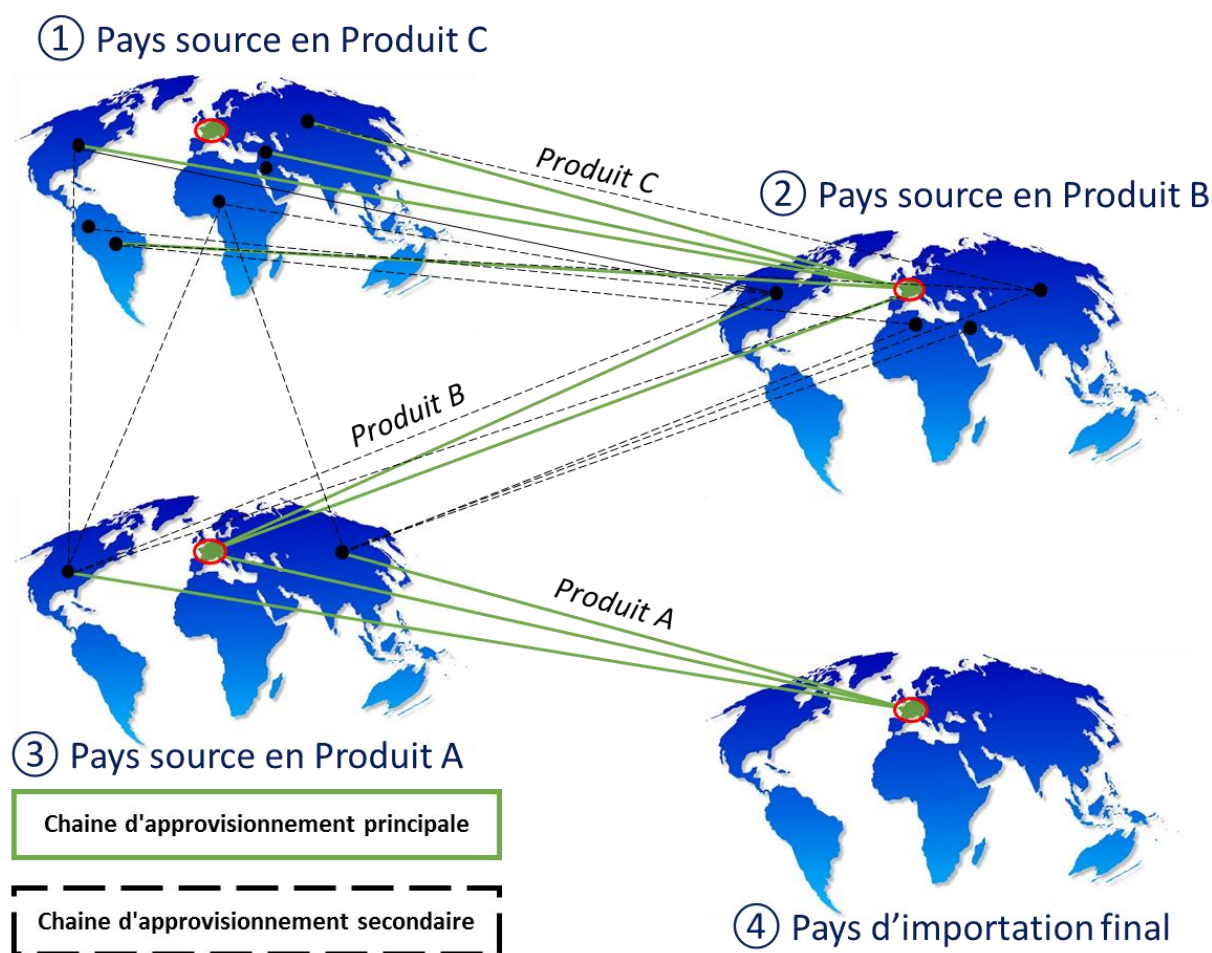


Figure 31 : Représentation des interactions principales et induites entre pays pour la chaîne d’approvisionnement du produit « A »

La figure 31 représente un cas hypothétique où un pays de la communauté européenne, en vert sur la carte, serait l’importateur du produit final A (« ④ Pays d’importation final »). Ce pays importerait le produit A de deux pays différents se trouvant en Amérique du nord et en Asie, mais utiliserait aussi du produit A issu de sa propre production pour combler la demande nationale (correspondant aux trois traits verts allant de ③ vers ④). Ces flux vont donc être caractérisés par l’évaluation des risques géopolitiques d’importations directes,

relatifs au pays d'importation européen des produits A, B et C pris séparément. Il convient aussi d'évaluer les risques secondaires induits. Ces risques sont représentés sur la carte par le risque d'approvisionnement géopolitique du pays d'exportation du produit A situé en Amérique du Nord ③ induit par son importation en produits B (tirets noir) provenant d'un pays localisé en Europe ②, mais aussi par l'importation de produit C provenant du continent Africain ①. Le pays d'Amérique du Nord possède une industrie suffisamment développée pour lui permettre de fabriquer, sur le plan national, les produits B et A issus de la ressource C. Les pays ayant la technologie nécessaire à la fabrication de A directement à partir de C n'auront pas un schéma d'approvisionnement identique aux autres pays. Il est donc nécessaire de permettre l'évaluation de ces différentes possibilités et scénarios lors de la prise en compte des différents risques géopolitiques induits sur la chaîne de production de fibres de carbone.

L'évaluation des différents risques directs et secondaires est donc primordiale pour l'identification des risques potentiels sur l'ensemble d'une chaîne d'approvisionnement et permet aussi d'élaborer des scénarios plus favorables et sécurisants pour l'approvisionnement des différents produits et substances nécessaires à la fabrication des fibres de carbone. L'adaptation d'un indicateur permettant la prise en compte des problématiques exposées précédemment est présentée ci-dessous.

3. Évaluation du risque géopolitique

a) Principe d'adaptation à une chaîne d'approvisionnement multi-étapes

L'indicateur de risque géopolitique d'approvisionnement (RGPA) utilisé par Graedel *et al.* (2012) caractérise la vulnérabilité du risque d'approvisionnement en matières premières et ne considère qu'une chaîne d'approvisionnement composée d'une seule et unique étape d'évaluation de ce risque. Il est nécessaire, pour permettre l'évaluation de la chaîne d'approvisionnement en fibres de carbone, d'étendre cette équation par la prise en compte d'une chaîne d'approvisionnement multi-étapes.

Tout d'abord, la concentration des ressources a été calculée par l'indice de Herfindahl-Hirschman (HHI) des pays producteurs (Calkins, 1983), alors que le risque politique a été mesuré à l'aide des indicateurs de gouvernance mondiale (WGI, « *World governance indicators* ») dans sa dimension « stabilité politique et absence de violence / terrorisme » (Kaufmann *Et al.*, 2010), pondérée par la part des importations de toutes les importations du pays, exprimée à l'origine par l'Equation 11.

$$RGPA = HHI_{production} \times \overline{WGI}_{import}$$

Equation 11

En comparaison à l'Equation 11, la méthode de calcul du facteur de risque développée ci-dessous (Equation 12) a été étendue à deux aspects : 1) l'indicateur RGPA inclut maintenant la prise en compte de la production nationale dans le calcul et 2) le caractère multi-étapes

des chaînes d'approvisionnement. L'approvisionnement issu de la production nationale est considéré comme « sans risque » d'un point de vue géopolitique. De plus, au sein de cette équation la stabilité politique d'un pays partenaire est pondérée par la part de la somme des flux totaux d'importation et de la production nationale. Le calcul complet pour le risque d'approvisionnement géopolitique dans une chaîne d'approvisionnement composée d'une seule étape est exprimé dans l'Equation 11.

Le calcul du risque d'approvisionnement géopolitique dans les chaînes d'approvisionnement multi-étapes est plus complexe. En effet, étant donné que celui-ci est composé de plusieurs marchandises négociées (produits A, B et C de la figure 31), il induit un grand nombre de relations possibles entre les produits et pays de transition ou de transformation. Par la prise en compte, dans le calcul du risque d'approvisionnement, d'une chaîne multi étapes, les pays intermédiaires peuvent ainsi servir de lien entre les pays qui n'ont pas de relations commerciales directes (ni pour les produits A ni pour B ou C).

Le RGPA total d'une chaîne d'approvisionnement à partir de la considération de deux étapes (ou plus) est calculé à partir de l'Equation 12, considérant la concentration des pays producteurs du produit C et B, ainsi que la stabilité politique des pays d'importations. L'équation prend en compte à la fois les importations en provenance de ces pays producteurs de produit C vers tout pays producteur intermédiaire d'un pays x et la part des intrants (importation et production intérieure) de ces pays producteurs intermédiaires concernant le produit intermédiaire B.

$$RGPA_{CBx} = HHI_C \times \overline{WGI}_{CBx} = \sum_i \frac{P_{Ci}^2}{P_C^2} \times \sum_i \sum_k g_i \frac{f_{Cik}}{p_{Ck} + F_{Ck}} \frac{f_{Bkx} + \delta_{kx} p_{Bx}}{p_{Bx} + F_{Bx}}$$

Equation 12

Le $RGPA_{CBx}$ est le facteur de risque géopolitique d'approvisionnement concernant le produit de base C (situé en amont dans la chaîne d'approvisionnement) transformé en produit B dans un pays x. Ici, p est la production d'un seul pays, i est n'importe quel pays choisi et k est un pays intermédiaire ; P est la production globale ; g_i est le score de stabilité politique du pays choisi i , recalculé à partir de son score WGI -PV, f est le flux d'import-export de pays à pays (f_{Cik} = importation de produits C du pays i au pays k , f_{Bkx} : importation de produits B du pays k vers le pays x), F est la somme de tout tonnage importé par un pays (F_{Ck} : importations totale de la marchandise C au pays k , F_{Bx} : les importations totales du produit B vers le pays x). δ_{kx} est égale à 1 dans le cas où le pays k correspond au pays x (traduisant l'importation de produits issus de la production nationale) et 0 dans tous les autres cas. Il est aussi pertinent de préciser que tant que les facteurs de concentration HHI de gouvernance et WGI prennent des valeurs comprises entre 0 et 1, le facteur de risque d'approvisionnement géopolitique prendra également des valeurs comprises entre 0 et 1.

b) Adaptation du modèle au cas des fibres de carbone

La chaîne d'approvisionnement principale de la fibre de carbone est basée sur la figure 32. Elle commence habituellement à partir de l'extraction du pétrole brut, qui subit des processus de raffinage pour obtenir le propène. Le propène peut être produit en rompant les longues chaînes organiques d'hydrocarbures du pétrole brut. Il faut cependant noter que ce produit peut être obtenu par deux types de procédés, par craquage vapeur d'eau ou catalytique, mais la première technique est la plus utilisée. Le propane peut également être fabriqué à partir de matières premières tel que le gaz naturel, mais ici la source choisie est le pétrole. L'acrylonitrile est principalement produit à partir de l'ammoxydation du propène, également appelé Sohio-process (de la société « *Standard Oil of Ohio* ») (Cespi et al., 2014). L'acrylonitrile subit un processus de polymérisation radicalaire pour obtenir les fibres précurseurs en polyacrylonitrile (PAN) (Huang, 2009). Le traitement suivant appliqué au précurseur PAN pour obtenir la fibre de carbone, dépend fortement des propriétés souhaitées et est habituellement exécuté dans le même site de production que pour les fibres de carbone. Ces matériaux ultérieurs ne sont donc typiquement pas commercialisés. Trois types de données sont nécessaires pour le calcul du risque géopolitique d'approvisionnement. Premièrement les volumes nationaux de production domestique pour tous les stades d'approvisionnement sont considérés, ensuite les volumes internationaux d'importations et d'exportations pour toutes les étapes d'approvisionnement et finalement une mesure de la stabilité politique des pays concernés.

Les sources d'information nationales de volume de production diffèrent entre le pétrole, le propène et l'acrylonitrile. L'annuaire statistique de l'entreprise BP (anciennement « *British Petroleum* ») est utilisé pour les informations de production pétrolière couvrant 49 pays producteurs et 99% de la production mondiale (BP, 2014). Les données pour l'industrie chimique sont susceptibles d'être le reflet exclusif de différents producteurs. En effet pour le propène et l'acrylonitrile, les capacités de production sont utilisées au lieu des volumes de production annuels.

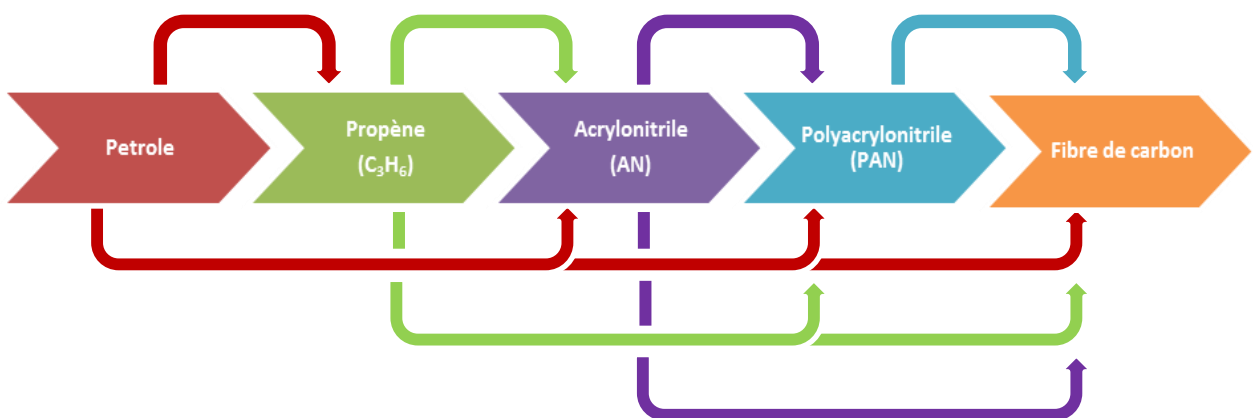


Figure 32: chaîne d'approvisionnement multi-étapes des fibres de carbone ; les flèches principales représentant les différents produits qui la composent et les flèches secondaires représentant les différentes interactions possibles entre produits

On considère l'hypothèse que la capacité totale d'utilisation sera prise en compte pour le calcul du risque (si la capacité n'était pas pleinement utilisée, le risque pourrait être atténué ou augmenté virtuellement par une utilisation potentiellement plus élevée que la capacité réelle).

Pour le propène, les capacités de production de 20 pays couvrant 71% de la capacité mondiale ont été identifiées à travers des sources d'entreprises (INEOS, 2015), des experts de l'industrie (CIEC *Promoting Science*, 2015 ; plastemart, 2014 ; Smith *et al.*, 2012) et d'une institution gouvernementale (U.S. *Energy Information Administration*, 2015). Pour l'acrylonitrile, un rapport du « *PCI acrylonitrile ltd* » énumère les capacités des sites dans 14 pays, couvrant 94% des capacités mondiales (PCI, 2013). Les informations relatives aux fibres précurseurs PAN sont issues d'informations de la part de l'entreprise ASKA (Aksa Akrilik Kimya Sanayii A.S, 2015) et les informations relatives aux fibres de carbone ont été obtenues à partir d'une présentation du « *Korea Institute of carbon convergence technologie* » (Shin, n.d.)

Les données d'importation et d'exportation ont été extraites de la base de données « UN Comtrade » (ONU, 2015). Le rapport du système harmonisé (SH) pour l'année 2013 contient les marchandises pétrolières (SH 27 09 00 « Huiles de pétrole, huiles de minéraux bitumineux, brutes »), propène (HS 29 01 22 « propène (propylène) ») et acrylonitrile (HS 29 26 10 « Acrylonitrile »). Les volumes totaux d'importations de pétrole ont représenté 49% de la production mondiale. Le propène a été très souvent utilisé à l'échelle nationale et seulement 7% de la production est commercialisé à l'échelle internationale. Le code choisi, correspondant au PAN est HS 390690, correspondant à « polymères acryliques, sous formes primaires (à l'exclusion du polyméthacrylate de méthyle) ». Le code utilisé pour les fibres de carbone est le SH 681510, défini par la catégorie « Articles en graphite ou autre carbone, fibres de carbone, à des fins non électriques ».

Pour l'évaluation de la stabilité politique des pays, il a été nécessaire de choisir un indicateur parmi les six WGI proposés par la banque mondiale. Ceux-ci sont listés ci-dessous :

- « **Participation des gouvernés et responsabilité de gouvernants** » : Evalue le niveau de participation des citoyens d'un pays à la sélection de leur gouvernement, ainsi que la liberté d'expression, la liberté d'association et la liberté des médias.
- « **Stabilité politique et absence de violence / Terrorisme** » : Mesure la probabilité d'instabilité politique et / ou de violence liée à des décisions politique, y compris le terrorisme.
- « **Efficacité gouvernementale** » : Reflète les perceptions de la qualité des services publics, de la qualité de la fonction publique et de son indépendance vis-à-vis des pressions politiques, de la qualité de la formulation et de la mise en œuvre des politiques et de la crédibilité de l'engagement du gouvernement envers de telles politiques.

- « **Qualité réglementaire** » : Évalue la capacité du gouvernement à formuler et à mettre en œuvre des politiques et des règlements solides qui permettent et favorisent le développement du secteur privé.
- « **Règle de loi** » : Évalue dans quelle mesure les populations concernées ont confiance et respectent les règles de la société, et en particulier la qualité de l'exécution des contrats, des droits de propriété, de la police et des tribunaux, ainsi que la probabilité d'actes criminels et de violence.
- « **Contrôle de la corruption** » : Évalue dans quelle mesure le pouvoir public est exercé à des fins privées, y compris les petites et grandes formes de corruption, ainsi que la « capture » de l'État par les élites et les intérêts privés.

Parmi les Indicateurs de gouvernance mondiale (WGI) publiés par le WorldBank, il a été jugé plus pertinent d'utiliser le méta-indicateur « Stabilité politique et évaluation de la violence / Terrorisme (WGI-PV) » et d'utiliser le score plutôt que le rang de chaque pays (Kaufmann et Kraay, 2015) pour l'année 2013. Les scores extraits de la WGI sont affichés avec des valeurs moyennes comprises entre - 2,5 (très instable) à + 2,5 (très stable). Les valeurs initiales sont normalisées à une moyenne de 0 et à un écart-type de 1. Pour le calcul, ces valeurs sont rééchelonnées de façon à ce qu'un facteur de 0 soit très stable et 1 très instable.

Dans l'ensemble, les données de production et d'échange ont été recueillies pour au moins une des trois étapes de la chaîne d'approvisionnement et ce pour 145 pays. Ces résultats seront détaillés dans le chapitre V dédié à l'application des indicateurs identifiés précédemment et appliqués aux fibres de carbone. Ici, il est intéressant de noter que tous les pays ne produisent pas nécessairement des fibres de carbone, mais la plupart sont au moins impliqués dans leurs chaînes d'approvisionnement. Il est ainsi possible de calculer six valeurs pour le risque d'approvisionnement géopolitique de chaque pays : une pour chaque matière (risque d'importation de l'acrylonitrile, du propylène et du pétrole), et ensuite trois pour les risques sur toute la chaîne d'approvisionnement dans les pays partenaires de l'acrylonitrile, ainsi que le risque d'importations pétrolières dans les pays tiers du propène. Le nombre de voies composant la chaîne d'approvisionnement multi-étapes considérée, s'élève à plus de 60000 connexions depuis l'extraction du pétrole jusqu'à l'obtention de l'acrylonitrile, en passant par l'obtention du propène.

4. Observations

Il a donc été possible, au sein de cette section, de mettre en place une approche permettant d'évaluer le risque géopolitique d'approvisionnement d'un produit nécessitant l'utilisation de multiples substances et procédés de transformations, induit par le besoin d'évaluer le risque géopolitique de la chaîne d'approvisionnement multi-étapes des fibres de carbone.

V. Conclusion

Ce quatrième chapitre s'est consacré à l'adaptation et au développement des différentes méthodologies et d'indicateurs d'évaluation du potentiel de développement durable de la filière de recyclage de PRFC. Il a été en premier lieu décrit les principes utilisés pour évaluer la quantité de PRFC en circulation dans la technosphère. Nous nous sommes ainsi intéressés à l'utilisation de l'analyse de flux de matière appliquée aux trois principaux secteurs consommateurs de PRFC. Une deuxième partie a été consacrée à la définition du contexte dans lequel intervient l'utilisation de l'analyse de cycle de vie, par la définition de l'unité fonctionnelle considérée pour l'évaluation et la comparaison des différents impacts environnementaux des scénarios de gestion de fin de vie des PRFC, mais aussi, des différents indicateurs utilisés et logiciels ou outils méthodologiques nécessaires à la réalisation des calculs ACV. Ensuite, le cadre méthodologique de l'évaluation du potentiel de création d'emplois a été détaillé, permettant ainsi d'évaluer ce potentiel à partir de deux types de base de données. Premièrement les données issues de l'INSEE et deuxièmement les données issues de la SHDB. Finalement, la façon dont l'indicateur de risque géopolitique a été adapté à la filière d'approvisionnement multi-étapes des fibres de carbone a été détaillée. Il est évalué par la prise en compte des imports en pétrole, propène, acrylonitrile, polyacrylonitrile et fibres de carbone, ainsi que toutes les interactions existantes entre les pays considérés par cette chaîne d'approvisionnement. Il sera donc possible, par l'utilisation de les diverses méthodes énumérées ci-dessus, d'analyser le potentiel au développement durable de secteurs industriels. Le prochain chapitre concerne l'utilisation de ce cadre méthodologique pour évaluer la durabilité de la mise en place d'une filière de recyclage de fibres de carbone en France.

Chapitre 5 : Application du cadre méthodologique d'évaluation du développement durable aux procédés de recyclage des PRFC

Les chapitres précédents ont permis de définir un cadre méthodologique d'évaluation du potentiel du secteur du recyclage des fibres de carbone à s'accorder aux principes du développement durable au travers de la liste des ICPDD. Ce chapitre se concentre donc à l'application des différentes méthodes et indicateurs considérés définis dans cette liste au secteur du recyclage des PRFC.

I. Modélisation du gisement des fibres de carbone par l'analyse de flux de matière

Dans le chapitre 4, la méthodologie d'analyse de flux de matière a été détaillée et l'intérêt de cette méthode pour la quantification des flux de PRFC disponibles au recyclage a été démontré. L'AFM a donc été utilisée dans cette section dans le but d'évaluer le gisement de composites renforcés de fibre de carbone disponible au recyclage. Cette méthode sera utilisée ici non pas dans le but unique de représenter une quantité disponible au recyclage, information décisive à la création d'un nouveau secteur, mais aussi pour apporter des informations prépondérantes lorsque mises en relation avec les méthodologies d'analyse du cycle de vie et de l'évaluation du potentiel de création d'emplois.

De plus, l'augmentation de la consommation globale de fibres de carbone est prévue de ce faire de manière croissante au fil des ans, comme le montre un premier rapport datant de 2014 (Kraus *et al.*, 2014) évaluant la demande globale à 89000 tonnes en 2020. Cette évaluation est redéfinie à 100500 tonnes pour cette même année dans un rapport publié deux ans après (Witten *et al.*, 2016) par la même organisation.

Afin de réaliser l'estimation du gisement, il a été choisi de se concentrer sur les trois principaux secteurs qui utilisent les fibres de carbonées : le secteur aéronautique (29% de la demande en 2014), le secteur automobile (16%) et enfin le secteur de l'éolien (14%) (Witten *et al.*, 2015).

L'ensemble des informations à considérer pour quantifier la quantité potentielle de fibres de carbone disponibles en fonction de l'année considérée est regroupé dans le chapitre précédent.

1. Secteur aéronautique

a) Estimation de la quantité consommée

La masse totale de PRFC entrant en circulation de 2010 à 2025 est montrée en figure 33.

L'augmentation de la quantité moyenne de PRFC par avion entre 2015 (19.1%) et 2020 (24.8%) est justifiée par l'augmentation de la quantité de gros transporteurs commerciaux en circulation tels que l'A350 ou le B787. Cette augmentation correspond à une croissance annuelle de 1%, valeur qui sera conservée pour l'évaluation de la proportion des PRFC

entrant en circulation jusqu'en 2025 (date nécessaire pour évaluer la quantité d'appareils arrivant en fin de vie en 2050).

Il est proposé trois scénarios différents de croissance (scénario 1, 2 et 3). Le premier est calculé à partir de la quantité moyenne d'avions livrés par région à laquelle l'écart type est soustrait, le second scénario considère la valeur moyenne d'avions livrés et le troisième scénario est calculé à partir de la valeur moyenne plus l'écart type.

Les valeurs calculées de proportion moyenne de PRFC à partir de ces observations sont exprimées en annexe 1.3 de 2010 à 2025 et ce pour les six régions géographiques définies sur la figure 33, sachant que les données calculées comprises entre 2010 et 2015 ont été élaborées sur une base de calculs reportés par les constructeurs, tandis que les valeurs reportées de 2016 à 2025 sont calculées sur la base de valeurs estimées.

Nous obtenons donc une combinaison entre les valeurs estimées de proportion de PRFC par avions, la masse à vide moyenne de chaque avion (annexe 1.4) et le nombre moyen d'appareils livrés par année, mais nous prenons aussi en compte la masse moyenne de PRFC par avion en circulation par an et le tout par zone géographique. De plus, il est nécessaire de considérer un type de donnée supplémentaire, servant au renseignement de la quantité de déchets de production par an pour être incorporé à l'analyse. En effet, ce type de déchets est, au contraire des appareils aéronautiques, disponible au recyclage de manière immédiate. Cette information est calculée à partir du taux de déchets de production des PRFC du secteur aéronautique mis en relation avec la production d'avions par an et par zone géographique (annexe 1.5).

La masse totale de PRFC entrant en circulation de 2010 à 2025 est donc obtenue par la prise en compte des informations énumérées ci-dessus. Les résultats obtenus sont montrés en figure 33. Étant donné que pour les années 2015 et 2020 les valeurs sont basées sur des estimations, il est proposé trois scénarios différents de croissance (scénario 1, 2 et 3). Ceci est entrepris dans le but d'apporter un cadre de croissance caractérisant la consommation des PRFC dans le secteur aérien.

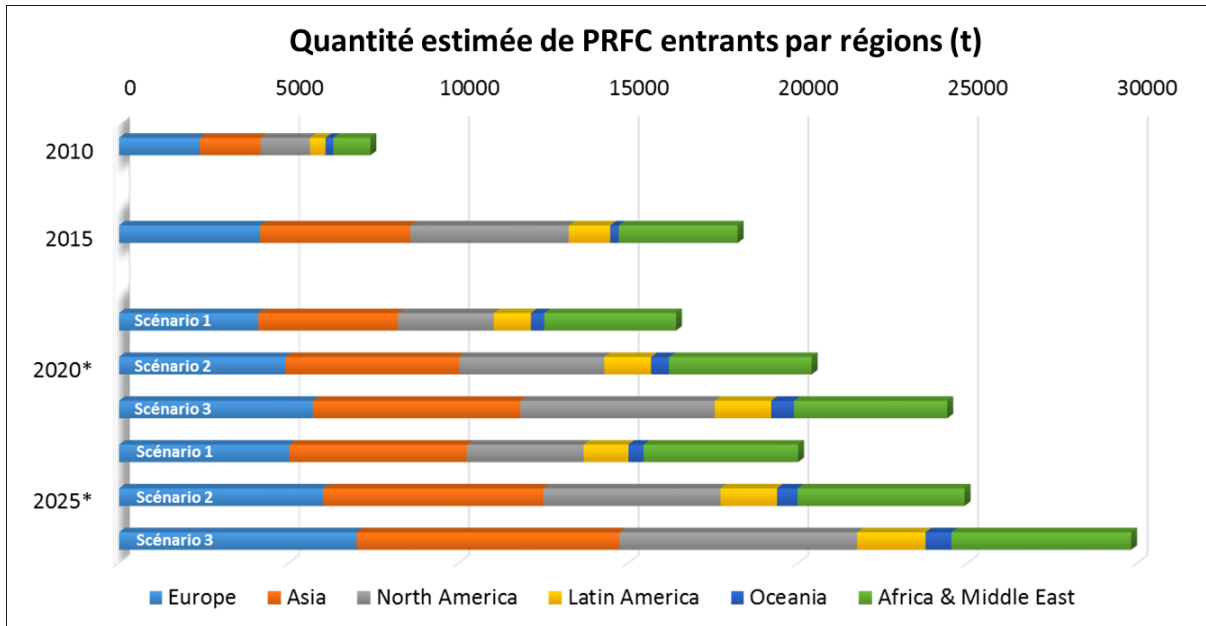


Figure 33: Estimation de la quantité de PRFC par région de 2010 à 2025 entrants en circulation

Avec ces informations il est donc possible d'évaluer la quantité de déchets arrivant en fin de vie en provenance du secteur aéronautique.

b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur aéronautique et disponible entre 2015 et 2050

En 2014, la consommation de PRFC par le secteur aéronautique et défense était d'environ 25730 tonnes avec un taux de croissance estimé à 9% (Witten et al., 2015). Ainsi, il est prévu que ces secteurs utilisent 43152 tonnes de PRFC en 2020. La différence observée entre les résultats obtenus à partir de la méthodologie de calcul décrite précédemment et les données tirées de la littérature peut s'expliquer par le fait que les résultats précédents estiment la seule quantité de PRFC consommée par le secteur aéronautique commercial. Le secteur de la défense utilise également une quantité importante de composites dans les avions militaires, les missiles, les hélicoptères et d'autres équipements. On considère que le secteur de la défense représente environ 40% de la consommation de PRFC (composites network, 2014). Les résultats précédents estiment une consommation de PRFC pour l'ensemble du secteur aéronautique (civil et militaire) égale à 25600, 31833 et 38066 tonnes selon les scénarios 1, 2 et 3. Il apparaît donc que les scénarios 1 et 2 sous-estiment la consommation de PRFC en comparaison aux 43152 tonnes définies dans la littérature. Le scénario 3 est donc le plus proche, avec 38066 tonnes de PRFC estimées consommées en 2020 (civil et militaire). Par conséquent, la méthodologie d'estimation de la consommation de PRFC par le secteur aéronautique commercial est validée pour le scénario 3. L'évaluation du volume de déchets de PRFC à recycler d'ici 2050 est donc basé sur les résultats du scénario 3 et montré sur la figure 34.

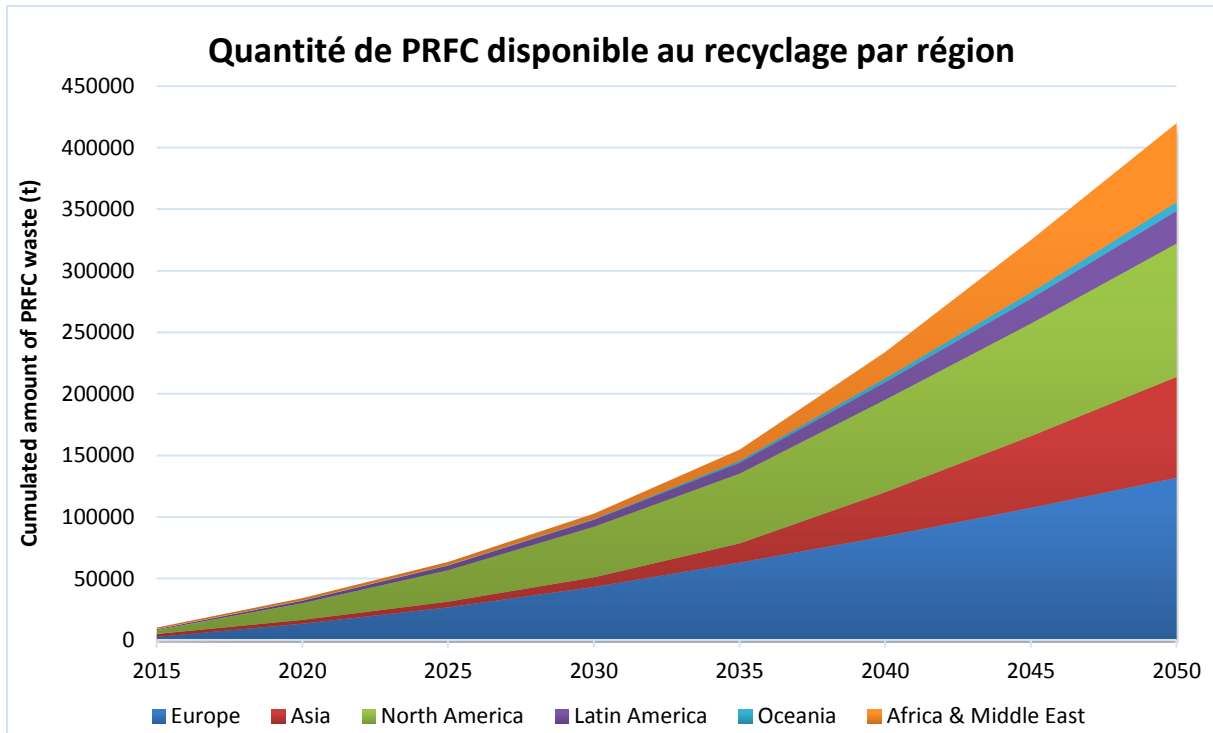


Figure 34: Evolution globale de la quantité de PRFC disponibles au recyclage, issus du secteur aéronautique par zone géographique entre 2015 et 2050 (scénario 3)

Les estimations ont pu mettre en avant plusieurs tendances. A l'échelle du monde, l'Asie se démarque par une augmentation rapide de la quantité de PRFC contenue dans les avions, avec 6106 tonnes estimée en 2020. L'Asie est actuellement très active dans le développement du transport aérien sur son territoire tout en créant de nouvelles liaisons à travers le monde. Ensuite, l'Europe semble être la région offrant le gisement le plus important, suivie de près par l'Amérique du nord bien que, à partir de 2035 le gisement de PRFC semble prendre de l'importance dans les autres régions du globe, traduisant un essor économique dans ce secteur. Globalement nous observons une croissance importante de la consommation et de la disponibilité des composites renforcés de fibres de carbone.

2. Secteur Eolien

a) Calcul de la puissance cumulée

Pour la réalisation du calcul de la disponibilité des fibres de carbone dans le futur, différents taux de croissance de la puissance cumulée ont été considérés sur la base du rapport de Wilburn (2011) considérant une croissance linéaire moyenne de 15.4 ± 3.3 % entre 2010 et 2014. Il sera donc considéré un intervalle de croissance encadrant les différents scénarios possibles, scénario 1 : 12.1%, scénario 2 : 15.4% et scénario 3 : 18.7%. L'influence de ces différents taux de croissance sur la quantité de puissance cumulée installée est détaillée dans la table 12, avec, pour chaque région du monde, l'étude de trois scénarios, correspondant aux scénarios de croissance respectifs définis précédemment.

Chapitre 5 : Application du cadre méthodologique d'évaluation du développement durable aux procédés de recyclage des PRFC

	Puissance installée cumulée (MW)															
	2010	2011	2012	2013	2014	2015*	2016*	2017*	2018*	2019*	2020*	2021*	2022*	2023*	2024*	2025*
Europe 1						143105	154398	167279	182534	199865	219685	241257	264694	290105	317597	347270
Europe 2	86807	96791	109817	121474	133644	147318	163622	182491	204995	231066	261458	295585	333846	376667	424501	477825
Europe 3						151530	173114	198598	229469	266049	309650	360078	418317	485469	562766	651573
Asie 1						164107	189246	216109	245158	276283	311054	349891	393199	441408	494969	554351
Asie 2	61219	82186	97780	115927	141580	168938	200553	235761	275326	319415	370201	428681	495923	573115	661576	762758
Asie 3						173769	212187	256571	308196	367773	438436	522214	621403	738663	877060	1040113
Amérique du Nord 1						85082	92058	99690	108841	119625	131911	145330	159961	175881	193168	211895
Amérique du Nord 2	44908	52854	67721	70811	77913	87586	97558	108756	122234	138300	156994	178056	201751	228361	258189	291556
Amérique du Nord 3						90091	103217	118355	136827	159238	185931	216906	252798	294324	342284	397573
Amérique Latine et Caraïbes 1						12210	16456	21272	26700	32821	39443	47360	56812	68078	81487	97418
Amérique Latine et Caraïbes 2	1481	2334	3513	4764	8503	12570	17439	23207	29986	37945	46944	58025	71654	88392	108916	134042
Amérique Latine et Caraïbes 3						12929	18451	25255	33566	43689	55596	70686	89784	113924	144391	182783
Océanie 1						4786	5227	6188	7185	8230	9387	10697	12178	13849	15733	17851
Océanie 2	2521	2864	3226	3874	4429	4927	5540	6751	8069	9514	11171	13105	15359	17982	21029	24561
Océanie 3						5068	5861	7347	9032	10955	13231	15965	19245	23176	27878	33493
Afrique et Moyen-Orient 1						3907	5808	8702	11651	15676	19971	25422	32329	41069	52114	66048
Afrique et Moyen-Orient 2	1067	1095	1137	1255	2528	4022	6155	9494	13085	18123	23769	31146	40774	53323	69656	90879
Afrique et Moyen-Orient 3						4137	6512	10332	14647	20867	28150	37942	51091	68726	92343	123925
Monde 1						413197	463194	519241	582069	652499	731451	819957	919172	1030392	1155069	1294832
Monde 2	198001	238126	283194	318105	368597	425361	490867	566460	653695	754364	870536	1004598	1159306	1337840	1543867	1781623
Monde 3						437525	519342	616459	731736	868571	1030994	1223790	1452638	1724282	2046723	2429460

Table 12 Influence des différents taux de croissance sur la quantité de puissance cumulée installée

b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur éolien et disponible entre 2015 et 2050

En 2020, la quantité estimée de PRFC consommée dans le secteur éolien sera comprise entre 17540 et 36557 tonnes (en gras dans l'annexe 1.6). Or, les valeurs estimées à partir des taux de croissance relevés dans la littérature sont égales à 18 629 tonnes pour un taux égal à 11%, et à 25549 tonnes pour un taux égal à 16% (annexe 1.7). De ce fait, le scénario 1 (minimal), qui estime 17540 tonnes de PRFC consommées, concorde avec un taux de croissance égal à 11%. Le scénario 2 (moyen), qui estime 26014 tonnes de PRFC consommées est en accord avec un taux de croissance égal à 16%. Il est intéressant de constater que le scénario 3, qui correspondrait à un taux de croissance de 18,7% de la puissance installée cumulée, n'est pas envisagé dans la littérature. Ainsi, le scénario 3 a été considéré comme surévaluant la future consommation de PRFC par le secteur éolien et a donc été écarté des calculs dans la figure 35.

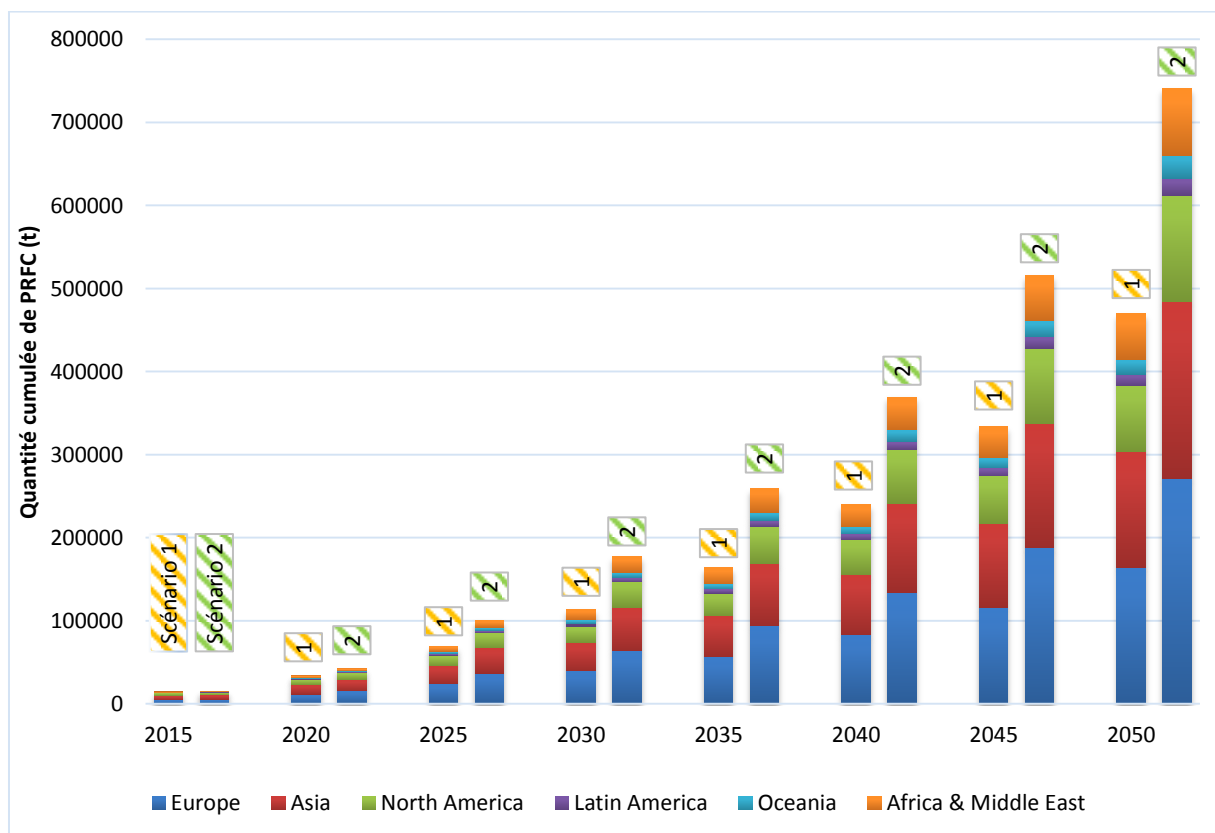


Figure 35 : Evolution globale de la quantité de PRFC disponibles au recyclage, issus du secteur éolien par zone géographique entre 2015 et 2050

Les estimations ont pu mettre en avant plusieurs tendances. A l'échelle du monde, l'Europe se démarque par une forte consommation en PRFC, en 2020, suivie de près par l'Asie. L'Europe est active et pionnière dans le développement des énergies renouvelables. A l'échelle de l'Europe, l'Allemagne et le Royaume-Uni possèdent les consommations estimées les plus élevées pour l'année 2020, alors que la France possède une consommation de PRFC plus faible pour cette même année. Ainsi, à l'échelle de l'Europe, la France fait partie des trois acteurs majeurs dans le secteur éolien.

Il a aussi été mis en valeur que plus l'estimation de la quantité de PRFC consommée est réalisée sur des années lointaines, plus l'incertitude sur les valeurs estimées est importante. Il est donc primordial de rappeler qu'il s'agit bien d'une méthode d'estimation qui a pour but d'obtenir des valeurs approximatives de la quantité de PRFC consommée par le secteur éolien dans les années futures. En effet, il est difficile de prévoir les futures actions gouvernementales en faveur ou bien en défaveur de l'énergie éolienne. De même, la prévision des technologies émergentes dans la construction des éoliennes, utilisant ou bien n'utilisant pas les PRFC, reste incertaine.

3. Secteur Automobile

a) *Evaluation de la quantité de véhicules en circulation et utilisant des PRFC*

Pour la réalisation de l'évaluation de la quantité de PRFC en circulation dans la technosphère liée au secteur automobile, nous considérons qu'en 2014, la quantité de PRFC consommée par le secteur automobile était égale à 17430 tonnes (Witten et al., 2015). Sachant que les chutes de production représentent 7% des PRFC, la quantité de PRFC utilisée dans le secteur automobile était égale à 16210 tonnes. Or pour cette même date, 89,75 millions de véhicules ont été produits. Si l'on considère une masse moyenne de PRFC égale à 230 kg par véhicule utilisant ce type de matériaux, alors il est possible de calculer la proportion de véhicules contenant des PRFC. Ainsi, en considérant les hypothèses précédentes, 0,079% des véhicules produits dans le monde en 2014 contenaient des PRFC. A partir de ce résultat, trois scénarios de croissance du parc automobile sont considérés avec un taux respectif de 3, 4 et 5% par an entre 2010 et 2035 (table 13). De même, trois scénarios sont choisis pour définir la croissance d'utilisation des PRFC au sein du secteur automobile. La première situation correspond au fait que, pour les années à venir, la proportion de véhicules contenant des PRFC stagne à un taux de 0,079% dans l'hypothèse d'absence de rupture technologique permettant la démocratisation des composites dans le secteur automobile et conduisant donc à un taux de 0% traduisant une absence de croissance dans ce secteur. Une décroissance de la part des PRFC n'est pas évaluée, considérant que les constructeurs ayant déjà investi dans les technologies relatives à ces matériaux conserveront leurs utilisations pour bénéficier de cet investissement. La deuxième situation correspond à une augmentation modérée de l'utilisation de PRFC déterminée suivant les hypothèses, à 0,015% par an de la proportion de véhicule. Enfin, la troisième situation correspond à une introduction massive de PRFC dans le secteur automobile conduisant à une augmentation de 0,03% par an de la proportion de véhicules contenant des PRFC.

L'estimation du nombre de véhicules produits contenant des PRFC par zone géographique est réalisée à partir du nombre de véhicules produits mondialement, la proportion de véhicules contenant des PRFC selon les situations, et la répartition géographique en pourcentage. Les valeurs pour l'Europe, la Japon et les Etats-Unis sont réunis dans la table 13 ci-dessous ; le détail par année, scénario et zone géographique sont disponibles en annexes 1.9 ; 1.10 et 1.11.

Zone géographique	Nombre de véhicules contenant des PRFC								
	Europe			Japon			Etats-Unis		
	0%	0,02%	0,03%	0%	0,02%	0,03%	0%	0,02%	0,03%
2010 scénario 1	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
2010 scénario 2	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
2010 scénario 3	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
*2020 scénario 1	43907	46527	49277	20124	21325	22585	20124	21325	22585
*2020 scénario 2	94228	99852	105753	43188	45766	48470	43188	45766	48470
*2020 scénario 3	144550	153177	162229	66252	70206	74355	66252	70206	74355
*2030 scénario 1	59007	68871	80267	27045	31566	36789	27045	31566	36789
*2030 scénario 2	239348	279362	325584	109701	128041	149226	109701	128041	149226
*2030 scénario 3	419689	489853	570901	192357	224516	261663	192357	224516	261663
*2035 scénario 1	68405	83793	102443	31352	38405	46953	31352	38405	46953
*2035 scénario 2	342802	419916	513378	157118	192461	235298	157118	192461	235298
*2035 scénario 3	617200	756039	924314	282883	346518	423644	282883	346518	423644

Table 13: Estimation de l'évolution du nombre de véhicules utilisant des PRFC et entrant en circulation entre 2010 et 2035

b) Calcul du gisement de PRFC issus du secteur automobile et disponible entre 2015 et 2050

La durée de vie d'une automobile est considérée comme variant entre 10 et 15 ans selon les sources (Viñoles-Cebolla *et al.*, 2015). Etant donné que plusieurs études réalisées sur le cycle de vie d'un véhicule se sont basées sur une durée de vie de 15 ans (Council, 2003 ; Lane, 2006), les calculs sur la quantité de déchets de PRFC générés par le secteur automobile dans les années à venir ont été effectués à partir de cette dernière durée de vie. Les chutes de production sont donc considérées comme étant des déchets disponibles l'année de la fabrication d'un véhicule, alors que les PRFC introduits dans le véhicule seront disponibles 15 ans plus tard. Enfin, dans le cadre de cette étude, les stocks de déchets de PRFC générés par le secteur automobile avant 2010 sont considérés comme négligeables. La figure 36 représente l'évolution de la quantité cumulée de déchets de PRFC générée par le secteur automobile dans les années à venir à l'échelle mondiale.

D'après cette même figure, le secteur automobile générera en 2020 entre 10842±291 et 22413±783 tonnes selon les scénarios. L'année 2010 ayant été considérée comme point de départ de l'étude, les véhicules fabriqués en 2010 n'ont pas encore atteint la fin de vie. Les chutes de production en 2020 doublent entre le scénario 1 (3% de croissance en production)

et le scénario 3 (5% de croissance en production). Ensuite, selon les scénarios de croissance, la quantité de déchet de PRFC atteint des valeurs variant entre 616832 ± 73075 et 3530752 ± 518271 tonnes de PRFC à recycler en 2050, si aucun des composites n'est recyclé avant cette date.

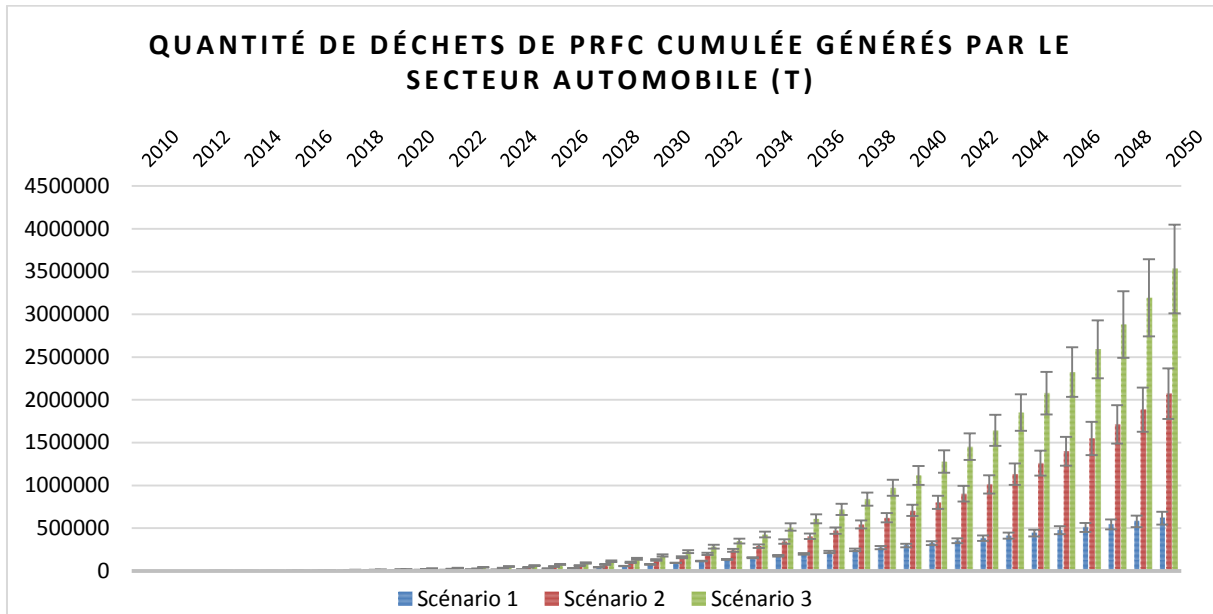


Figure 36 : Evolution de la quantité globale de PRFC cumulés disponible au recyclage entre 2010 et 2050 pour différents scénarios de croissance

Il est intéressant de constater que l'incertitude sur le taux de croissance du nombre de véhicules produits par année, représentée par les différents scénarios (trois différentes couleurs), a potentiellement plus d'influence sur les valeurs que l'incertitude (barre d'incertitude) provenant des 3 situations influencées par l'arrivée ou non d'une rupture technologique, représentée par les écarts-types.

Les estimations ont pu mettre en avant plusieurs tendances. Bien que prenant en compte l'incertitude liée à l'évolution du marché automobile et à l'évolution des PRFC consommés dans ce secteur, et ce à l'échelle du monde, il a été déterminé que l'Europe possède la plus forte consommation estimée de PRFC avec 24709 ± 11507 tonnes en 2020, alors que l'Amérique du Nord, avec les Etats-Unis, et l'Asie, avec le Japon, ont une consommation en PRFC équivalente entre elles et deux fois plus faible par rapport à celle de l'Europe (annexe 1.12). La plus forte consommation en PRFC de l'Europe coïncide avec le fait que les constructeurs européens sont actifs dans la recherche et le développement de solutions d'allègement de véhicule afin de répondre aux directives environnementales européennes. L'exemple du constructeur BMW pourrait être cité. En effet celui-ci a fait le choix de réduire les coûts de production de PRFC en s'alliant directement à un fabricant de fibres de carbone (SGL) tout en construisant une usine pour la fabrication des pièces en PRFC pour les véhicules électriques de la gamme i3 et i8. En parallèle, la filière automobile française investit dans la recherche et le développement afin d'obtenir des fibres de carbone économiques (7-8€/kg) à partir de précurseurs bio-sourcés (Rossi, 2014).

La particularité du secteur automobile est qu'il dispose de deux importantes sources d'incertitudes. La première correspond à l'incertitude sur le taux de croissance par année du nombre de véhicules produits mondialement. La deuxième provient du fait que nous nous situons aujourd'hui (en 2015) à un tournant majeur pour le secteur de l'automobile : l'introduction massive de PRFC dans les véhicules va dépendre de l'arrivée d'une rupture technologique permettant leur démocratisation. Ces dernières incertitudes impactent directement les valeurs estimées de PRFC consommées à toutes les échelles géographiques. Il est donc important souligner le fait qu'il s'agit bien d'une méthode d'estimation qui a pour but d'obtenir des valeurs estimées en fonction des différents paramètres et scénarios décrits dans cette étude et détaillés au sein du chapitre 4. En effet, il est difficile de prévoir le rythme d'évolution des recherches permettant de réduire le coût de production des fibres de carbone et la cadence de production des pièces.

L'évaluation des différents scénarios et l'estimation de la croissance de la consommation de PRFC, et ce par régions géographiques, permet aussi de considérer le fait que ces différents scénarios peuvent évoluer de manière asymétrique. Ce qui serait caractérisé par une augmentation hétérogène, plus ou moins importante dans différentes régions du globe.

4. Estimation du gisement total de fibres de carbone

A la suite des trois précédentes analyses de la quantité de fibres de carbone potentiellement disponible au recyclage pour les secteurs aéronautique, éolien et automobile, cette section présente la synthèse des résultats pour les trois secteurs combinés.

Il est donc possible d'observer sur la figure 37, deux types de données. La première, sous forme d'histogramme, représente la quantité cumulée de fibres de carbone traduisant le cas où rien n'est fait pour implanter le secteur du recyclage et représente donc la quantité de déchets à gérer ou stocker. Cette donnée peut aussi nous informer sur le moment où les quantités de fibres de carbone sont suffisamment importantes pour assurer la durabilité économique de cette filière. Information importante dont l'intérêt réside aussi dans la présence de la quantité de fibres de carbone disponible par an (représentée par les trois courbes exprimant chacune la situation spécifique d'un secteur), qui permet donc de déterminer la quantité nette de fibres de carbone qui sera disponible au recyclage en fonction de différents scénarios de gestion des PRFC en fin de vie.

Selon ces estimations, la quantité de PRFC atteindra une quantité de plus de 3 millions de tonnes de fibres de carbone en 2050 si rien n'est fait pour recycler ce matériau. Parallèlement, cette même année, ce seront plus de 400000 tonnes de fibres qui seront disponibles au recyclage si la totalité des déchets générés précédemment dans le monde ont été traités.

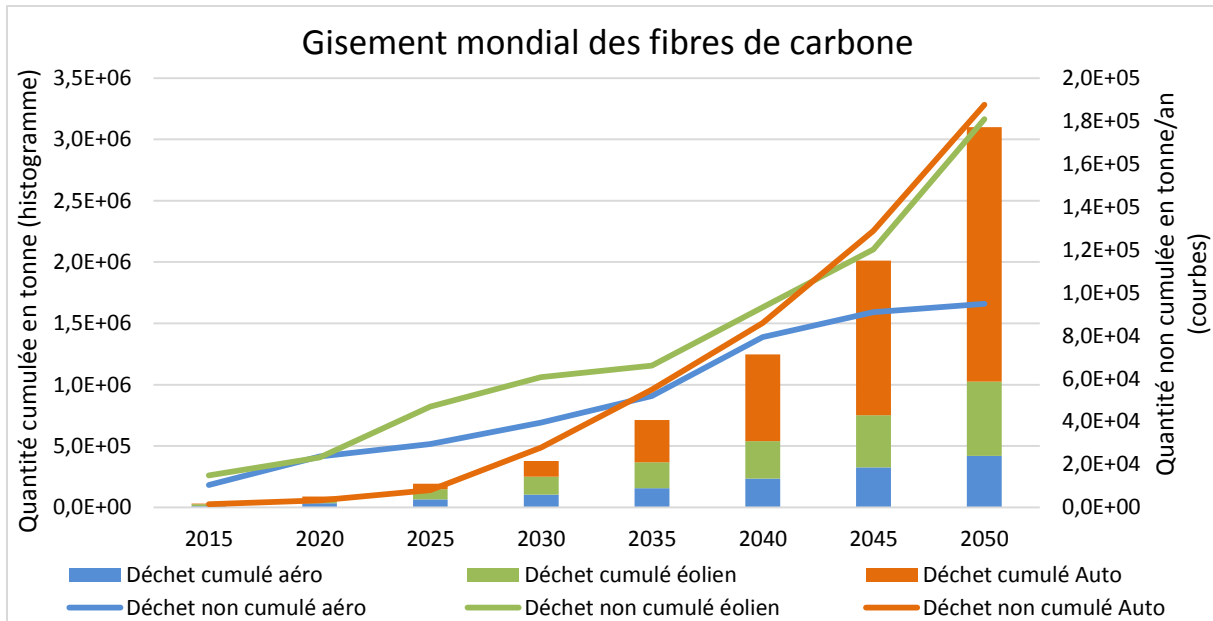


Figure 37 : Représentation de la quantité mondiale (cumulée et non-cumulée) de fibres de carbone disponibles au recyclage

5. Observation

En premier lieu, il faut considérer que la présente réalisation de l'estimation du gisement des fibres de carbones issues des secteurs aéronautiques, éoliens et automobiles est sujette à des incertitudes de différentes origines. Ces incertitudes sont directement liées à l'origine et l'exactitude des données ainsi qu'aux différentes hypothèses considérées, telle que l'évolution du marché des fibres de carbone. En effet, leur consommation dépend de la situation économique de chaque pays mais aussi de l'évolution du nombre de secteurs utilisateurs de PRFC, condition étroitement liée au prix de ces fibres.

Deuxièmement, pour certains secteurs les quantités de fibres en circulation n'ont pu être considérées en totalité. Par exemple pour le secteur aéronautique, l'évaluation s'est concentrée à l'estimation du gisement d'origine civil. Cependant, les avions d'origine militaire en contiennent eux aussi, ce qui, dans le cas de leur disponibilité au recyclage par des organismes civil, augmentera le gisement de PRFC.

II. L'analyse de cycle de vie comparative des procédés de recyclage

La première étape de cette étude comparative vise à l'évaluation de l'impact environnemental de trois procédés de recyclage (solvolyse, pyrolyse et fragmentation électrodynamique). Ceux-ci sont ensuite mis en relation avec les scénarios de gestion de fin de vie existants (mise en décharge et incinération avec récupération d'énergie). Dans un deuxième temps, les frontières du système incluent la substitution de fibres vierges de différentes natures avec les fibres recyclées provenant des trois procédés. Les produits de substitution sont choisis grâce à l'étude des propriétés des PRFC décrites dans le chapitre 2 (section II) et par l'analyse de l'aspect de surface et de l'endommagement des fibres de carbone récupérées à l'aide d'un microscope électronique à balayage (MEB). Ceci est réalisé

afin de comparer l'avantage potentiel apporté par l'utilisation de fibres recyclées en remplacement de matériaux vierges. Troisièmement, le même produit substitué est sélectionné pour les trois procédés afin de fournir une analyse de sensibilité, dans le but d'évaluer les perspectives d'amélioration potentielle de l'impact environnemental induit par la qualité de sortie des procédés évalués. Les modélisations ACV sont basées sur les inventaires décrits au sein du chapitre 4.

Même si les méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie standards peuvent être utilisées pour conduire l'évaluation des impacts sur le cycle de vie dans le contexte de l'évaluation de la durabilité, la multitude d'indicateurs présents dans ces méthodologies prêtes à l'emploi comme CML-IA ou ReCiPe peut conduire à une incompréhension des résultats et/ou redondance, lorsque ces indicateurs sont combinés avec ceux utilisés pour évaluer les piliers complémentaires du développement durable. Il est alors nécessaire d'évaluer les indicateurs les plus pertinents et les mieux adaptés au secteur du recyclage des fibres de carbone en fonction de l'importance de la catégorie d'impact, du degré de robustesse et de la corrélation avec l'objectif de l'étude. Les indicateurs d'impacts les plus pertinents à utiliser dans une évaluation de la durabilité pour l'évaluation de la création potentielle du secteur du recyclage des PRFC ont été identifiés comme étant l'acidification (AE), le potentiel de réchauffement climatique (IPCC), la toxicité humaine (USEtox) et l'épuisement des ressources (CML-IA) (Pillain *et al.*, 2017).

1. Résultat de la comparaison des différents scénarios de fin de vie des PRFC

Dans cette section, l'impact environnemental de cinq scénarios de fin de vie sont calculés pour trois procédés de recyclage potentiels (fragmentation électrique (FE), pyrolyse, solvolysse en eau supercritique (SES) et deux scénarios de fin de vie actuels : l'enfouissement et l'incinération). Il a été observé que parmi les trois procédés de recyclage analysés, la solvolysse en eau supercritique génère un impact plus important sur 3 des 5 catégories (changement climatique, l'acidification et les effets non cancérogènes sur la santé humaine) représentées sur la figure 38. La pyrolyse montre un résultat plus élevé pour les effets cancérogènes ainsi que pour la catégorie d'épuisement des ressources. La fragmentation électrodynamique génère moins d'impact que les autres procédés sur l'ensemble des catégories. En comparant les deux autres scénarios de gestion de fin de vie des PRFC, l'incinération génère le plus d'impact sur le changement climatique en raison du CO₂ émis durant la combustion des PRFC. Toujours sur le réchauffement climatique, la solvolysse a montré un impact plus élevé en comparaison aux deux autres procédés de recyclage. Ceci s'explique par une quantité plus importante de méthane présent dans l'inventaire et qui est émis pendant l'étape de traitement de l'eau usée après recyclage, étape nécessaire pour éliminer les composés organiques résultants du traitement de solvolysse en eau supercritique.

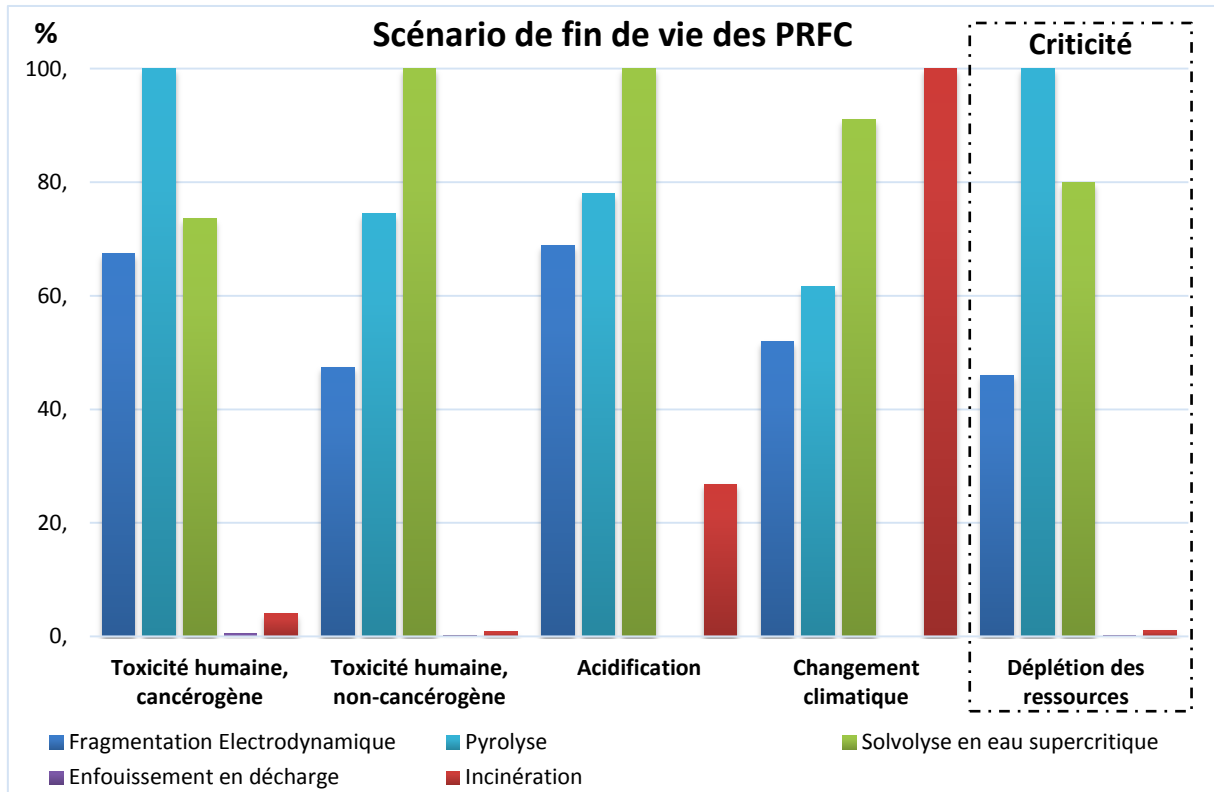


Figure 38: Evaluation des impacts environnementaux des scénarios de fin de vie actuels et potentiels

La pyrolyse génère plus d'impacts sur la déplétion des ressources, car ce procédé requiert une quantité plus importante d'énergie, et donc d'énergie pour le traitement. L'incinération et l'enfouissement, quant à eux, génèrent moins d'impacts étant donné que pour le premier, les déchets servent eux même de source d'énergie, et pour le second, les déchets ne sont tout simplement pas traités mais enterrés. Ce contexte explique aussi le faible score des impacts environnementaux obtenu pour l'enfouissement sur l'ensemble des catégories d'impacts étudiés.

Pour le potentiel d'acidification, le seul procédé avec libération directe d'ammoniac est le procédé de solvolyse conduisant à un impact global plus élevé. Dans cette catégorie, la deuxième substance la plus contributive est le dioxyde de soufre directement lié à la production d'électricité [1KWh = 0,000316 molc H + eq].

Ensuite pour la toxicité humaine, et plus spécifiquement les effets non cancérogènes, la libération après traitement des eaux usées d'une quantité résiduelle directe d'aniline pour le procédé de solvolyse en eau supercritique, conduit à un impact élevé. Suivie par les conséquences directes d'émissions d'arsenic, qui, comme pour l'acidification, est la conséquence directe de la consommation d'électricité.

Enfin, pour les effets cancérogènes sur la santé humaine, la pyrolyse génère plus d'impacts en raison du flux de chrome provenant de la production d'énergie et d'azote. Il est à noter que la caractérisation des substances métalliques sur la toxicité ne fait pas consensus aujourd'hui : il y a potentiellement une surestimation par rapport aux substances organiques. De plus, il est pertinent de préciser que pour certains auteurs (Pickering, 2006)

une quantité d'énergie pourrait être récupérée pour le fonctionnement même du procédé résultant en une diminution potentielle d'environ 7% de l'impact sur la santé humaine du point de vue cancérigène.

Même si certains impacts de la SES, se sont révélés fortement influencés par l'utilisation de l'outil de modélisation des eaux usées, son usage a permis de fournir un inventaire plus robuste par rapport aux procédés de fragmentation électrodynamique et à la pyrolyse. Pour la fragmentation électrodynamique, en raison du manque d'études sur les éléments résultants émis dans l'eau, le modèle est composé d'un mix moyen d'eau usée, au contraire du procédé de SES sur lequel il a été possible de modéliser les impacts liés aux traitements des eaux contaminées à partir des éléments spécifiques issus de la dépolymérisation de la résine époxy (Henry et al., 2016). C'est aussi le cas de la pyrolyse où il a fallu se baser sur les données obtenues dans la littérature, mais le point plus spécifique de l'eau est, pour ce procédé, d'une importance relativement moindre étant donné que l'eau n'est ici pas en contact direct avec le milieu réactionnel.

A la lumière de ces premiers résultats, il est possible de constater que la solvololyse, utilisant de l'eau à l'état supercritique, et la pyrolyse possèdent un impact environnemental global plus élevé sur deux des cinq catégories d'impact considérant l'ensemble des scénarios de fin de vie. La fragmentation électrodynamique, quant à elle, fait preuve sur cette première modélisation d'un impact environnemental plus faible. Aussi, pour le cas de la gestion des déchets par incinération, même si celui-ci permet de récupérer de l'énergie, la quantité est trop faible pour compenser les émissions résultantes considérant que dans les composites PRFC la majeure partie de l'énergie est fournie par la matrice, la capacité calorifique des fibres de carbone étant très faible (0.19 Cal/g (TORAY)). C'est pour cette raison, combinée au fait que les atomes de carbones présents dans les fibres et la matrice se lient à l'oxygène pour former du CO₂, que ce scénario est le plus impactant des cinq scénarios pour l'indicateur de changement climatique.

Il est pertinent de préciser qu'une partie importante de l'impact environnemental de la solvololyse en eau supercritique est induite par le traitement des eaux contaminées par les résidus organiques issus de la dégradation de la matrice, en sortie du réacteur. La modélisation de cette étape a été rendue possible par la publication des molécules organiques en sortie de réacteur et par l'utilisation combinée de l'outil de modélisation des eaux usées (Muñoz *et al.*, 2016), commercialisé par LCA 2.0 et du logiciel « EPI Suite v4.11 » permettant d'obtenir les informations nécessaires à la modélisation de l'inventaire de cette étape. L'utilisation de ce type de logiciel, quand cela est rendu possible par la disponibilité de ces données, apporte une plus grande robustesse à l'ICV du procédé étudié. En effet les scénarios de traitement des eaux usées présents dans les logiciels de modélisation ACV mettent à disposition des inventaires spécifiques à certains types d'industries ou au contraire des mix moyens d'eau usée (utilisé pour la modélisation de la fragmentation électrique pour pallier au manque de données relatives à la contamination des eaux en sortie du procédé), mais ne permettent pas de choisir les molécules spécifiques et d'évaluer les

impacts résultant induits par la dégradation et le traitements des eaux contaminées par celles-ci. Chose qui a été permis de réaliser pour le seul procédé de SES par l'utilisation de l'outil de modélisation des eaux usées (Muñoz *et al.*, 2016).

Pour la solvolysse, la conséquence directe de la construction et de l'inventaire du traitement des eaux usées est la présence d'une plus grande quantité de méthane provenant de la dégradation organique des composés aérobies et anaérobies, influençant ainsi directement l'indicateur de changement climatique. Cependant, ne pas considérer un inventaire au plus proche des conditions réelles de traitement des eaux usées, quand les données sont disponibles, aura comme conséquences de transférer les impacts entre indicateurs mais aussi de réduire de manière artificielle des résultats comme exposé sur la figure 39.

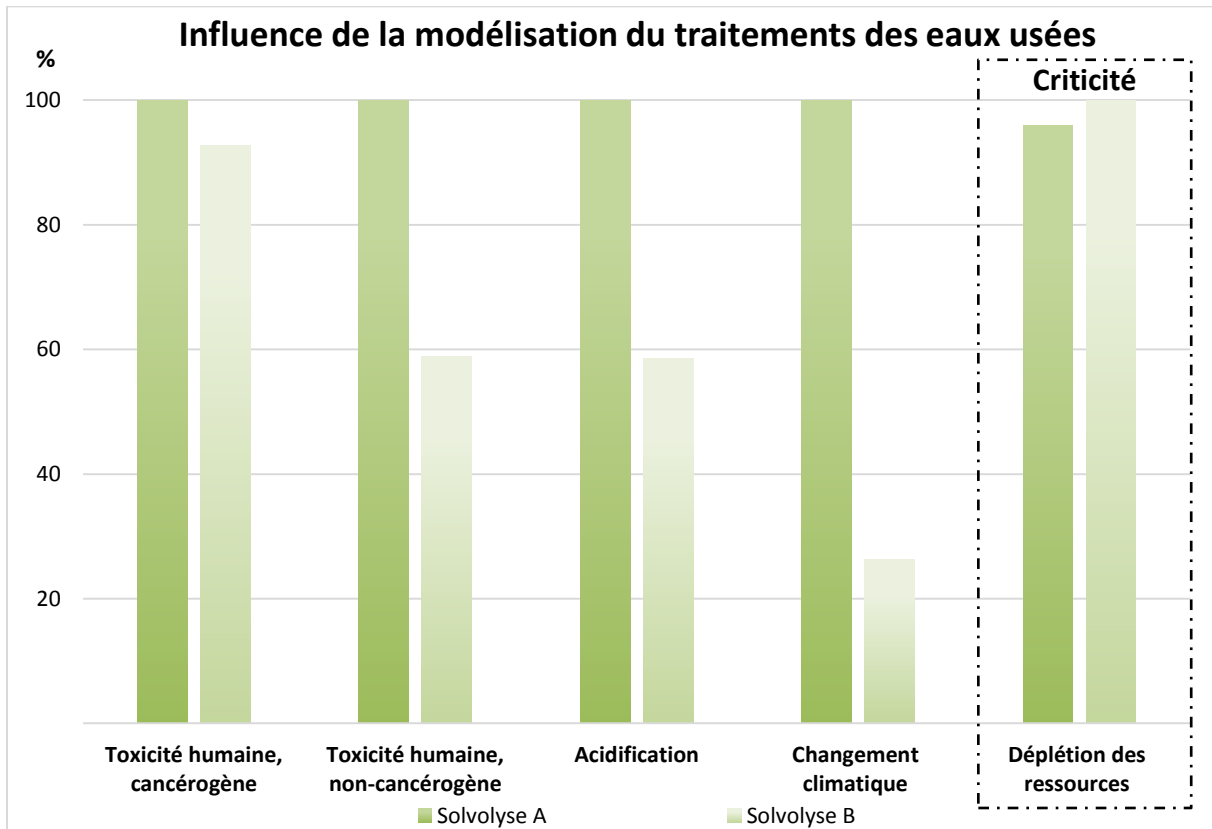


Figure 39 : « Solvolysse A » utilisation de l'outil LCA 2.0, « Solvolysse B » utilisation d'un mix d'eau usée proposé par Ecoinvent

La figure 39 représente par la catégorie « Solvolysse A » (vert foncé), la modélisation de la solvolysse en eau supercritique considérant dans son ICV le traitement des eaux polluées par les molécules issues de la dégradation de la résine époxy en sortie du réacteur, et par la catégorie « Solvolysse B » (vert clair), considère dans son inventaire le « *Wastewater, average* » qui est le scénario d'eau usée utilisé dans la modélisation de la fragmentation électrodynamique disponible dans la base de données Ecoinvent. Il est donc possible d'observer que ce changement engendre une diminution globale de l'impact environnemental excepté pour la déplétion des ressources (augmentation d'impact de 4%). La diminution la plus conséquente est observée pour l'indicateur de changement climatique, - 74%, ce qui est expliqué par l'absence de prise en compte des émissions de méthane

générées par le traitement des substances organiques. Une analyse de sensibilité modélisant la solvolysse en eau supercritique considérant plusieurs types d'ICV de gestion des eaux usées provenant de différentes industries est disponible en annexe 2.1 et a été réalisée dans l'optique de confirmer les observations réalisées à partir de la figure 39, et de mettre en perspective les résultats obtenus pour la fragmentation électrodynamique utilisant le « *Wastewater, average* » à défaut d'avoir pu obtenir les différentes molécules et éléments chimiques rejetés dans les eaux servant de milieu réactionnel de ce procédé. L'annexe 2.1 a également permis d'observer la forte similitude des résultats d'impact pour les indicateurs sélectionnés et ceux pour l'ensemble des mix d'eaux usées, qu'ils soient spécifiques à certaines industries ou caractéristiques d'un mix moyen.

2. Résultat du recyclage considérant la substitution de produits

Dans cette section nous discuterons de la considération des produits obtenus en sortie des différents procédés de recyclage. Ces éléments ont pour but d'être réutilisés dans un autre cycle de vie et peuvent donc être considérés comme substitués d'un autre produit obtenu à partir de matière vierge. Il est donc nécessaire de les considérer lors de l'évaluation des impacts environnementaux globaux des procédés de recyclage.

L'identification des différents produits de substitution a été effectuée par la considération conjointe de la conservation des propriétés mécaniques des différents procédés, de l'aspect de surface des fibres et en prenant également en compte l'élimination de la résine.

Les informations sur la conservation des propriétés mécaniques ont été prises à partir de Pimenta et Pinho (2011) et décrites dans le chapitre 2 section II. De plus, des observations sur les fibres obtenues après recyclage ont été réalisées afin de considérer l'élimination de la résine et les endommagements potentiels induits par le traitement. Cette partie de l'étude a été réalisée à l'aide d'un microscope électronique à balayage (ZEISS EVO 50) et le résultat est présenté dans les figures suivantes.

Les inventaires sont basés sur des expériences de fragmentation électrodynamique (FE) qui ont été réalisées à température ambiante en induisant 259 impulsions calibrées à 200 [kV]. La solvolysse en eau supercritique (SES) a été entreprise à 400 °C par application d'un plateau sur une durée d'une heure et en appliquant une pression de 250 bars au sein du réacteur, afin de permettre à l'eau d'atteindre son point supercritique.

Comme on peut le voir sur la figure 40, les fibres résultantes de FE peuvent être observées sur les images A et B, et les fibres obtenues à partir d'un même échantillon par SES sur les images C et D. De même, une observation similaire a été effectuée et publiée par Pimenta et Pinho (2011) pour le recyclage par pyrolyse et effectuée à l'aide d'un microscope électronique à balayage (Figure 41, E et F).

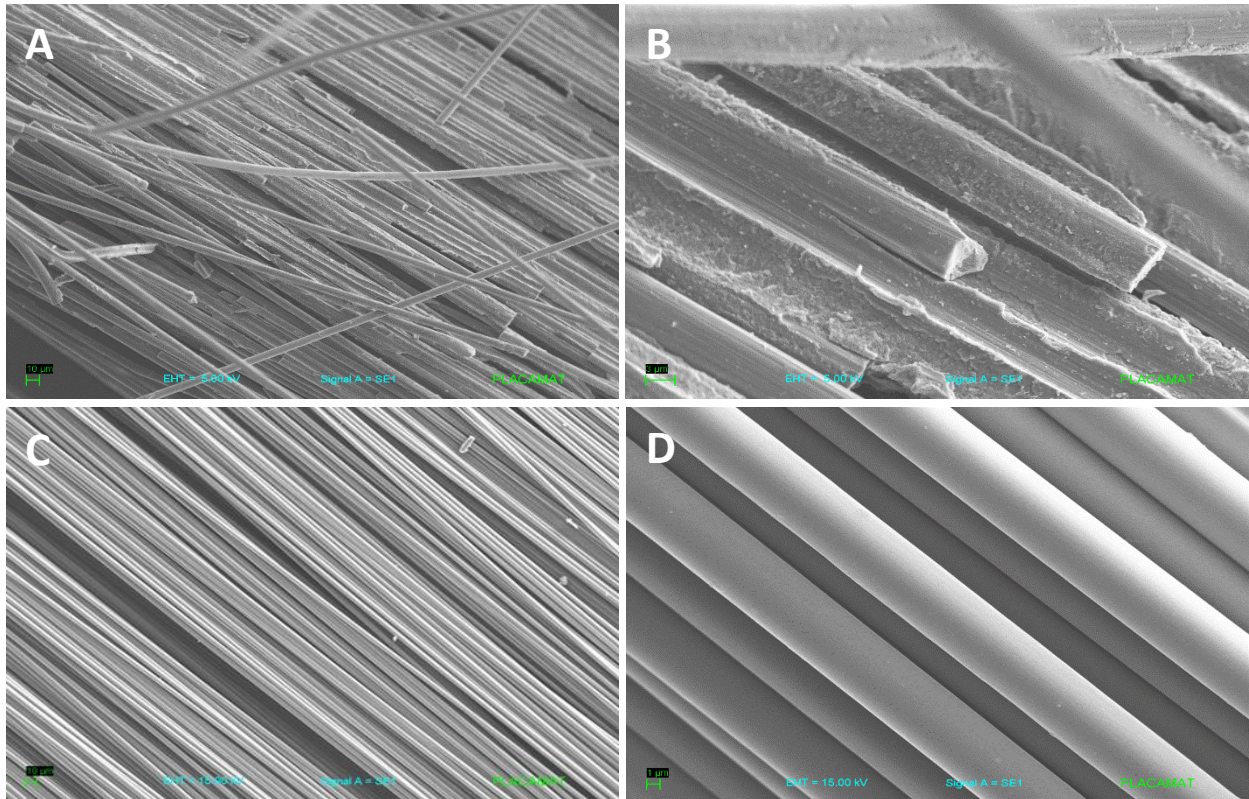


Figure 40 : Observation de l'aspect de surface et de l'élimination de la résine des fibres après recyclage, à l'aide d'un microscope électronique à balayage ZEISS EVO 50 (A & B : fragmentation électrodynamique - C & D : solvolyse en eau supercritique)

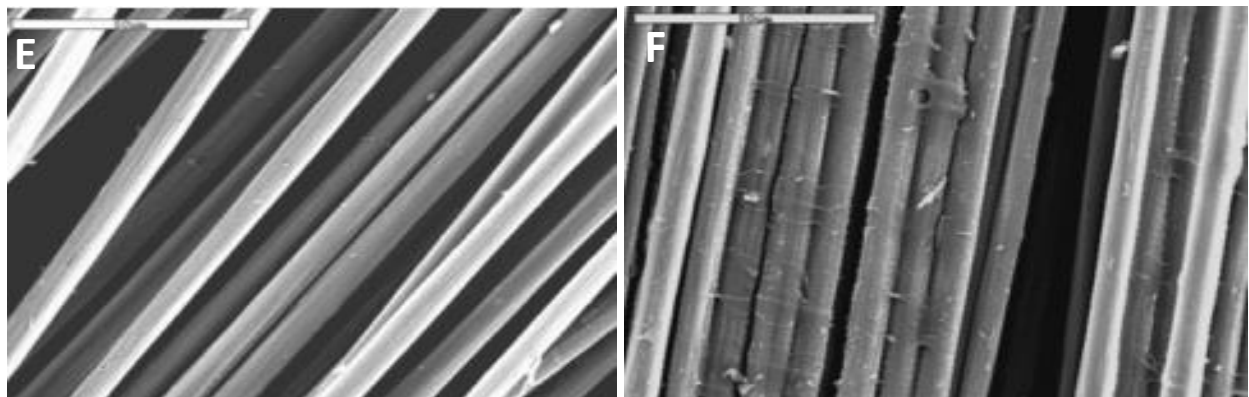


Figure 41 : Observation par microscopie électronique à balayage de fibres de carbone recyclées par pyrolyse (Pimenta et Pinho, 2011)

La première observation faite à partir des figure 40 et figure 41, est que l'élimination de la résine n'est pas au même stade pour les trois procédés étudiés. La résine est encore observable sur les images A et B sous la forme de résine résiduelle ayant pris la forme cylindrique des fibres. Elle est également observable sur l'image F mais de manière plus légère, sous la forme d'excroissance ronde autour des fibres. En outre, les fibres semblent être endommagées en certains points (faciès de rupture observable sur l'image B). On peut également constater la présence de petites inclusions sur les images A, C, E et F qui peuvent être représentatives de la présence de résidus issus de la coupe des échantillons de PRFC mais aussi, si la quantité est représentative, ces inclusions pourraient être des charges inorganiques issues de la résine et restée en surface après dégradation de celle-ci.

L'observation globale des fibres après recyclage, illustrée à la figure 42, est obtenue directement par la réalisation d'expériences en laboratoire sur des échantillons issus d'un même composite pour la FE (II) et la SES (III) et extrait de la littérature (Wood, 2010) pour la pyrolyse (I).

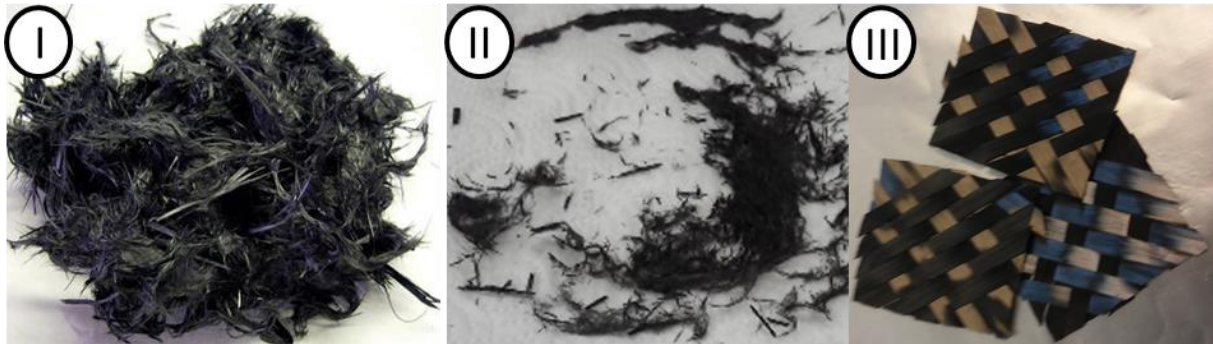


Figure 42 : Fibres de carbone après recyclage par : pyrolyse I (Wood, 2010), fragmentation électrodynamique II et par solvolysse en eau supercritique III

Le produit en sortie du procédé de recyclage se présente sous forme d'une pelote de fibres pour la pyrolyse (I, Figure 42). Pour la fragmentation électrodynamique, le résultat est constitué d'une part de poudre de carbone et d'autre part de fibres dispersées de longueur non homogène comprise entre 2 μm à 2,8 mm. 60% de la fibre récupérée mesure entre 125 et 28000 μm et 40% mesure entre 2 et 125 μm (II, Figure 42). Enfin, il a été possible par le procédé de solvolysse en eau supercritique, de récupérer les plis de fibres de carbone encore tissées (III, Figure 42).

Après ces observations complémentaires, il a été choisi de définir comme produit de substitution les fibres de carbone pour la solvolysse en eau supercritique due à la conservation d'aspect et les propriétés de conservation détaillées au sein du chapitre 2. La fibre de verre est sélectionnée pour la pyrolyse. En raison de la disparité des fibres, un mélange de poudre minérale, de renfort et de fibres de verre (respectivement 40% et 60%) est préféré pour la fragmentation électrodynamique (Figure 42, II).

L'influence de la considération des produits de substitution est montrée sur la figure 43. La première observation qui peut être faite est que la nature même du produit de substitution sélectionné influence grandement les impacts environnementaux issus de la première modélisation.

Cette considération montre la différence relative de l'impact environnemental engendré par chaque procédé pris séparément et du bénéfice potentiel apporté par l'obtention d'un produit se substituant à la fabrication d'un autre produit vierge.

Par conséquent, presque tous les procédés possèdent des scores négatifs sur l'ensemble des catégories d'impacts (Figure 43) traduisant les émissions évitées par l'obtention de produits recyclés au lieu de produits primaires. Ainsi, seule la fragmentation électrodynamique montre un impact positif sur la catégorie du potentiel de réchauffement planétaire, ce qui signifie que les émissions de gaz à effet de serre résultant de l'EF appliqué au PRFC, sont supérieures aux émissions liées à la fabrication de produits substitués. Cependant, par

rapport à la SES, et pour la même catégorie d'impact, la pyrolyse présente un score proche avec une différence de 14% par rapport à l'impact de l'EF, ce qui est dû à la quantité de CO₂ émis par la production du substitut sélectionné pour la modélisation de la SES.

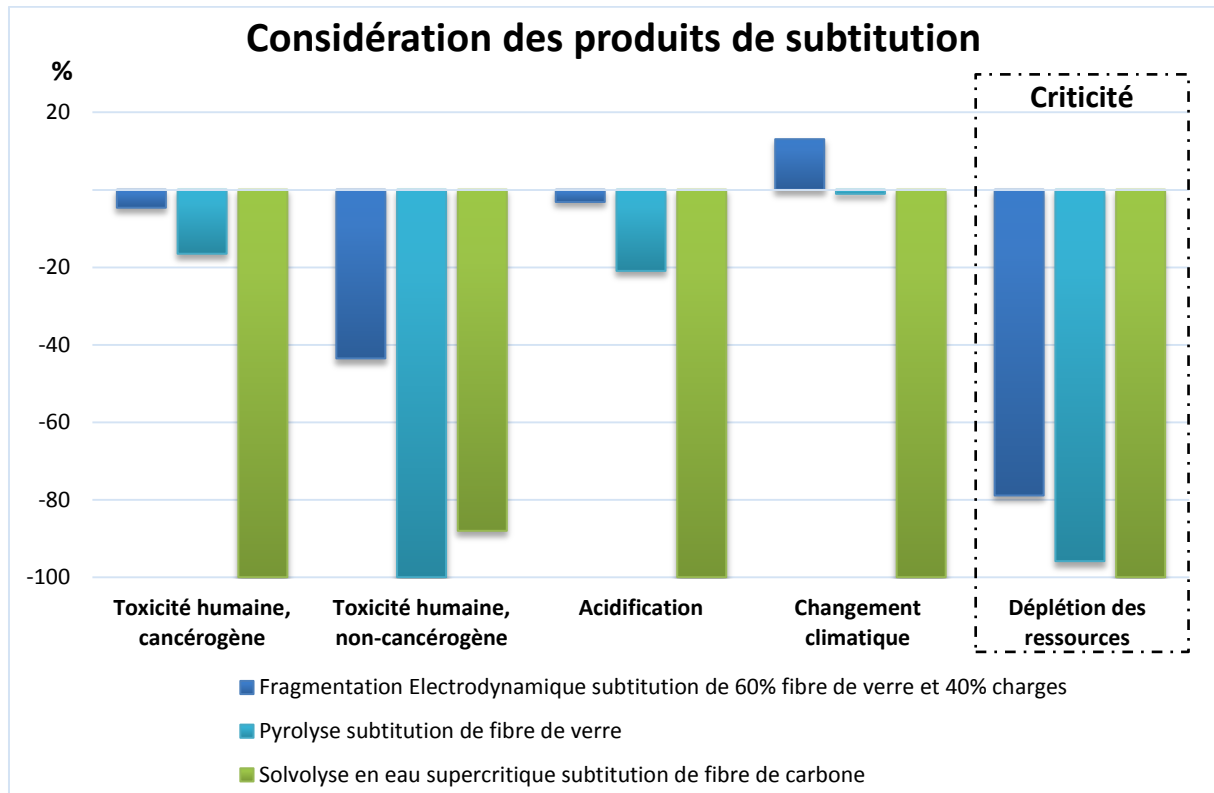


Figure 43 : Evaluation des impacts environnementaux des procédés de recyclage considérant leurs produits de substitution respectifs

C'est pour cette raison que la solvolyse en eau supercritique qui permet de substituer la fabrication des fibres de carbone montre le bénéfice environnemental le plus important. Ceci est dû au fait que l'impact environnemental de la fabrication de fibres de carbone est plus élevé que les autres produits de substitution.

Cette évaluation a permis de montrer le potentiel apporté par la production de nouveaux produits basés sur des stocks de ressources secondaires et évitant ainsi les impacts environnementaux liés aux émissions induits par la fabrication d'un produit vierge et de l'extraction des ressources primaires nécessaire à son obtention.

Cependant, afin d'évaluer le potentiel de préservation environnemental des trois procédés de recyclage par la considération d'un produit de substitution identique, une autre analyse a été entreprise et décrite dans la section suivante.

3. Considération d'un produit de substitution identique

Cette section porte sur l'évaluation du scénario décrit à la fin de la section précédente. Le scénario considère que les trois technologies de recyclage évaluées ont atteint la même qualité de surface des fibres de carbone et de conservation des propriétés mécaniques en

sortie, permettant ainsi aux trois procédés de considérer le remplacement de la fabrication de fibres de carbone vierges (Figure 44).

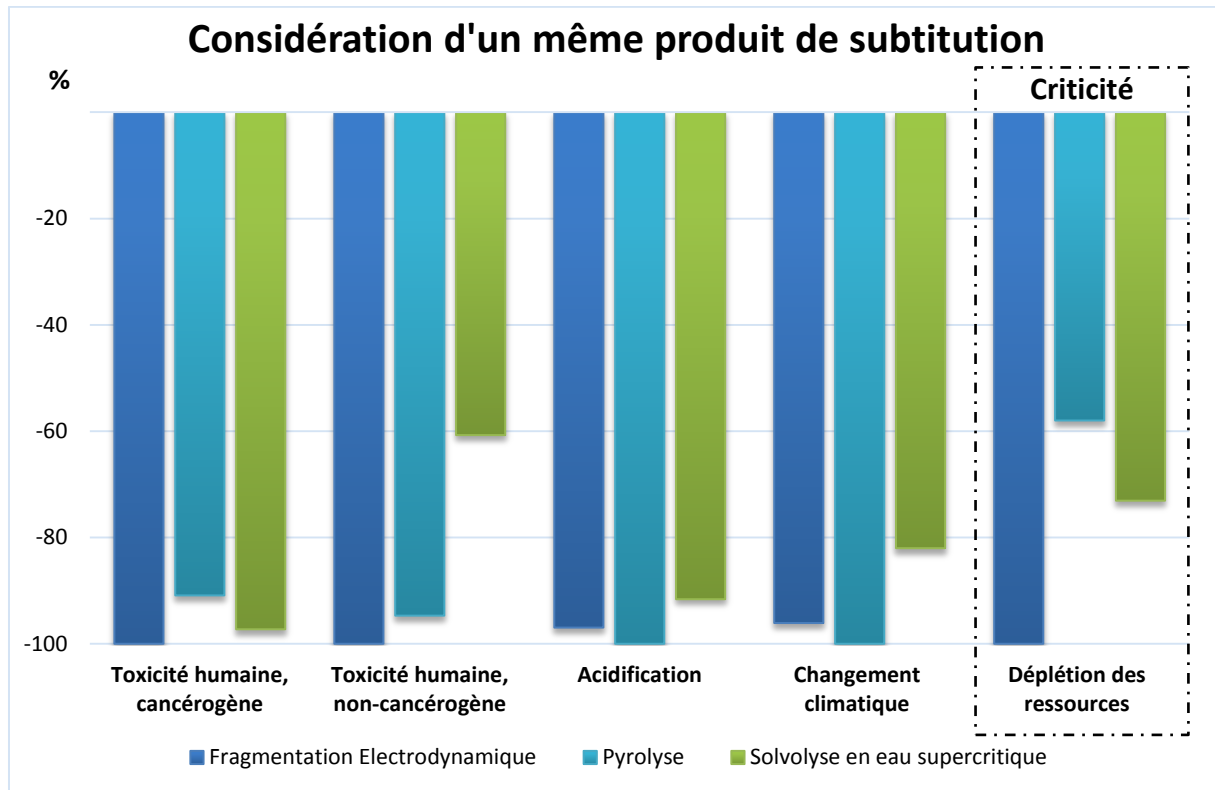


Figure 44 : Evaluation des impacts environnementaux des procédés de recyclage considérant la production de fibre de carbone comme produit de substitution

Ce calcul de scénario a montré le potentiel d'évitement de l'impact environnemental pour l'utilisation de fibres recyclées, et ce pour les trois procédés de recyclage étudiés.

L'intérêt du recyclage des fibres de carbone est confirmé par cette étude, mais il faut considérer que même si dans cette section nous avons comparé les processus de recyclage à la fabrication de fibres de carbone, les trois technologies ne permettent actuellement pas d'obtenir des propriétés 100% similaires, même si pour certains (solvolyse en eau supercritique : Henry *et al.*, 2016 ; pyrolyse : Pimenta et Pinho, 2011) la conservation des propriétés est très proche des fibres vierges. Cependant, le but de ce calcul était de montrer le futur potentiel de bénéfice environnemental apporté par l'utilisation de ces procédés dans l'hypothèse que les recherches en cours sur le recouvrement des fibres de carbone issues de composites en fin de vie permettent d'obtenir une bonne conservation des propriétés (en allant des propriétés mécaniques aux aspects de surface et de fonctionnalisation).

Cet aspect de conservation est stratégique quant au potentiel économique réel de création de la filière de recyclage des fibres de carbones issues de composites à matrices polymériques.

Remarque :

Les différents processus de recyclage étudiés ne sont actuellement pas au même stade de développement. Il est donc conseillé de considérer ces résultats comme étant une évaluation de l'impact potentiel sur l'environnement de ces procédés caractérisant l'état d'avancement technologique actuel, plutôt que de valeurs absolues. Ces procédés sont de ce fait amenés à être optimisés (récupération de chaleur, de composés organiques en tant que produits secondaires, etc.) et de potentiellement évoluer d'un point de vue technologique.

4. Analyse de l'optimisation de la solvolysse en eau supercritique

Le procédé de recyclage par solvolysse en eau supercritique ayant permis de récupérer des fibres proches de celles d'origine, tant en aspect de surface (Figure 40, images C et D) qu'en propriétés mécaniques (Henry *et al.*, 2016), il est pertinent d'étudier les optimisations potentielles à apporter à ce procédé de recyclage.

Cette section se décompose en trois parties. La première se concentre sur l'influence de la récupération du méthane émis lors du traitement des eaux usées en sorties de solvolysse. La seconde partie calcule la possible installation d'un échangeur thermique en sortie du réacteur pour substituer une partie de l'énergie nécessaire au préchauffage. Et finalement, la troisième partie expose la considération des deux options prises simultanément pour l'évaluation d'une potentielle réduction de l'impact environnementale de la SES.

a) Récupération d'énergie par échangeur thermique

Dans le but de décrire la mise en place d'un échangeur thermique, la figure 45 représente le procédé de solvolysse en eau supercritique avec ajout d'un échangeur thermique entre le fluide chaud en sortie de réacteur et le fluide froid en entrée du préchauffeur. Cette figure représente le traitement de 0.1 Kg de PRFC qui sera ensuite extrapolé à 1 Kg lors de la modélisation ACV.

La température de l'eau en sortie de réacteur est estimée à 360°C. Celle-ci passe ensuite dans l'échangeur thermique permettant de chauffer l'eau en entrée du dispositif de 20°C à 325°C. Ensuite l'eau en entrée est chauffée durant une période de 1h pour passer de 325°C à 360°C grâce au préchauffeur (puissance de 65 Watts).

Cette température évaluée correspond à celle en entrée de préchauffeur. Ensuite l'eau est chauffée durant une période de 1h pour passer de 20°C à 360°C considérant l'échangeur et le préchauffeur à une puissance de 65 Watts. Puis cette eau est maintenue dans le réacteur de solvolysse durant 30 minutes et nécessite l'apport d'une puissance de 446 Watts. Nous pouvons donc déterminer l'énergie à apporter au système à l'aide de l'Equation 13.

$$Q = P \times t$$

Equation 13

Avec : - « Q » énergie nécessaire au système

- « P » puissance apportée

- « t » Température

L'énergie à apporter est donc de 0.234 MJ pour le système de préchauffage et 0.8 MJ pour le réacteur, ce qui fait un total de 1.034 MJ pour 0.1 Kg de PRFC traité. La quantité d'énergie à apporter quand le procédé de solvolysse en eau supercritique est optimisé par l'ajout d'un échangeur thermique est donc de 10.34 MJ pour recycler un kilogramme de PRFC.

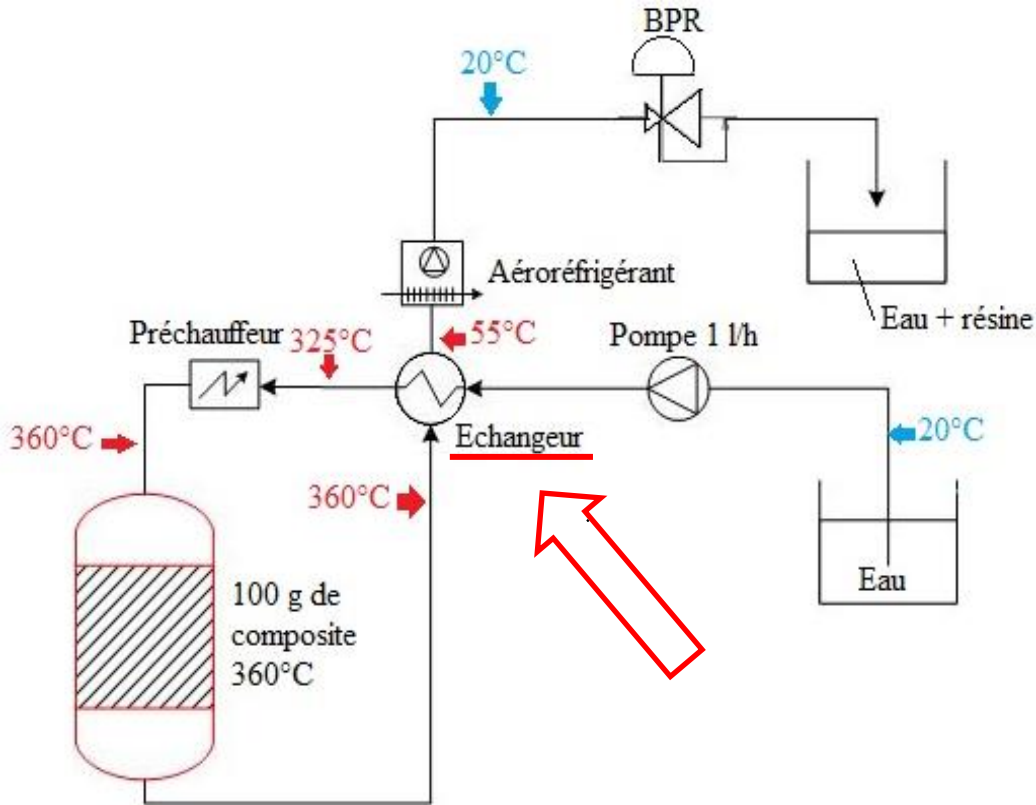


Figure 45 : Représentation de l'ajout d'un système d'échangeur de chaleur et température associée, sur le procédé de solvolysse

b) Récupération du méthane pour une valorisation énergétique

Comme il a été démontré précédemment, une quantité de méthane (0.04 Kg CH₄ / 1 kg PRFC) provenant du calcul réalisé à l'aide de l'outil « wastes-water LCA 2.0 » (Muñoz *et al.*, 2016) est émise durant le traitement des eaux usées issues de la dégradation de la résine époxy par solvolysse en eau supercritique.

La récupération du méthane à partir des eaux usées est rendue possible selon certains procédés et a déjà été étudiée dans le cadre de projets scientifiques (Cakir et Stenstrom, 2005 ; McCarty *et al.*, 2011).

Pour évaluer la quantité d'énergie qui peut être récupérée à partir des 0.04 Kg de méthane par Kg de PRFC recyclé, il est nécessaire de considérer certains points. Premièrement, le pouvoir calorifique et la densité du méthane sont à prendre en compte pour cette évaluation et sont respectivement 50 MJ/Kg et 0.656 Kg/m³. Nous obtenons donc pour une masse de 0.04 Kg de méthane, une énergie potentielle de 2 MJ. Cependant cette conversion énergétique requiert elle-même une quantité d'énergie spécifique de transformation définie à

0.05 KWh/m³ (McCarty *et al.*, 2011). Ce qui représente une demande 0.011 MJ pour la quantité de méthane émise lors du traitement des eaux résultant de la SES de 1 Kg de PRFC.

Il faut aussi prendre en compte la réaction de combustion du méthane qui va engendrer la formation de CO₂ dans l'atmosphère. Pour une mole de méthane comburé une mole de dioxyde de carbone est émis. Il est alors possible de déterminer la masse de CO₂ émise en fonction de la masse de CH₄ brûlé.

Pour cela il est nécessaire de diviser la masse de méthane récupéré (0.04g) par la masse molaire du méthane (16 g.mol⁻¹) pour obtenir sa quantité de matière (0.0025 mole). Il y a ainsi une émission de 0.0025 mole de CO₂. Le produit entre le nombre de mole de CO₂ (0.0025 mole) et la masse molaire de celui-ci (44 g.mol⁻¹) permet de déterminer la masse de CO₂ émise : 0.11 g de CO₂/kg PRFC recyclé.

c) Valorisation énergétique issue de l'utilisation d'un échangeur thermique et du méthane

L'influence de la récupération énergétique issue de l'installation d'un échangeur thermique et de la conversion du méthane sur l'environnement est montrée sur la figure 46 (respectivement : colonne vert clair entourée de rouge et colonne vert entourée de bleu). De même, sur cette figure sont exposés le procédé de référence (solvolysé sans optimisation, colonnes vert foncé) et le procédé de solvolysé incorporant les deux options d'optimisation (colonnes blanches cerclées de noir).

Nous pouvons donc observer au travers de ces quatre différents scénarios de SES (Figure 46), que parmi les deux options d'optimisation, l'installation d'un échangeur thermique permet de réaliser l'optimisation la plus efficace. En effet, ce scénario permet d'obtenir un impact environnemental plus faible, ce qui s'explique par le fait que les deux scénarios sont basés sur la récupération énergétique et que, comme il l'a été montré, l'échangeur thermique créant la liaison entre le fluide en sortie de réacteur et celui en entrée permettent d'éviter la consommation d'une plus grande quantité d'énergie. Cependant, pour l'indicateur de changement climatique, la diminution de l'impact est obtenue par l'utilisation du scénario de valorisation énergétique du méthane. Ce qui s'explique par le fait que ce scénario permet non seulement de produire de l'énergie, certes en plus faible quantité, mais permet aussi d'éviter les émissions directes de méthane dans l'atmosphère. Ainsi il peut être observé sur la figure 46 (colonnes blanches entourée de noir), le bénéfice environnemental qui pourrait être apporté par l'utilisation combinée d'un échangeur thermique et de la valorisation énergétique du méthane.

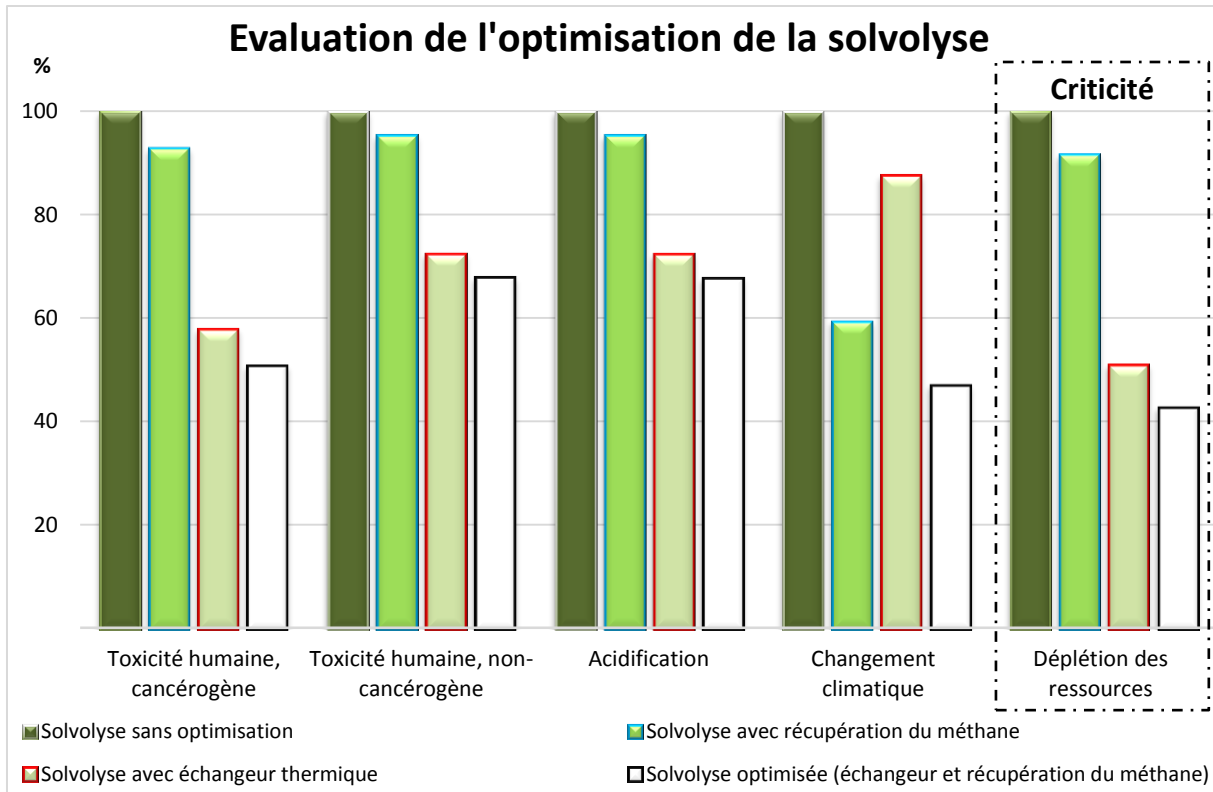


Figure 46 : représentation des différents scénarios d'optimisation de la solvolysse en eau supercritique

5. Analyse de l'optimisation de la fragmentation électrodynamique

Cette section étudie différentes options d'optimisation de la fragmentation électrodynamique selon deux principes différents. Le premier principe correspond à une évolution des principales technologies actuellement mises en jeu dans le procédé. Celles-ci sont la fragmentation électrodynamique (FE) et la fragmentation électrohydraulique (FEH), utilisées pour la séparation de la matrice et du renfort.

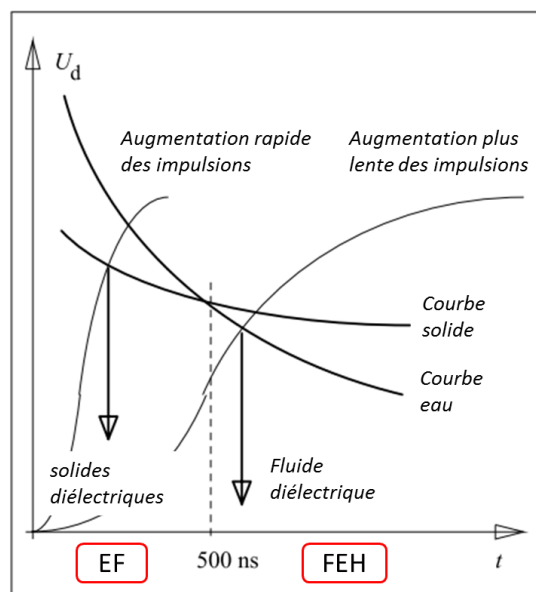


Figure 47: Représentation des zones tension/temps pour les modes « électrodynamique » et « électrohydraulique »

Il s'agit de deux « modes » possibles d'utilisation de ce procédé et, comme représenté en figure 47, la principale différence entre les deux « modes » est la tension maximale et la vitesse de mise en tension. Certaines recherches sont actuellement en cours (Küchler, 2009) sur l'utilisation du « mode » électrohydraulique permettant la réduction de la consommation énergétique.

La deuxième option correspond à la conception même du procédé, qui est de considérer que ce procédé a la capacité de fonctionner en continu plutôt que par expériences ponctuelles, principe actuellement construit et testé à l'échelle pilote (Pomberger *et al.*, 2016).

Cependant, ces deux options de recherches sur l'optimisation de ce procédé sont actuellement en cour d'étude d'applicabilité pour une application orientée vers le recyclage du béton. Ce qui nécessitera des efforts supplémentaires pour une utilisation orientée vers les PRFC. Ce dernier point fait qu'il n'est actuellement pas possible de traduire ces possibilités d'optimisation par des valeurs issues de mesures physiques pour calculs. Il a donc été choisi de considérer une quantité accrue de matière traitée par expérience. En effets les études sur la conservation d'énergie apportée par le « mode » électrohydraulique ainsi que par l'utilisation d'un procédé continu en remplacement d'expérience ponctuelle en « batch », ne peuvent être actuellement quantifiés. Ces possibilités d'optimisation seront donc considérées par l'utilisation de coefficients traduisant la considération de rapport double et quadruple de masse de PRFC traités par expérience, permettant ainsi d'apporter une perspective sur les optimisations détaillées ci-dessus.

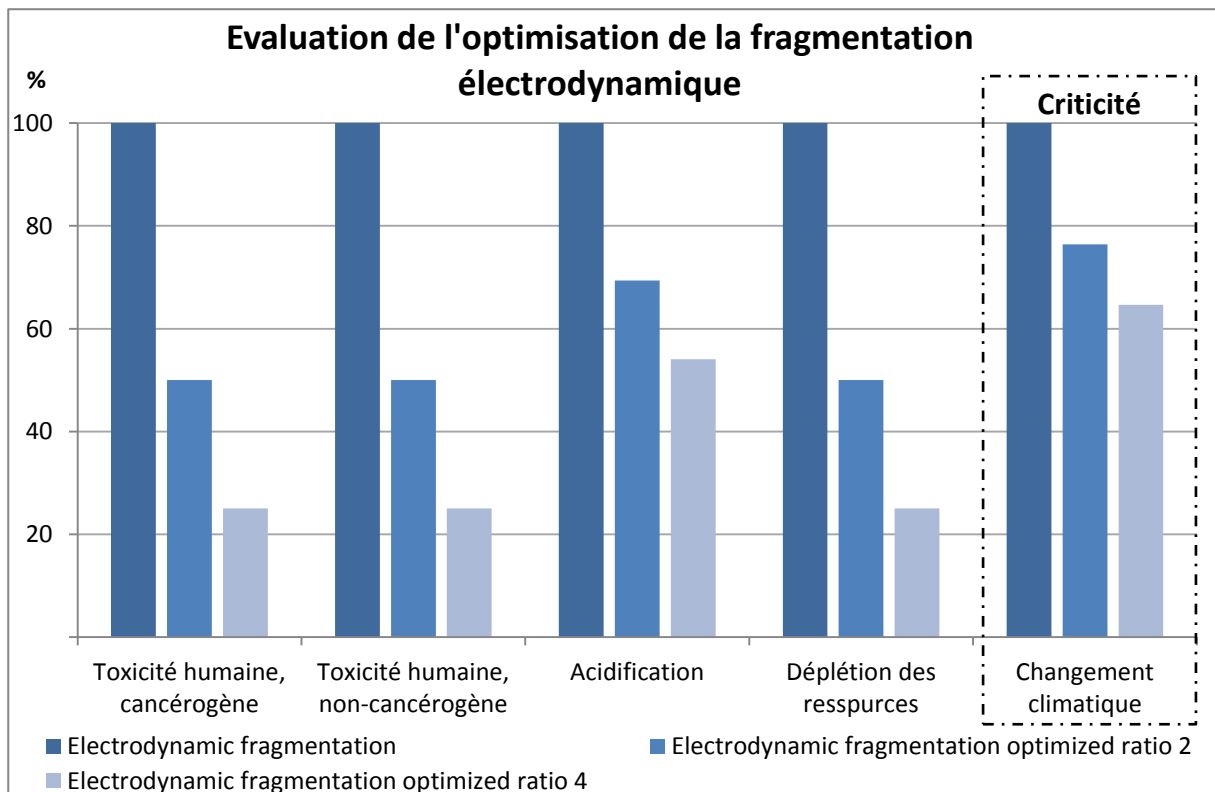


Figure 48 : Représentation de l'optimisation du procédé de fragmentation électrodynamique sur l'évaluation environnementale

Il est possible d'observer, sur la figure 48, l'influence des différents rapports de masse par expérience, par facteur double ou quadruple. La répartition de réduction d'impact est non linéaire en fonction des différentes catégories d'indicateurs. Ce qui est lié au fait que différents éléments faisant partie de l'ICV et intervenant dans l'inventaire, tel que l'électricité, sont consommés de manière proportionnelle à la matière, ou en opposition à l'azote qui est consommé proportionnellement aux nombres d'expériences.

L'utilisation des différents facteurs d'optimisation ont permis de montrer une perspective sur la diminution de l'impact environnemental induit par le procédé. Ce qui est représenté de manière globale sur la figure 48.

6. Synthèse de l'optimisation apportée aux procédés de recyclage

Cette section regroupe les résultats obtenus à partir des différentes optimisations apportées aux procédés de solvolysse en eau supercritique et de fragmentation électrodynamique (Figure 49).

Il a été choisi de représenter la pyrolyse (colonne bleu ciel) en conservant le même ICV, en effet ce procédé étant déjà implanté à l'échelle industrielle, il permettra d'apporter un point de comparaison avec la première ACV sur procédés de recyclage représentée en figure 38. Ensuite, le procédé de fragmentation électrodynamique (colonne bleu foncé) est représenté en considérant un « ratio d'optimisation » de 2. Ce qui, basé sur les travaux actuels de mise à l'échelle industriel de ce procédé (Pomberger et al., 2016), correspond au traitement d'une quantité deux fois plus importante de PRFC par expériences. Finalement le procédé de solvolysse en eau supercritique (colonne verte) est représenté sur la Figure 49 en considérant les optimisations apportées par l'installation d'un échangeur thermique ainsi que par la considération de la valorisation énergétique du méthane généré par le traitement des eaux usées en sortie de ce procédé.

La pyrolyse devient donc le procédé le plus impactant sur l'ensemble des indicateurs étudiés et permet donc de montrer le potentiel de réduction des impacts environnementaux généré par l'utilisation de la SES et la FE une fois optimisée. Cette optimisation est considérée comme étant l'expression d'une hypothétique mise à l'échelle industrielle de ces procédés de recyclage.

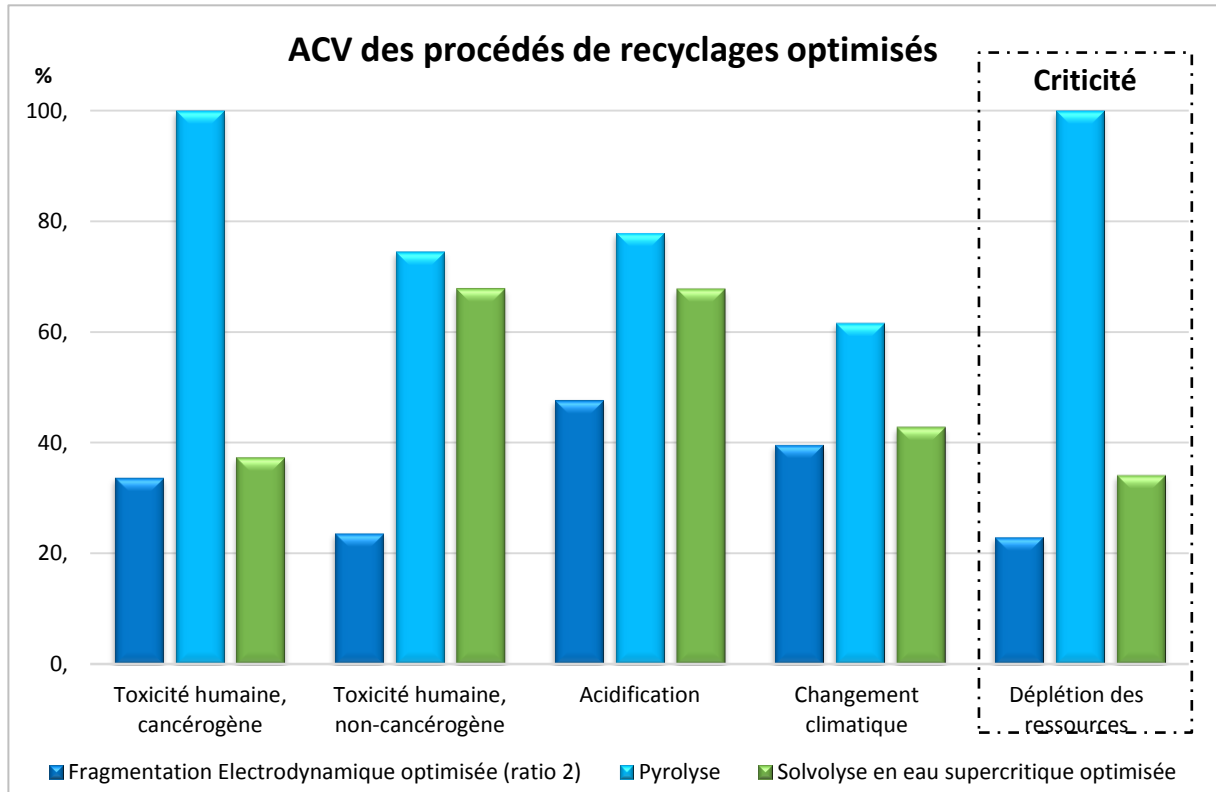


Figure 49: Evolution impacts environnementaux de la solvolyse en eau supercritique et de fragmentation électrodynamique optimisés, en comparaison à la pyrolyse

7. Observation

Il est cependant nécessaire de considérer plusieurs points lors de l'exploitation des différents résultats exposés précédemment. Premièrement, comme exposé au début de cette section consacrée à l'ACV des procédés, les inventaires sont issus de différentes sources apportant donc des incertitudes notamment sur la justesse des données non mesurées, issues de la littérature ou d'outils de calculs. De plus les produits de substitutions considérés proviennent eux aussi de différentes sources, d'où l'importance d'une modélisation considérant le même produit de substitution. Deuxièmement, les trois procédés de recyclage présentés dans cette étude sont actuellement à des échelles de développement différentes. En effet la pyrolyse est à un stade d'industrialisation alors que la solvolyse en eau supercritique est actuellement en étude de faisabilité du procédé et pour la fragmentation électrodynamique, il s'agit d'un stage d'adaptabilité d'une technologie. Les impacts environnementaux sont donc pour les deux derniers procédés cités, encore très dépendant des différentes conditions de mise en œuvre et d'optimisation, comme le montre l'étude sur l'optimisation de la solvolyse en eau supercritique et de la fragmentation électrodynamique. Il serait donc intéressant de réaliser la même étude comparative sur ces procédés lorsqu'ils auront atteint le même stade de développement. Troisièmement, pour les procédés où il a été possible de mesurer et calculer directement les données d'inventaire

(SES et FE), ceux-ci traduisent un modèle ACV spécifique de recyclage des PRFC époxy/fibres de carbone. En effet l'utilisation d'une matrice de nature différente induira par exemple des émissions de molécules organiques aussi différentes, influençant directement les émissions vers l'environnement et donc les impacts résultants sur l'environnement.

III. Estimation du potentiel de création d'emplois par application de l'indicateur social

1. Obtention des informations nécessaires au calcul

Le travail suivant se concentre sur le calcul du potentiel de création d'emplois des différents procédés de recyclage, suivant la méthodologie décrite dans le chapitre 4.

Dans la section suivante, la liste des éléments nécessaires au calcul du potentiel de création d'emplois est établie. La table 14 montre, en fonction des différents procédés de recyclage, les flux nécessaires pour le traitement d'1 tonne de PRFC.

Étapes du cycle de vie	Entrants	Quantité	Pyrolyse	SES	FE
Transport de déchets	Transport	1 000 km	(Witik et al., 2013)	(Witik et al., 2013)	(Witik et al., 2013)
Démantèlement	Electricité « Broyage »	2,5 MJ	(Witik et al., 2013)	(Witik et al., 2013)	(Witik et al., 2013)
Recyclage	Electricité « Procédé »	30 000 MJ (Pyrolyse)	(Pickering, 2006)	Expérimental	Expérimental
	Gaz « Azote »	10 t	(Griffing et Overcash, 2010)	/	Expérimental
	Eau	Fonction du procédé	/	Expérimental	Expérimental

Table 14 : Inventaire de cycle de vie et sources pour les différents procédés de recyclage (SES : Solvolysé en Eau Supercritique et FE : Fragmentation Electrodynamique).

Une fois que la quantité de chaque entrant nécessaire pour recycler une tonne de PRFC est identifiée dans l'inventaire de cycle de vie, un prix est associé à chacun de ces entrants. La table 15 montre les coûts associés à chaque entrant.

Entrants	Prix	Sources
Transport	0,2 €/t/km	(NEA, 2006)
Electricité	0,026 €/MJ	EUROSTAT
Azote	0,086 €/kg	UN Comtrade
Eau	0,013 €/Kg	UN Comtrade

Table 15: Prix et sources associés aux entrants de l'inventaire de cycle de vie

L'étape suivante consiste à identifier la demande économique pour chaque entrant de l'inventaire. Elle est calculée selon l'Equation 14 qui est détaillée au chapitre 4 dans la section « IV.2. Conversion monétaire de l'inventaire de cycle de vie ».

$$Y = Q_{matériaux} \times P_{prix\ d'achat}$$

Equation 14

La table 16 présente les résultats obtenus pour le calcul des coûts totaux de la pyrolyse, de la solvolysse en eau supercritique et de la fragmentation électrodynamique, pour le traitement d'1 tonne de PRFC.

Etapas du cycle de vie	Entrants	Quantité	Prix	Demande	Demande	Demande
		de matériau ($Q_{matériau}$)	($P_{prix\ d'achat}$)	pyrolyse (Y)	SES (Y)	EF (Y)
Transport de déchets	Transport	1000 km	0,2 €/t/km	200,00 €	200,00 €	200,00 €
Démantèlement	Electricité	2,5 MJ	0,026 €/MJ	0,07 €	0,07 €	0,07 €
Recyclage	Electricité	<i>Fonction du procédé</i>	0,026 €/MJ	791,67 €	642.98€	94.172€
	Azote		0,086 €/kg	869,53 €	/	10.922€
	Eau		0,013€/Kg	/	130€	591.5€

Table 16 : Demande économique des éléments de l'ICV par tonne de PRFC traités

Ces flux monétaires représentent une demande additionnelle dans l'économie (Y) et sont nécessaires pour la réalisation du calcul du potentiel de création d'emplois associés à la quantité de PRFC à traiter. Ensuite, les quantités d'heures directes et indirectes nécessaires à la production des entrants présents dans l'ICV ont été calculées. L'Equation 15 (détaillée dans la section IV.2.a. « Calcul des coefficients directs du volume d'heures de travail » du chapitre 4) est appliqué pour quantifier les heures de travail direct. La table 17, montre le résultat des heures de travail direct liées à la production par unité monétaire dans les branches économiques des différents scénarios de recyclage. La colonne « volume d'heures de travail par chaque branche » est divisée par la production unité monétaire totale de celle-ci.

$$S = S_{kj} / X_j$$

Equation 15

Branches économiques (TES)	Volume d'heures par branche (Millions) (S_{kj})	output (Millions) €/an (X_j)	Heures de travail direct/€ (S)
1. Industrie chimique	67030,00	172,15	0,00257
2. Production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné	112572,00	192,52	0,00171
3. Transports et entreposage	186067,00	2049,21	0,01101
4. Production et distribution d'eau ; assainissement, gestion des déchets et dépollution	37961,00	246.05	0.00648

Table 17 : Heures de travail directes par branche économique

La prochaine étape est de calculer les heures indirectes liées aux consommations de branches économiques. Pour calculer les heures de travail indirect, il faut en premier lieu calculer les coefficients techniques caractérisant les interactions entre les secteurs (i et j). La formule suivante permet d'obtenir ces coefficients techniques (Equation 16, détaillée dans le chapitre 4 dans la section IV.2.b. « Coefficients techniques »). Ceux-ci ont permis de montrer les dépenses en unité monétaire réalisées dans un secteur (i) par *output* total du secteur (j). (Exemple annexe 3.1)

$$A = a_{ij} = X_{ij}/X_j$$

Equation 16

Un exemple représentatif de cette étape est présenté dans le chapitre 4 section IV.2.b. « Coefficients techniques ».

La matrice A des coefficients techniques étant réalisée, la suite consiste à créer la matrice identité de A (I-A). Pour cela, une matrice identité est créée, composée des mêmes lignes et colonnes de secteurs. Cette matrice identité comporte une valeur définie de « 1 » et mise à chaque intersection de même secteur et une valeur de 0 pour les autres intersections caractérisant les consommations intermédiaires. Un exemple de matrice identité constituée de 5 branches économiques est située en annexe 3.2.

Les matrices A (coefficients techniques) et I (identité) étant mises en place, la prochaine étape est le calcul de la matrice identité de A. Pour cela, il faut soustraire la matrice I par la matrice A (un exemple reprenant les valeurs des annexes 3.1 et 3.2 est disponible en annexe 3.3). Ces valeurs indiquent combien d'unités monétaires de produits issus du secteur i il faut pour produire une unité monétaire de produits issus du secteur j.

Il est possible à partir du principe développé par Leontief (1986), appliqué à la matrice inverse des coefficients techniques, de calculer la production pour chaque secteur i déterminée par la demande finale adressée à chacun des secteurs j.

D'après le modèle développé par Leontief, la matrice inverse $(I - A)^{-1}$ est la matrice des multiplicateurs d'entrée-sortie qui montrent les effets monétaires totaux (directs et indirects) sur la production sectorielle. Celle-ci est induite par un changement de la demande des secteurs exprimé en unité monétaire (un exemple de ce calcul appliqué à l'étape précédente est montré en annexe 3.4).

Les heures de travail direct nécessaires pour produire un *output* monétaire (S) (Equation 15) et les interactions entre les branches économiques étant connues (effets directs et indirects $(I - A)^{-1}$), la formule suivante permet de calculer les effets directs et indirects des heures de travail (Equation 17, détaillée dans le chapitre 4 dans la section IV.2.v. « Heures de travail totales induites (directes et indirectes) »).

$$(f = S (I - A)^{-1})$$

Equation 17

La table 18 montre les résultats en heures de travail total (direct et indirect) par euro dépensé dans chaque branche économique des différents procédés de recyclage.

Branches économiques INSEE	Effets	(f) : Heures de travail direct et indirect/€	Rapport direct, indirect, total (%)
Industrie chimique	Direct	0,00257	16
	Indirect	0,01389	84
	Total	0,01646	100
Production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné	Direct	0,00171	14
	Indirect	0,01059	86
	Total	0,01230	100
Transports et entreposage	Direct	0,01101	51
	Indirect	0,01048	49
	Total	0,02149	100
Production et distribution d'eau ; assainissement, gestion des déchets et dépollution	Direct	0,00648	34
	Indirect	0,01285	66
	Total	0,01933	100

Table 18 : Heures de travail direct et indirect générées par 1€ d'output monétaire, calculées à partir des tables entrées-sorties de l'INSEE

L'effet total (direct et indirect) combiné en heures de travail générées par euro dépensé est présenté pour l'ensemble des secteurs calculés en annexe 3.8.

A partir de ces résultats (Table 16), il est possible de déterminer la quantité d'heures totale (directes + indirectes) nécessaires pour produire une quantité monétaire de 1 euro pour chaque branche économique. A titre d'exemple, il faut au total 0.02149 heures de travail direct et indirect dans la branche « Transports et entreposage », dont 0.01101 heures de travail direct, pour générer 1€ d'output monétaire.

La table 19 montre les éléments d'inventaire qui sont utilisés lors de la pyrolyse, de la solvolysse en eau supercritique (SES) et de la fragmentation électrodynamique (FE) pour le recyclage des PRFC. Chaque élément dans l'ICV est lié à une branche économique donnée caractéristique de son secteur de production et permettant alors d'évaluer les heures de travail direct et indirect. Les différentes branches économiques concernées par l'ICV sont :

- Transport en camion : « transports et entreposage »
- Electricité : « production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné »
- Azote : « industrie chimique »
- Eau : « Production et distribution d'eau ; assainissement, gestion des déchets et dépollution »

Suite à l'identification des différentes branches économiques, la quantité d'heures de travail totale requise ($WH_{\text{each input}}$) pour chaque entrant de l'ICV a été calculée en multipliant la quantité de chaque entrant exprimé en unité monétaire (Y) par les coefficients d'heures de travail précédemment calculés. La table 19 montre la demande en heures de travail calculée pour chaque entrant de l'ICV nécessaire au traitement d'1 tonne de PRFC.

Entrants	(Y) Demande	(f)	$WH_{\text{each input}}$	$WH_{\text{each input}}$	$WH_{\text{each input}}$
		Coefficient d'heures de travail	Pyrolyse	SES	EF
Transport	200,00 €	0,02149	4,29	4,29	4,29
Démantèlement					
t Electricité	0,07 €	0,01230	0,000861	0,000861	0,000861
Recyclage					
Electricité	<i>En Fonction</i>	0,01230	9,73	7,9	1.16
Azote	<i>du procédé</i>	0,01646	14,31	/	0.11798
Eau		0.01933	/	2.5129	11.434

Table 19 : Heures de travail total pour les différents éléments liés à l'ICV de chaque procédé et par tonne de PRFC traités

Nous pouvons donc observer qu'il faut 4,29 heures de travail direct et indirect dans la branche « transports et entreposage » et 0,000861 heures pour la branche « production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné » pour le transport des PRFC en fin de vie et la production d'électricité nécessaire lors du démantèlement.

2. Résultats obtenus à partir de l'INSEE

$$PCE = \frac{WH_{\text{chaque entrée}} \times G_{\text{gisement disponible}}}{ETP}$$

Equation 18

Le potentiel de création d'emplois a été calculé en utilisant l'Equation 18 (détaillée dans le chapitre 4 à la section IV.6. « Estimation de la quantité d'emplois ») et permet de déterminer

la quantité d'emplois à temps plein nécessaire à la production de chaque élément de l'inventaire, en fonction de la quantité de PRFC à recycler. La table 18 montre le potentiel de création d'emplois de chaque entrant de l'ICV considérant le gisement européen de PRFC issus de l'aéronautique pour l'année 2020 calculé au début de ce chapitre.

Pour rappel, les valeurs d'heures de travail de chaque entrant ($WH_{chaque\ entrée}$) ont été calculées en fonction des besoins nécessaires au recyclage d'1 tonne de de PRFC. Il faut donc, pour obtenir le potentiel de création d'emplois directement et indirectement lié à un élément de l'ICV, multiplier cette valeur par la quantité (en tonne) de fibres de PRFC qui arrivera en fin de vie. Cette étape permet d'obtenir le volume total d'heures de travail direct et indirect nécessaire au recyclage de la totalité des PRFC arrivant en fin de vie sur une période de temps donné.

Pour obtenir la quantité d'emplois créés par an, il est nécessaire de diviser le nombre d'heures précédemment calculé par la quantité de travail horaire d'un employé à temps plein dans chaque branche économique (équivalant temps plein : ETP).

Ce calcul est illustré dans l'exemple ci-dessous par la prise en compte du secteur « transport » :

$$\text{Equation 18} \rightarrow [(4,29 \times 2805,09) \div 1700 = 7.07 \text{ emplois par an}].$$

Les résultats obtenus pour les trois procédés sont regroupés dans la table 20.

Entrants	ETP par secteur (h/an)	Quantité de matériaux ($G_{gisement\ disponible}$) (t)	PCE Pyrolyse	PCE Solvolyse	PCE
			(emplois/an)	en eau supercritique (emplois/an)	Fragmentation Electrodynamique (emplois/an)
Transport	1700		7,07	7,07	7,07
Démantèlement					
Electricité	1580		0,0015	0,0015	0,0015
Recyclage		2805,09			
Electricité	1580		17,27	14.0295	2.0597
Azote	1650			/	0.2006
Eau	1650		24,32	4.2721	19.4384

Table 20 : Potentiel de création d'emplois en 2020 en fonction des différents procédés de recyclage, pour le seul gisement du secteur aéronautique

La table 21 présente les résultats relatifs à trois scénarios géographiques obtenus pour une période de 5 ans et pour les trois procédés de recyclage. Les valeurs considérées issues de l'analyse de flux de matière expriment la valeur moyenne, correspondant au scénario n°2 pour les trois secteurs (chapitre 4).

Le potentiel de création d'emplois a été calculé pour chaque entrant mis à l'échelle de la quantité de matériau arrivant en fin de vie pour une période donnée et pour chaque secteur.

L'agrégation de ces résultats a permis d'évaluer le potentiel de création d'emplois directs et indirects dans le monde de la filière de recyclage des PRFC pour la période 2016-2020. Ce potentiel est de 1409 emplois pour la pyrolyse, de 735 pour la solvolysse en eau supercritique et de 783 pour la fragmentation électrodynamique. Cela représente entre 147 et 282 emplois par an dans le monde entre 2016 et 2020 en fonction du procédé de recyclage utilisé. Ensuite, si l'on considère le seul gisement européen, le potentiel de création d'emplois représenterait sur cette même période, 518 emplois dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, 270 emplois pour la solvolysse en eau supercritique et 290 emplois pour la fragmentation électrodynamique. Cela représente entre 54 et 104 emplois par an en Europe entre 2016 et 2020. Enfin, pour le gisement de PRFC à l'échelle de la France, il y a potentiellement 78 emplois générés dans le cas de la pyrolyse, 41 emplois pour la solvolysse en eau supercritique et 44 emplois pour la fragmentation électrodynamique. Cela représente entre 8 et 16 emplois par an en France entre 2016 et 2020. Ces informations sur la répartition des emplois en fonction des éléments de l'inventaire pour chaque procédé de recyclage sont disponibles pour le secteur éolien en annexe 3.9, en annexe 3.10 pour le secteur aéronautique et n° 3.11 pour le secteur automobile.

Cependant, un point important est à considérer dans ce calcul. En effet, l'hypothèse induite par l'utilisation de tables entrées-sorties (TES) issues de l'INSEE, est que pour les trois échelles géographiques, tous les déchets produits vont être recyclés dans les mêmes conditions socio-économiques qu'en France. En effet, les données des TES sont représentatives de l'économie française. Cela implique que dans les différents scénarios modélisés, l'ensemble des emplois générés seront sur la base des coefficients de création d'emplois et de travail horaire relatifs aux différents modes de productions français. Certains secteurs possèdent des modes de production spécifiques au pays d'implantation, comme la production d'électricité française qui est en majeure partie issue du nucléaire et ne générera donc pas la même quantité d'emplois que l'électricité produite en Allemagne qui elle comporte une quantité importante d'énergie issue du charbon.

D'après Deboutières et Georgeault (2015), l'enfouissement génère la création d'un emploi en équivalent temps plein par 1000 tonnes de déchets traités et entre 3 à 4 pour l'incinération. Les 2627,67 tonnes de déchets PRFC issus de l'aéronautique entre 2016 et 2020 généreront, en fonction du procédé de recyclage, entre 41 et 78 emplois. Cela confirme l'intérêt du recyclage par rapport aux scénarios actuels de gestion des PRFC en fin de vie.

INSEE		Création d'emplois en temps pleins par an								
		Monde			Europe			France		
		Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique	Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique	Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique
Aéronautique	2016-2020	408	213	228	227	119	128	46	24	26
	2021-2025	684	357	406	275	143	163	65	34	39
	2026-2030	905	472	538	345	180	205	70	36	41
	2031-2035	896	468	532	343	179	204	79	41	47
	2036-2040	1373	707	815	379	195	225	72	37	36
	2041-2045	2265	1182	1345	323	168	192	98	51	58
	2046-2050	2447	1277	1453	303	158	180	95	49	56
Eolien	2016-2020	781	407	434	176	92	98	21	11	12
	2021-2025	1652	862	981	375	196	223	42	22	25
	2026-2030	2397	1250	1423	481	251	286	53	28	32
	2031-2035	2516	1312	1494	513	268	305	59	31	35
	2036-2040	3277	1689	1946	690	356	410	78	40	46
	2041-2045	4399	2295	2613	932	486	554	107	56	63
	2046-2050	6632	3459	3939	1443	753	857	161	84	96
Automobile	2016-2020	220	115	122	115	60	64	12	6	6
	2021-2025	448	234	266	234	122	139	24	13	14
	2026-2030	1488	776	884	772	403	459	78	41	46
	2031-2035	3748	1955	2225	1955	1020	1161	200	104	119
	2036-2040	6279	3235	3729	3276	1688	1945	334	172	199
	2041-2045	9536	4974	5663	4975	2595	2954	508	265	302
	2046-2050	13966	7284	8293	7286	3800	4327	744	388	442
Total	2016-2020	1409	735	783	518	270	290	78	41	44
	2021-2025	2785	1452	1654	884	461	525	131	69	78
	2026-2030	4790	2499	2845	1598	833	949	201	105	119
	2031-2035	7160	3734	4252	2811	1466	1669	337	176	200
	2036-2040	10929	5631	6490	4345	2239	2580	484	249	281
	2041-2045	16201	8450	9620	6230	3250	3700	712	372	423
	2046-2050	23045	12020	13685	9032	4711	5364	1000	522	594

Table 21 : Représentation de la quantité d'emplois potentiels nécessaires au traitement des PRFC en fonction de la zone géographique, des procédés de recyclage, de 2016 à 2020 par tranche de 5 ans et pour les trois principaux secteurs consommateurs de PRFC

3. Résultats obtenus à partir de la SHDB

Le même calcul est entrepris à partir des taux horaires (Table 22) extraits de la « *social hotspot database* » (SHDB) (Norris *et al.*, 2015). Comme décrit dans le chapitre précédent, l'utilisation de cette base de données permet d'obtenir directement les facteurs (f) relatifs aux différentes branches économiques. Elle présente l'avantage de ne pas passer par des étapes de conversion des tables entrées-sorties, nécessaires pour les données économiques extraites de l'INSEE.

Branches économiques SHDB	Effets	(f) : Heures de travail direct et indirect/€	Rapport direct, indirect, total (%)
Industrie chimique	Direct	0,00384	43
	Indirect	0,00518	57
	Total	0,00902	100
Production et distribution d'électricité, de gaz, de vapeur et d'air conditionné	Direct	0,00560	50
	Indirect	0,00549	50
	Total	0,01109	100
Transports et entreposage	Direct	0,01236	77
	Indirect	0,00375	23
	Total	0,01611	100
Production et distribution d'eau ; assainissement, gestion des déchets et dépollution	Direct	0,00421	39
	Indirect	0,00666	61
	Total	0,01087	100

Table 22: Heures de travail direct et indirect générées par 1€ d'output monétaire, extraits de la SHDB

Le potentiel de créations d'emplois basé sur les taux horaires de la SHDB est calculé en suivant la méthodologie utilisée dans la section précédente. Le potentiel de création d'emplois a été calculé pour chaque entrant de la même manière. Les coefficients d'heures de travail direct et indirect sont d'abord mis à l'échelle de la quantité de matériau arrivant en fin de vie, par période donnée et pour chaque secteur. Il est ainsi permis de déterminer la quantité potentielle d'emplois nécessaire au recyclage, pour une période de 5 ans allant de 2016 et 2020 (Table 23). Cela représente 1002 emplois directs et indirects dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, 576 emplois pour la solvolysse en eau supercritique et 545 emplois pour la fragmentation électrodynamique. A l'échelle mondiale, cela représente entre 109 et 200 emplois par an entre 2016 et 2020 en fonction des procédés de recyclage utilisés. Ensuite, si l'on considère le seul gisement européen, le potentiel de création d'emplois représenterait sur cette même période, 359 emplois dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, 212 emplois pour la solvolysse en eau supercritique et 189 emplois pour la fragmentation électrodynamique. Cela permettrait la création de de 38 à 72 emplois par an en Europe entre 2016 et 2020. Et finalement pour le gisement de PRFC à l'échelle de la

France, il y a potentiellement 55 emplois générés dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, 33 emplois pour la solvolysse en eau supercritique et 28 emplois pour la fragmentation électrodynamique. Cela représente entre 6 et 11 emplois par an en France entre 2016 et 2020.

Cependant, un point important est à prendre en compte dans ce calcul. En effet, comme précédemment avec l'utilisation de TES fournis par l'INSEE, l'hypothèse principale considérée pour les calculs utilisant les données extraites de la SHDB pour les trois échelles géographiques, est que tous les déchets de PRFC générés vont être recyclés dans les mêmes conditions socio-économiques qu'en France. Ainsi, les données extraites de ce logiciel sont elles aussi représentatives de l'économie française.

SHDB		Création d'emplois en temps pleins par an								
		Monde			Europe			France		
		Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique	Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique	Pyrolyse	Solvolyse en eau supercritique	Fragmentation électrodynamique
Aéronautique	2016-2020	286	166	145	147	94	85	31	19	17
	2021-2025	535	295	266	215	118	107	51	28	25
	2026-2030	708	390	351	269	148	134	55	30	27
	2031-2035	701	386	348	268	148	133	61	34	30
	2036-2040	1060	578	519	293	160	144	56	31	27
	2041-2045	1772	976	879	253	139	125	76	42	38
	2046-2050	1914	1054	949	237	130	117	74	41	37
Eolien	2016-2020	559	320	282	130	72	63	15	9	8
	2021-2025	1292	711	641	293	162	146	33	20	16
	2026-2030	1874	1032	930	376	207	187	42	25	21
	2031-2035	1968	1083	976	401	221	199	46	28	23
	2036-2040	2534	1383	1243	535	292	263	60	36	29
	2041-2045	3441	1895	1707	729	401	362	83	50	41
	2046-2050	5187	2856	2573	1129	622	560	126	76	63
Automobile	2016-2020	157	90	118	82	47	41	8	5	4
	2021-2025	351	193	252	183	101	91	19	10	9
	2026-2030	1164	641	837	604	333	300	61	34	30
	2031-2035	2931	1614	2108	1529	842	759	156	86	77
	2036-2040	4847	2640	3469	2529	1378	1238	258	141	126
	2041-2045	7458	4107	5365	3891	2143	1930	397	219	197
	2046-2050	10922	6014	7857	5698	3138	2827	582	320	289
Total	2016-2020	1002	576	545	359	212	189	55	33	28
	2021-2025	2178	1199	1159	692	381	343	103	58	51
	2026-2030	3746	2063	2118	1250	688	620	157	89	78
	2031-2035	5599	3083	3432	2199	1211	1091	264	147	131
	2036-2040	8442	4601	5231	3357	1830	1644	374	207	183
	2041-2045	12670	6977	7951	4873	2683	2417	557	311	276
	2046-2050	18023	9924	11379	7064	3890	3504	782	437	388

Table 23 : Représentation de la quantité d'emplois potentiels nécessaire au traitement des PRFC en fonction de la zone géographique, des procédés de recyclage, de 2016 à 2020 par tranche de 5 ans et pour les trois principaux secteurs consommateurs de PRFC

4. Résultats induits par l'optimisation d'un procédé : la solvolysse en eau supercritique

Au sein de la section consacrée à l'ACV, nous avons étudié l'influence de l'optimisation du procédé de solvolysse en eau supercritique sur l'impact environnemental global de ce procédé. Il convient donc aussi d'étudier, en fonction de la base de données, l'influence de la diminution de la quantité de consommable de ce procédé sur la quantité d'emplois à plein temps nécessaire au recyclage de l'ensemble des PRFC. La figure 50 représente la comparaison du potentiel d'emplois nécessaires pour le recyclage par SES à l'échelle mondiale avec les courbes rouges représentant les résultats utilisant la base de données INSEE et en bleu celle de la SHDB. De plus, celles les carrés correspondent aux procédés non optimisés tandis que les ronds correspondent aux procédés optimisés.

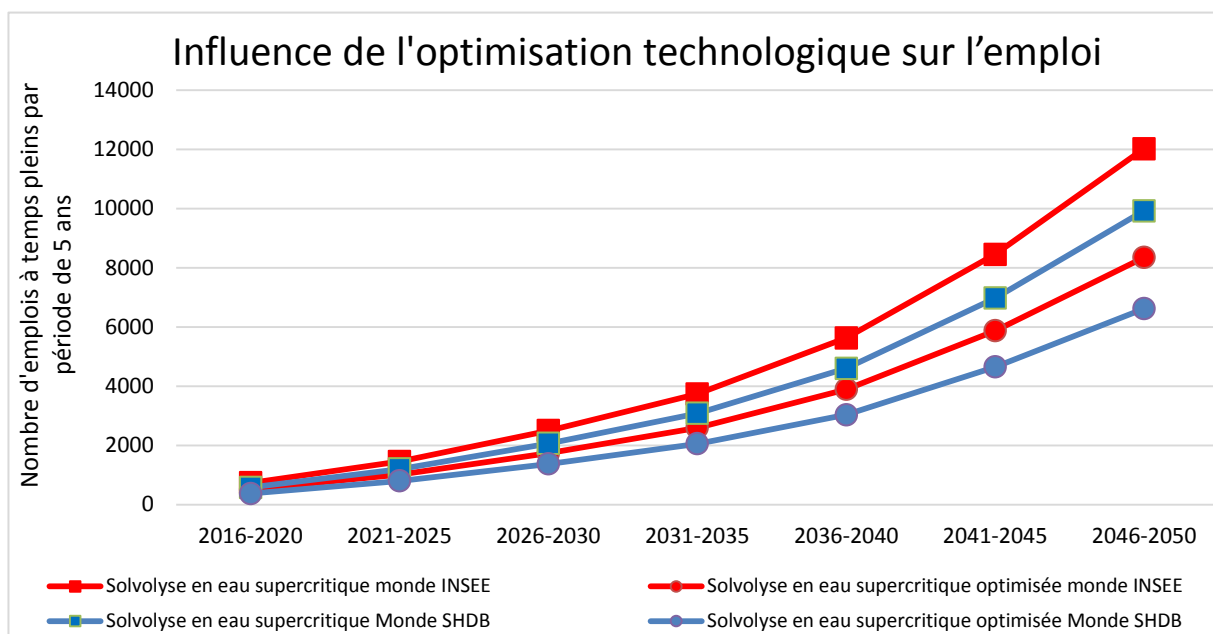


Figure 50 : Influence de l'optimisation du procédé de solvolysse en eau supercritique sur la quantité d'emplois nécessaire au recyclage à l'échelle mondiale et pour les deux bases de données (rouge : INSEE ; bleu : SHDB)

Nous pouvons observer que la diminution de l'impact environnemental par optimisation aura comme incidence logique de diminuer la quantité de travail nécessaire par unité de production et donc de réduire la quantité d'emplois globaux en équivalent temps plein. Ce point est uniquement vrai dans le cas d'une réduction des impacts environnementaux par optimisation de procédés engendrant la diminution des quantités de produits (« consommables ») ou services nécessaires au fonctionnement de ces procédés. Cependant l'effet inverse est observable (augmentation du potentiel de création d'emplois couplé à une réduction des impacts environnementaux) dans le cas d'une étape additionnelle ajoutée au procédé et ayant comme but la réduction de l'impact environnemental. Cette étape peut concerner le traitement des émissions ou des déchets.

Le recyclage est un de ces scénarios, permettant la réduction des impacts environnementaux d'un produit tout en augmentant le potentiel de création d'emplois de celui-ci. Mais ce

potentiel dépend de l'expansion ou non de la considération de son cycle de vie. C'est-à-dire si, dans ce cas, le recyclage est considéré comme un prolongement du cycle de vie de la fibre vierge, ou si cette étape est considérée comme substituant de la matière vierge (et donc comme base d'un nouveau cycle).

5. Observations

L'implantation d'un secteur de recyclage à différentes échelles possède un réel intérêt du point de vue de la création d'emplois. Nous avons cependant pu observer que ce potentiel pouvait diminuer avec la réduction des impacts environnementaux des procédés de recyclage. Le phénomène est observable uniquement lorsque la diminution de l'impact environnemental d'un procédé est liée à une optimisation des consommables utilisés. Les produits consommables nécessitant une certaine quantité de temps de travail liée à des emplois directs et indirects, la diminution de leurs consommations aura donc comme conséquence la diminution de la quantité d'emplois nécessaire à l'échelle du procédé. Cependant, en opposition à la réduction de l'impact par optimisation, le cas d'une diminution de l'impact environnemental d'un procédé par traitement des émissions et des déchets (ex : par recyclage ou valorisation) permet de générer une quantité d'emplois plus importante.

Il a été aussi montré que par l'utilisation d'une même méthodologie utilisant des bases de données différentes (INSEE et SHDB) les résultats évoluent, tout en restant à une échelle similaire. Cette évolution du potentiel de création d'emplois est observable aussi bien sur les emplois directs qu'indirects. Cette évolution est due à la différence entre les coefficients de travail horaire par *output* monétaire utilisés dans les différentes méthodes (Table 18 : INSEE et Table 22 : SHDB). Elle est aussi expliquée par la prise en compte d'un nombre différent de secteurs au sein d'une même économie (38 secteurs pour l'INSEE et 57 pour la SHDB).

Il a donc été montré au travers de ces estimations que la quantité potentielle d'emplois créés en France pouvait, en fonction des bases de calculs, représenter 782 emplois créés entre 2046 et 2050 dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, 437 emplois dans le cas de la solvololyse en eau supercritique et 388 emplois potentiels créés dans le cas de l'utilisation de la fragmentation électrodynamique, sur la base de l'utilisation des données issues de la SHDB. En comparaison, lors de l'utilisation des données de l'INSEE, nous obtenons 1000 emplois créés entre 2046 et 2050 dans le cas de l'implantation de la pyrolyse, puis 522 emplois dans le cas de la solvololyse en eau supercritique et 594 emplois potentiels créés dans le cas de l'utilisation de la fragmentation électrodynamique.

Il fut donc possible, au travers de ces différents calculs d'estimations, d'évaluer le potentiel de création d'emplois basé sur l'utilisation de deux bases de données, permettant donc de corréler les informations sur la justesse des résultats obtenus.

Cependant, cette méthodologie est basée sur un modèle linéaire et repose donc sur le principe qu'une augmentation de la consommation d'un produit aura comme conséquence

directe l'augmentation du nombre d'emplois. Pourtant, de manière concrète, une augmentation de la consommation d'électricité n'aura pas comme conséquence la création d'un nouveau site de production sauf si cette quantité demandée est trop importante. Cette méthodologie d'évaluation du potentiel de création d'emplois paraît moins pertinente pour prendre en compte des phénomènes potentiels de « paliers ».

IV. Utilisation de l'indicateur de criticité pour la chaîne d'approvisionnement des PRFC

L'objectif principal est ici d'évaluer l'aspect géopolitique d'approvisionnement d'une ressource en tant que potentiel facteur perturbateur pour l'approvisionnement durable de celle-ci sur une perspective à court terme.

Dans ce cas, le mécanisme d'évaluation de ces risques commence à partir des flux élémentaires qui sont considérés dans l'ACV traditionnelle mais en allant au-delà des impacts environnementaux en incluant le mécanisme socio-économique. Il s'agit, par exemple, des risques d'approvisionnements imputables à des circonstances géopolitiques ou à des risques sociaux dus à des conflits locaux. En effet, lorsqu'il est lié à l'unité fonctionnelle du cycle de vie d'un produit spécifique, le risque géopolitique d'approvisionnement permet d'évaluer les aspects socio-économiques qui ont une influence sur les éléments nécessaires à la mise en œuvre du produit.

L'application au cas des fibres de carbone implique la prise en compte d'une chaîne d'approvisionnement regroupant plusieurs produits et plusieurs pays. Il est donc nécessaire pour le calcul du facteur de risque d'approvisionnement, de considérer à la fois la production intérieure (qui ne présente aucun risque d'approvisionnement géopolitique) et les chaînes d'approvisionnement multi-étapes entre les différents produits et pays d'approvisionnement qu'ils soient directs ou indirects. Cette étude vise aussi à évaluer des perspectives d'intégration du recyclage sur le risque géopolitique d'approvisionnement. Ainsi, dans un premier temps, nous évaluerons le risque géopolitique d'approvisionnement en fibres de carbone. Puis, dans un deuxième temps, pour des raisons de disponibilité des données et de leur exactitude, nous nous limiterons à l'étude du risque géopolitique d'approvisionnement en acrylonitrile.

1. Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en fibres de carbone

Il est en premier lieu nécessaire de calculer l'IHH pour le calcul des deux éléments qui suivent la production d'acrylonitrile : la production de polyacrylonitrile et de fibres de carbone. Le résultat de cet index traduisant la concentration de pays fabriquant un produit a donc été calculé pour le polyacrylonitrile et les fibres de carbone. Les scores ainsi que la production mondiale sont présentés en table 24.

	Pétrole	Propène	AN	PAN	Fibre carbone
Production mondiale	4130,2 Mt	100,4 Mt	5,9 Mt	1955,8 Kt	90820 t
Nombre de pays	49	20	14	11	14
IHH (concentration de la production)	0,0629	0,0999	0,1321	0,1661	0,1412

Table 24 Indice de Herfindahl-Hirschman et production mondiale pour l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone

On peut observer que plus on avance dans la chaîne d'approvisionnement au gré de la transformation des différentes substances et produits, plus la quantité de ces produits intermédiaires diminue, traduisant une plus faible disponibilité. On observe aussi une quantité de pays producteurs restreinte, ce qui a comme effet d'augmenter l'IHH. Cependant, la concentration des pays producteurs est plus importante pour les fibres de carbone (14 pays producteurs) que pour celle des fibres précurseurs en polyacrylonitrile (11 pays producteurs). Il est donc possible d'évaluer jusqu'à 15 valeurs pour le risque géopolitique d'approvisionnement caractéristique de chaque pays considéré dans le système et pour chaque matière. Cinq de ces valeurs traduisent le risque d'importation directe du pétrole, du propène, de l'acrylonitrile (AN), du polyacrylonitrile (PAN) et finalement des fibres de carbone (CF) (table 25 (France) et annexe 4.3 (Global)). Les 10 autres valeurs représentent les risques induits par :

- **(Propène- Pétrole)** : les importations pétrolières dans les pays partenaires du propène.
- **(AN-Propène- Pétrole)** : les importations de pétrole dans les pays partenaires du propène des pays partenaires de l'acrylonitrile.
- **(PAN-AN-Propène- Pétrole)** : les importations de pétrole dans les pays partenaires du propène des pays partenaires de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile.
- **(CF-PAN-AN-Propène-Pétrole)** : les importations de pétrole dans les pays partenaires du propène des pays partenaires de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile des pays partenaire de fibres de carbone.
- **(AN-Propène)** : les importations de propène dans les pays partenaires de l'acrylonitrile.
- **(PAN-AN-Propène)** : les importations de propène dans les pays partenaires de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile.
- **(CF-PAN-AN-Propène)** : les importations de propène dans les pays partenaires de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile des pays partenaires de fibres de carbone.
- **(PAN-AN)** : les importations de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile.
- **(CF-PAN-AN)** : les importations de l'acrylonitrile des pays partenaires de polyacrylonitrile des pays partenaires de fibres de carbone.
- **(CF-PAN)** : les importations de polyacrylonitrile des pays partenaires de fibres de carbone.

Produit	AN	Propène	Pétrole	AN-Propène	Propène-Pétrole	AN-Propène-Pétrole	CF	
Score	4,02E-02	4,16E-02	3,89E-02	1,25E-02	3,59E-02	3,22E-02	1,52E-03	
Produit	PAN	PAN-AN	PAN-AN-Propène	PAN-AN-Propène-Pétrole	CF-PAN	CF-PAN-AN	CF-PAN-AN-Propène-Pétrole	
Score	1,84E-03	7,55E-04	5,26E-04	1,56E-03	5,89E-05	4,22E-05	2,32E-05	3,93E-05

Table 25 : Evaluation du risque géopolitique d'approvisionnement sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone

Une incohérence est observable tout au long de la chaîne d'approvisionnement. En effet, les scores géopolitiques d'approvisionnement devraient, en théorie, être plus élevés pour les pays importateurs de polyacrylonitrile et de fibres de carbone dû au fait que l'IHH et les volumes de production mondiaux diminuent. Cependant, nous observons sur la table 22 une diminution de ce risque pour les importations directes et indirectes liées au PAN et aux fibres de carbone. Cette incohérence s'explique par le type de données extraites de l'UNcomtrade. En effet, ces deux produits n'ont pas de catégorie spécifique, comme c'est le cas pour le pétrole, le propène ou l'acrylonitrile, mais sont intégrés au sein d'une plus large catégorie. Pour le PAN, la catégorie regroupant les « polymères acryliques, sous formes primaires (à l'exclusion du polyméthacrylate de méthyle) » (code HS 390690) a été choisie pour caractériser les différentes interactions commerciales du PAN entre pays. Ce choix est justifié par le fait que le PAN est une fibre acrylique, composée d'au moins 85% d'acrylonitrile. Le problème lié à cette catégorie est qu'elle regroupe les fibres précurseurs de PAN, mais aussi toute sorte de polymères de type acrylonitrile utilisés, par exemple, dans la mode. Ainsi, les échanges et interactions commerciales liés à ce type de fibres sont surestimés, diminuant artificiellement le risque géopolitique d'approvisionnement en PAN. De même, pour les informations extraites de la base de données UNcomtrade pour la caractérisation des flux commerciaux des fibres de carbone, la catégorie « Articles en graphite ou autre carbone, Fibres de carbone, à des fins non électriques » (SH 681510) est utilisée. Cela a pour conséquence d'augmenter artificiellement les quantités et interactions d'échanges entre pays par la considération de produits additionnels au sein d'une même catégorie. Il a donc été choisi de concentrer la suite de cette étude sur l'analyse de la chaîne d'approvisionnement en acrylonitrile.

2. Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en acrylonitrile

Etant donné les incertitudes liées à la précision des données extraites de l'UNcomtrade pour les catégories du PAN et fibres de carbone, il a été décidé pour la suite de l'étude de se concentrer sur la réalisation et l'exploitation des résultats caractérisant la filière d'approvisionnement en acrylonitrile.

a) Détermination des interactions au sein de la chaîne d'approvisionnement en acrylonitrile

Comme défini dans la partie sur la méthodologie (Chapitre 4), 145 pays font partie de la chaîne d'approvisionnement sur au moins une étape en interaction avec le processus de fabrication de l'acrylonitrile. Parmi ces pays, il a été observé qu'au moins 135 d'entre eux avaient pour le pétrole une production nationale ou des importations, 90 d'entre eux dans le cas du propène et 72 pour celui de l'acrylonitrile. Cela permet de définir une chaîne d'approvisionnement complète du pétrole à l'acrylonitrile pour 72 pays dans le monde. Cependant, parmi ces 72 pays, seuls 54 ont une production nationale ou des importations pour les trois produits évalués. Les calculs réalisés à partir des informations extraites de la base de données UNcomtrade permettent de définir qu'il existe 1244 connexions de pays à pays pour le pétrole, que ce soit au niveau des importations ou de la production nationale, puis 396 pour le propène et finalement 322 pour l'acrylonitrile (Table 23).

Six valeurs pour le risque d'approvisionnement géopolitique peuvent être calculées pour chaque pays considérés dans le système, une pour chaque matière (risque d'importation directe de l'acrylonitrile, risque d'importation directe du propylène et risque d'importation directe de pétrole), puis trois pour les risques sur toute la chaîne d'approvisionnement induits par les pays partenaires de l'acrylonitrile, le risque induit d'importations pétrolières dans les pays partenaires du propène et le risque induit par l'importations de pétrole dans les pays partenaires du propène des pays partenaires de l'acrylonitrile. Le nombre d'interactions possibles au travers de cette chaîne d'approvisionnement (Table 26), s'élève à plus de 60 000 connexions. De plus, lorsqu'ils sont issus de la Worldbank, les scores des WGI-PV sont affichés dans des valeurs allant d'environ -2,5 (très instable) à 2,5 (très stable). Ces valeurs d'origine sont, pour la réalisation des calculs du risque géopolitique d'approvisionnement, recalculées linéairement de sorte qu'un facteur 0 soit très stable et 1 très instable (Table 26).

Informations	Pétrole	Pétrole-Propène	Propène	Pétrole-Propène-Acrylonitrile	Propène-Acrylonitrile	Acrylonitrile
Nombre de pays total	135	90	90	72	72	72
Nombre de connexions identifiées	1244	9398	396	61671	2378	322
WGI-PV moyen (Worldbank)	0,68	0,64	0,85	0,29	1,44	0,74
WGI-PV moyen (rééchelonné [0-1])	0,36	0,37	0,33	0,44	0,21	0,35

Table 26 Résumé pour les données commerciales le long des différentes étapes d'approvisionnement

b) Calcul de l'indice de Herfindahl-Hirschman d'approvisionnement en acrylonitrile

Le calcul d'un indice de Herfindahl-Hirschman (IHH) est un processus simple dans lequel la concentration de pays producteurs d'une substance est évaluée (Calkins, 1983). Le calcul de l'index IHH est réalisé par la somme des quantités produites pour chaque pays mise au carré et divisée par la somme totale de la production de ce même produit au carré. Cette concentration de production a été calculée pour les trois produits évalués (Figure 51). Le plus faible score est obtenu pour le pétrole avec un score IHH de 0.063, traduisant une

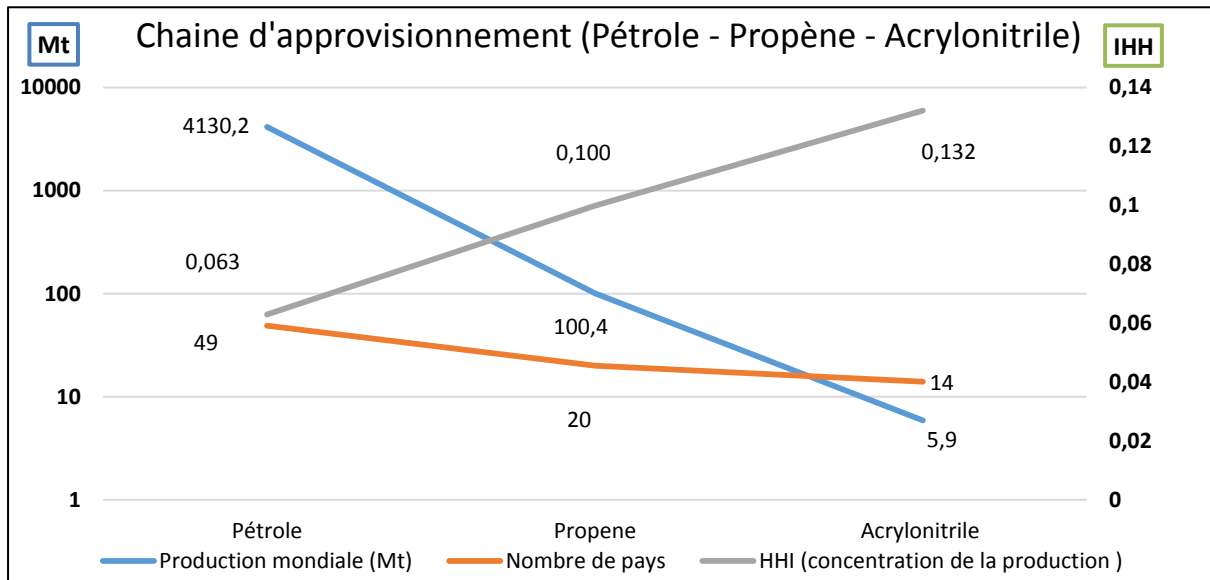


Figure 51 Influence de la production mondiale et de la quantité de pays sur l'indice de concentration de la production (HHI index)

disponibilité bien dispersée de cette ressource à travers le globe. Ensuite, un score moyen a été obtenu pour le propène (IHH 0.01) et le score le plus élevé est obtenu pour l'acrylonitrile (IHH 0.132). Cependant, toutes ces concentrations sont inférieures à la plupart des concentrations du marché des métaux et sont également inférieures au seuil généralement jugé critique (DOJ et FTC, 2010). Les principaux pays producteurs de pétrole en 2013 sont l'Arabie Saoudite (13,1% de la production mondiale), la Russie (12,9%) et les États-Unis (10,8%) (BP, 2014). Plus de 50 pays sont producteurs de pétrole, conduisant donc à la faible concentration de la production mondiale. Les capacités de production de propène sont quant à elles plus importantes en Chine, aux États-Unis, en Corée du Sud et au Japon (plastemart, 2014 ; CIEC Promoting Science, 2015 ; US Energy Information Administration, 2015). Tous ces pays possédant de grandes raffineries ont donc une production importante de produits chimiques de base. Les plus grandes capacités de production d'acrylonitrile sont situées aux États-Unis, en Corée du Sud et au Japon. Il existe également des capacités de sites de production significatives à la fois pour le propène et l'acrylonitrile en Europe, mais réparties entre différents pays, notamment en Allemagne, au Royaume-Uni et aux Pays-Bas. Cette plus faible quantité de pays producteurs et plus grande concentration géographique ont pour conséquence d'augmenter l'IHH pour le propène et l'acrylonitrile.

c) Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement en acrylonitrile

Le calcul du facteur de risque géopolitique s'effectue à partir de l'Equation 12 détaillée dans le chapitre 4, avec l'utilisation des différents IHH calculés pour le pétrole, le propène et l'acrylonitrile, ainsi que par la considération des valeurs de stabilité politique issues du « world governance indicators » (WGI-PV) relatives à chaque pays, et par la prise en compte de tous les flux d'échanges entre ces même pays, informations issues des données de « l'UN Comtrade ». Au total, 145 pays ont obtenu au moins un score de risque pour au moins une des six valeurs de risques présentes sur la chaîne d'approvisionnement (annexe 4.1). Les pays qui obtiennent des facteurs de risque d'approvisionnement géopolitiques pour l'ensemble des six perspectives sont au nombre de 54 et sont listés dans la table 27. Le facteur de risque le plus élevé a été calculé pour le Nigéria avec 135 ‰ (annexe 4.1), dû au fait que ce pays ne possède pas d'industrie productrice d'acrylonitrile et qu'il importe l'ensemble de son acrylonitrile du Pakistan, un pays considéré comme particulièrement instable dans le WGI-PV. Les valeurs de risque les plus faibles pour une valeur de 0 ‰ sont apparues pour les pays ayant uniquement une production intérieure (et pas d'importations divulguées), comme l'Irak pour le pétrole, l'Iran pour le pétrole et le propène et la Turquie pour l'acrylonitrile.

	Pétrole	Pétrole-C3H6	C3H6	Pétrole -C3H6-AN	C3H6-AN	AN	
ARG	0 ‰	15 ‰	38 ‰	15 ‰	39 ‰	73 ‰	ARG
AUS	18 ‰	18 ‰	0 ‰	32 ‰	50 ‰	66 ‰	AUS
AUT	44 ‰	36 ‰	32 ‰	35 ‰	9 ‰	40 ‰	AUT
BLR	41 ‰	3 ‰	62 ‰	3 ‰	62 ‰	0 ‰	BLR
BEL	21 ‰	31 ‰	33 ‰	33 ‰	14 ‰	45 ‰	BEL
BRA	7 ‰	15 ‰	39 ‰	15 ‰	36 ‰	3 ‰	BRA
BGR	41 ‰	37 ‰	39 ‰	30 ‰	43 ‰	66 ‰	BGR
CAN	5 ‰	15 ‰	38 ‰	15 ‰	1 ‰	50 ‰	CAN
CHL	33 ‰	15 ‰	38 ‰	31 ‰	50 ‰	66 ‰	CHL
CHN	22 ‰	24 ‰	6 ‰	27 ‰	11 ‰	41 ‰	CHN
COL	0 ‰	9 ‰	52 ‰	33 ‰	26 ‰	45 ‰	COL
HRV	37 ‰	36 ‰	31 ‰	37 ‰	32 ‰	45 ‰	HRV
CZE	40 ‰	36 ‰	32 ‰	35 ‰	5 ‰	42 ‰	CZE
DNK	9 ‰	36 ‰	31 ‰	36 ‰	38 ‰	53 ‰	DNK
DOM	42 ‰	15 ‰	38 ‰	24 ‰	8 ‰	44 ‰	DOM
ECU	0 ‰	19 ‰	51 ‰	14 ‰	34 ‰	92 ‰	ECU
EGY	2 ‰	35 ‰	42 ‰	30 ‰	12 ‰	58 ‰	EGY
ETH	32 ‰	31 ‰	50 ‰	36 ‰	42 ‰	55 ‰	ETH
FIN	39 ‰	27 ‰	30 ‰	34 ‰	20 ‰	40 ‰	FIN
FRA	39 ‰	36 ‰	42 ‰	32 ‰	12 ‰	40 ‰	FRA
DEU	36 ‰	35 ‰	5 ‰	34 ‰	6 ‰	8 ‰	DEU
GRC	46 ‰	38 ‰	46 ‰	40 ‰	47 ‰	52 ‰	GRC
HUN	42 ‰	37 ‰	32 ‰	19 ‰	8 ‰	57 ‰	HUN
IND	33 ‰	33 ‰	0 ‰	19 ‰	21 ‰	58 ‰	IND
IDN	11 ‰	10 ‰	10 ‰	26 ‰	1 ‰	83 ‰	IDN
IRL	29 ‰	17 ‰	40 ‰	37 ‰	40 ‰	53 ‰	IRL
ISR	31 ‰	20 ‰	33 ‰	31 ‰	15 ‰	38 ‰	ISR
JPN	31 ‰	31 ‰	0 ‰	31 ‰	0 ‰	1 ‰	JPN
KOR	34 ‰	34 ‰	2 ‰	32 ‰	2 ‰	5 ‰	KOR

LVA	19 ‰	15 ‰	38 ‰	36 ‰	25 ‰	41 ‰	LVA
LUX	21 ‰	21 ‰	32 ‰	31 ‰	35 ‰	44 ‰	LUX
MYS	8 ‰	8 ‰	1 ‰	26 ‰	5 ‰	60 ‰	MYS
MEX	0 ‰	12 ‰	55 ‰	14 ‰	28 ‰	25 ‰	MEX
NLD	35 ‰	33 ‰	15 ‰	33 ‰	15 ‰	5 ‰	NLD
PER	20 ‰	15 ‰	38 ‰	15 ‰	5 ‰	53 ‰	PER
PHL	32 ‰	31 ‰	2 ‰	15 ‰	1 ‰	50 ‰	PHL
POL	40 ‰	30 ‰	37 ‰	33 ‰	15 ‰	37 ‰	POL
PRT	39 ‰	43 ‰	50 ‰	13 ‰	12 ‰	73 ‰	PRT
ROU	22 ‰	33 ‰	54 ‰	35 ‰	5 ‰	42 ‰	ROU
RUS	0 ‰	0 ‰	0 ‰	0 ‰	1 ‰	0 ‰	RUS
SGP	28 ‰	28 ‰	1 ‰	30 ‰	39 ‰	70 ‰	SGP
SVK	41 ‰	42 ‰	34 ‰	36 ‰	32 ‰	38 ‰	SVK
SVN	14 ‰	41 ‰	26 ‰	36 ‰	32 ‰	42 ‰	SVN
ZAF	41 ‰	22 ‰	60 ‰	32 ‰	27 ‰	40 ‰	ZAF
ESP	43 ‰	30 ‰	43 ‰	27 ‰	34 ‰	60 ‰	ESP
SWE	34 ‰	35 ‰	31 ‰	33 ‰	18 ‰	37 ‰	SWE
CHE	48 ‰	36 ‰	38 ‰	33 ‰	16 ‰	37 ‰	CHE
THA	21 ‰	21 ‰	0 ‰	23 ‰	3 ‰	15 ‰	THA
TUN	11 ‰	33 ‰	43 ‰	32 ‰	50 ‰	79 ‰	TUN
UKR	39 ‰	0 ‰	65 ‰	0 ‰	0 ‰	86 ‰	UKR
GBR	17 ‰	37 ‰	40 ‰	35 ‰	38 ‰	3 ‰	GBR
USA	15 ‰	15 ‰	1 ‰	15 ‰	1 ‰	0 ‰	USA
VEN	0 ‰	16 ‰	38 ‰	33 ‰	15 ‰	37 ‰	VEN
VNM	2 ‰	2 ‰	0 ‰	32 ‰	36 ‰	64 ‰	VNM
	Pétrole	Pétrole-C3H6	C3H6	Pétrole -C3H6-AN	C3H6-AN	AN	

Table 27 Résultat globaux pour le calcul des facteurs de risque géopolitique (C3H6 : propène ; AN : acrylonitrile)

On peut observer qu'il y a quatre catégories majeures parmi lesquelles il est possible de regrouper les pays en fonction de leurs risques géopolitiques d'approvisionnement. La première catégorie serait les pays à faible risque, c'est-à-dire comportant les facteurs les plus faibles (en bleu) et les plus uniformes possibles. Ensuite, les pays riches, c'est-à-dire n'étant pas nécessairement producteurs de toutes leurs ressources mais disposant d'un panel de fournisseurs important et une capacité à répondre à une potentielle augmentation des prix de la ressource visée. Troisièmement, les pays possédant une industrie chimique importante ayant donc la capacité de fabriquer leurs propres produits ou de s'adapter rapidement à un potentiel besoin de transformation d'une ressource en un produit spécifique en cas de manquement d'un ou plusieurs fournisseurs. Et finalement les pays à hauts risques qui seraient par exemple non producteurs de la ressource visée, ayant une industrie trop faible ou pas assez avancée pour répondre à une demande soudaine, qui n'auraient pas une stabilité politique permettant de sécuriser ses transactions et/ou des capacités monétaires trop faibles.

Certains pays comme la Russie (RUS) pourraient être cités comme exemple de pays à faible risque (tous les facteurs ou presque sont inférieurs à 1 ‰). D'autres pourraient servir d'exemple pour montrer la complexité des risques induits par une chaîne d'approvisionnement multi-étapes. C'est le cas de l'Équateur (ECU), ayant aucun risque d'approvisionnement en pétrole car 100% de son approvisionnement provient de sa

production domestique, mais possédant un risque important vis-à-vis de l'approvisionnement en produit final qu'est l'acrylonitrile. Pour finir, un pays comme la France (FRA), ayant un risque potentiel moyen (jaune) tout au long de sa chaîne d'approvisionnement, possède un risque direct et induit général moyen, aussi le cas détaillé de la France est détaillé dans la section suivante.

d) Le cas de la France

Précédemment évoqué au sein du chapitre III., la France, a été identifiée dans le rapport effectué par Jacques Blanc (2011), mandaté par le Sénat, fait preuve d'une dépendance du savoir-faire japonais principalement, mais aussi américain pour l'obtention des fibres de carbone. Cette section est réalisée dans le but d'illustrer les conditions d'importation des différentes substances pour la France et d'éclaircir les résultats obtenus pour le risque d'approvisionnement. En effet, ceux-ci s'expliquent par le fait que ce pays est non producteur de ressources pétrolières, et bien qu'il possède une industrie chimique assez développée, celle-ci ne lui permet pas de répondre à l'ensemble de ses besoins en propène et acrylonitrile. Néanmoins, ce pays possède de multiples sources d'approvisionnement (ex : 37 pour le pétrole) pour les différentes substances étudiées, comme illustré en figure 52.

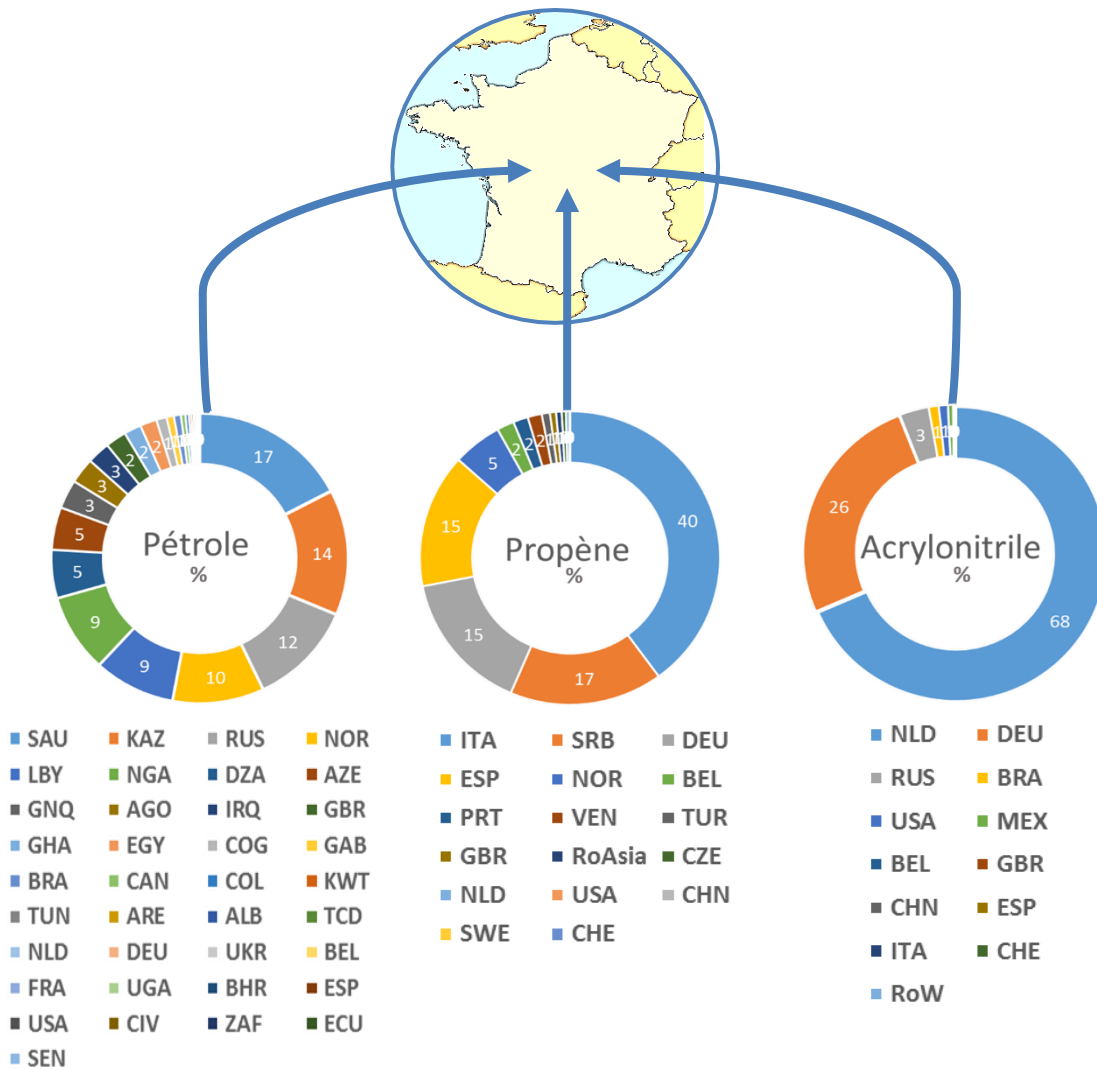


Figure 52 : Répartitions des importations directes (%) en acrylonitrile, propène et pétrole par la France (Abréviations disponibles en annexe 4.2)

Nous pouvons observer que les pays d'importation de la France sont bien diversifiés du point de vue de leur répartition géographique et de la quantité des sources d'approvisionnement direct pour le pétrole, le propène et l'acrylonitrile. L'intérêt du développement de cette méthode est d'appliquer l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement à une chaîne multi-étapes. Il est donc intéressant de déterminer que la multiplicité des pays d'approvisionnement permet à un pays faiblement ou non producteur d'obtenir un score de risque relativement faible au regard de son approvisionnement direct en ressources (Table 25, France : pétrole 39 ‰, propène 42 ‰ et acrylonitrile 40 ‰), mais aussi de son approvisionnement indirect (pétrole-propène 36 ‰, pétrole-propène-acrylonitrile 32 ‰ et propène-acrylonitrile 12‰). Ceci est justifié d'une part par la multiplicité des pays d'approvisionnement (Table 25) permettant, le cas échéant, de faire rapidement face à un possible défaut d'approvisionnement d'un pays partenaire, et d'autre part, par la stabilité politique du pays partenaire des échanges commerciaux. Ceci est observable sur la figure 51 pour les importations directes de pétrole, propène et acrylonitrile et en figure 52 pour la

chaîne d'approvisionnement indirecte de pétrole et de propène nécessaire à l'approvisionnement direct des deux principaux pays fournisseurs d'acrylonitrile pour la France (NLD : Pays-Bas et DEU : Allemagne). Nous observons de cette manière que les Pays-Bas se fournissent principalement en matières issues de production nationale, de même pour l'Allemagne. Ce dernier point caractérise principalement une production domestique importante pour ces deux pays.

La substance en amont de la chaîne d'approvisionnement est le pétrole et le principal fournisseur de ce produit est la Russie pour les Pays-Bas et l'Allemagne, eux même principaux producteurs de propène et principaux fournisseurs d'acrylonitrile pour la France. De ce fait, le risque est réduit par les principaux pays d'importations, ceux-ci étant localisés en Europe ou en Asie, ils représentent donc un faible risque géopolitique. Le WGI rééchélonné est de 0.28 pour les Pays-bas, 0.31 pour l'Allemagne et 0.65 pour la Russie. A titre de comparaison, le plus faible score est obtenu pour le Groenland (rééchélonné : 0.12) et le plus élevé pour la Somalie (rééchélonné : 1.05). Pour des pays comme la Russie (qui a un facteur WGI-risk élevé), la production nationale est donc le moyen le plus significatif permettant d'atténuer le risque lié aux ressources.

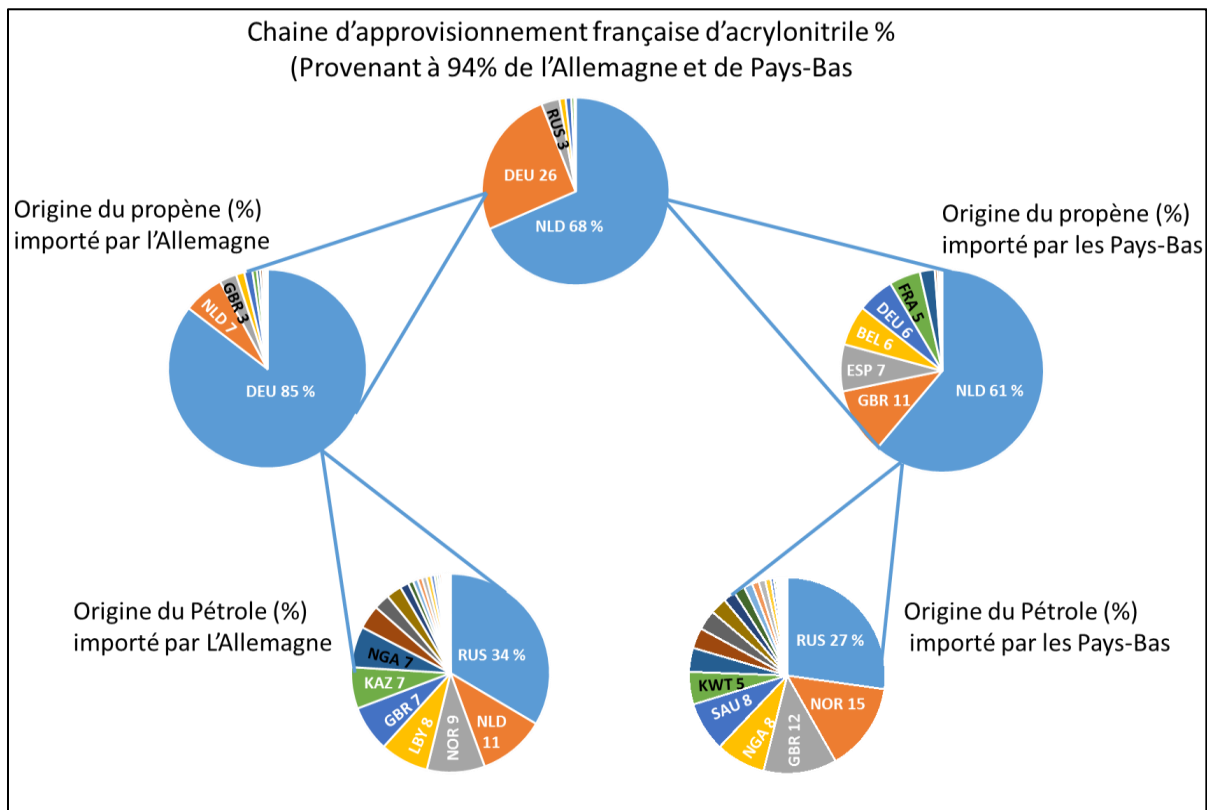


Figure 53 : Représentation des importations directes en acrylonitrile de la France et des importations indirectes en propène et pétrole du principal pays d'approvisionnement

(Abréviations disponibles en annexe 4.2)

Le principal risque du point de vue français pour l'approvisionnement en acrylonitrile serait donc induit par une isolation commerciale de la France vis-à-vis de ses actuels partenaires commerciaux européens, ou une rupture des interactions commerciales en produit pétrolier

en provenance de la Russie. En effet, le développement des stratégies de réduction des risques d'approvisionnement en ressources demanderait une augmentation des investissements dans les industries chimiques, l'encouragement de la recherche, le développement des filières de production des fibres de carbone, ou encore le développement des partenariats commerciaux avec des pays ayant une forte industrie chimique et un faible risque géopolitique, comme le Japon. De plus, les facteurs de risque d'approvisionnement géopolitiques peuvent être réduits en augmentant la production nationale sur l'ensemble des produits de la chaîne d'approvisionnement.

3. Observation :

Il faut considérer que les résultats présentés sont caractéristiques d'un instant défini dans le temps. Il convient aussi de préciser que les calculs ont été réalisés sur la base d'informations caractéristiques de l'année 2013 et sont donc sujets à des changements en comparaison à une possible évolution de la situation actuelle ou future. En effet, les produits de bases, les flux d'échanges commerciaux internationaux et les circonstances politiques évolueront au fil du temps. Cela demande de réévaluer régulièrement le risque d'approvisionnement géopolitique, par exemple de manière annuelle, mensuelle ou après le constat de changements majeurs dans la chaîne d'approvisionnement.

Nous avons pu aussi observer que le score moyen du risque d'approvisionnement en acrylonitrile d'un pays comme la France est dû au fait que son industrie n'est plus productrice de ce produit depuis les années 1988-1989 (Michel, 2013) et est donc dépendante de ses importations. Ainsi, même si une usine de fabrication de fibres de carbone était mise en place, le pays serait toujours dépendant d'autre pays pour ses importations d'acrylonitrile et, de fait, la même situation serait observable pour le polyacrylonitrile.

Du fait de l'absence de données spécifiques au sein de la base de données UNcomtrade, pour les produits de fibres de carbone et de polyacrylonitrile, l'étude de l'influence du recyclage sur le risque d'approvisionnement en fibres de carbone n'a pu être réalisée. Cependant, l'intégration du taux de recyclage dans le cadre méthodologique permettant ainsi de diminuer le risque géopolitique d'approvisionnement est un point à développer dans de futures recherches. Bien sûr, l'accessibilité aux informations relatives aux échanges commerciaux du polyacrylonitrile et des fibres de carbone serait un point crucial.

V. Conclusion

Ce chapitre a donc, en premier lieu, permis l'estimation de la quantité de PRFC disponible au recyclage pour les trois secteurs les plus consommateurs de fibres de carbone, en fonction de l'année et plus globalement en fonction de la mise en place ou non d'un secteur de recyclage. Cette estimation a permis de mettre en valeur le fait que pour les trois secteurs étudiés, l'Europe serait un acteur majeur au regard de la disponibilité des PRFC dans cette

région. Il serait cependant intéressant d'avoir accès aux appareils aéronautiques issus du secteur militaire et de manière générale réaliser une démarche d'estimation des secteurs s'intéressant à l'utilisation des PRFC dans leurs produits.

Ensuite, lors de la réalisation de l'analyse de cycle de vie des différents scénarios de fin de vie, l'intérêt du recyclage en comparaison à l'enfouissement et l'incinération a été démontré. Une perspective d'évolution de cette réduction d'impact environnemental en fonction du produit de substitution a montré le potentiel lié à l'amélioration de ces technologies notamment en termes de préservation des propriétés physiques et mécaniques des fibres. De plus, l'étude sur l'optimisation des procédés de solvolysse en eau supercritique et de fragmentation électrodynamique a permis d'évaluer la réduction de l'impact environnemental de ces deux procédés dans le cas d'un changement d'échelle. Il serait intéressant aussi de pouvoir réaliser cette étude à échelle de développement technologique identique pour les 3 procédés de recyclage afin de déterminer quel procédé est plus avantageux du point de vue de la préservation de l'environnement.

Dans la troisième partie, une extension méthodologique est proposée pour le risque géopolitique d'approvisionnement en ressources. Cette extension tient compte de la production nationale comme facteur de diminution de risque et permet de considérer une chaîne d'approvisionnement à plusieurs étapes. Cette méthodologie est appliquée dans cette thèse à la chaîne d'approvisionnement des fibres de carbone mais limitée à la considération du pétrole brut, du propène et de l'acrylonitrile (les données spécifiques aux fibres de polyacrylonitrile et de carbone n'étant pas disponibles). Les facteurs de GPSR pour 54 pays sur six interconnexions de substances de la chaîne d'approvisionnement sont calculés.

Nous avons pu observer que la France, pays ayant servi de base à l'application de cette méthodologie, possède un certain risque lié au fait que celui-ci ne produit pas de fibres de carbone pour l'instant. De plus, son industrie chimique liée à la production d'acrylonitrile est depuis plus de 30 ans, inexistante. Ces conditions rendent le pays totalement dépendant de ses importations et de la stabilité des pays d'approvisionnement.

Il n'a donc pas été possible, lors de cette étude, de considérer l'influence du recyclage sur le risque d'approvisionnement géopolitique. Mais cette question reste ouverte et est conditionnée par l'accès à des données plus spécifiques pour les produits de polyacrylonitrile et de fibres de carbone.

Finalement, il a été possible d'estimer par l'utilisation de différentes bases de données, le potentiel de création d'emplois générés par la création du secteur de recyclage des fibres de carbone à différentes échelles de temps et de zone géographique.

Il a été aussi, au travers des différentes discussions des résultats, possible de déterminer que cette méthode permet de générer une estimation plutôt qu'un réel comptage d'emplois, notamment pour les emplois directs qui seraient nécessaires au fonctionnement et à l'entretien d'outils de production. Ces résultats apportent toutefois des perspectives de temps nécessaire à un ou des employés pour l'approvisionnement de ressources nécessaires à ces procédés.

Il a donc été au sein de ce chapitre 5 possible d'appliquer le cadre méthodologique développé dans les chapitres précédents. Cette application aux différents procédés de recyclage dépend du stade de développement de ceux-ci. Les différents résultats exprimés dans cette thèse sont donc sujets à des évolutions. Cependant, ce même cadre méthodologique reste applicable au travers des différentes méthodes et indicateurs qui le composent. Il serait ainsi pertinent d'appliquer ce cadre dans l'hypothèse que ces procédés atteignent le même stade de développement. La prise en compte de nouveaux procédés actuellement en cours de développement mais non évalués dans cette thèse, tels que la vapo-thermolyse ou la pyrolyse micro-onde serait également intéressante.

Cette application du cadre méthodologique aux différents procédés de recyclage a permis la validation des différents indicateurs sélectionnés et d'apporter des informations stratégiques pour la structuration de la filière de recyclage des fibres de carbonées. Les premiers éléments de réponse quant à la potentielle mise en place d'un référentiel ou standard dédié à la structuration de ce secteur sont donnés.

Chapitre 6 : Discussions, conclusions et perspectives de thèse

I. Discussions

1. Réponse aux objectifs et à l'hypothèse

Au cours des travaux menés dans cette thèse, il a été possible de définir un cadre conceptuel d'évaluation du développement durable appliqué au secteur du recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone.

La question de recherche portait sur l'intérêt de la mise en place d'une filière de recyclage de plastiques renforcés de fibres de carbone dans une démarche de développement durable. Elle appuie le besoin d'être en mesure d'identifier les méthodes et indicateurs associés permettant la prise en compte des différents piliers du développement durable pour l'évaluation du potentiel de cette filière.

Pour la définition du cadre conceptuel d'évaluation du développement durable, il a été nécessaire d'identifier les indicateurs pertinents pour l'évaluation de la durabilité de cette filière. Dans un premier temps, à travers de recherches bibliographiques, une identification des différents indicateurs permettant cette évaluation ainsi que les méthodes associées permettant leur caractérisation a été réalisée. L'aspect environnemental a été caractérisé par la méthode d'analyse de cycle de vie. La procédure de sélection réalisée dans le chapitre 3 a permis d'extraire quatre indicateurs issus de cette méthodologie. Trois de ces indicateurs servent à la caractérisation de la dimension environnementale et le quatrième pour l'aspect spécifique des ressources. Ceux-ci sont la toxicité humaine, utilisant la méthode USEtox (Rosenbaum et al., 2008), l'indicateur d'acidification, utilisant la méthode *d'accumulated exceedance* (Seppälä et al., 2006) et l'indicateur changement climatique, utilisant la méthode IPCC (IPCC, 2013), caractérisant les émissions de gaz à effet de serre.

L'utilisation de l'analyse de cycle de vie a permis de montrer que l'impact environnemental de la solvolysse en eau supercritique, de la pyrolyse et de la fragmentation électrodynamique, était globalement plus élevé en comparaison à l'enfouissement et à l'incinération. Cependant, lorsque que l'on considère les produits recyclés, les procédés de recyclage deviennent environnementalement bénéfiques par l'évitement des impacts liés à la production d'un nouveau produit issu de matière vierge. Cela n'est pas le cas pour les scénarios d'enfouissement et d'incinération qui sont des scénarios de gestions de déchet définitifs, et qui deviennent donc défavorables étant donné qu'il n'apportent pas de bénéfices environnementaux . Il est cependant important de considérer que les procédés étudiés sont à des échelles de développements différents. La qualité des produits obtenus en sortie ainsi que l'impact induit par leur utilisation sont donc amenés à évoluer au fil de potentiels développements.

Aussi, au travers de cette identification des indicateurs, il a été noté qu'une part importante de ces indicateurs caractérisait les aspects spécifiques des ressources. Il a donc été choisi

d'utiliser la méthodologie de criticité (Graedel *et al.*, 2012) permettant de définir les implications socio-économiques liées à l'accès aux ressources. Pour ce faire, la dimension environnementale a donc été caractérisée par les indicateurs identifiés précédemment, auxquels l'indicateur de déplétion des ressources issu de la méthodologie CML-IA (Guinée *et al.*, 2002) est ajouté pour caractériser l'axe de la disponibilité géologique des ressources.

Cependant, les indicateurs évaluant la déplétion des ressources issus de l'ACV caractérisent ces aspects sur des perspectives de temps considérées sur le long terme. Un indicateur a donc été développé, permettant d'évaluer la disponibilité d'une ressource à court terme, basé sur la considération qu'une ressource peut être disponible géologiquement (information apportée par l'utilisation de l'indicateur de déplétion des ressources) mais pas nécessairement disponible à l'ensemble des utilisateurs de cette ressource à travers le globe. Cet indicateur (C. Helbig *et al.*, 2016) est issu de l'adaptation d'un indicateur d'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement en ressources entre deux pays. Il est mis en place pour la juste considération de la pluralité des matériaux et substances nécessaires à la fabrication des fibres de carbone et basé sur les interactions géopolitiques entre pays partenaires commerciaux d'une chaîne d'approvisionnement multi-étapes d'un produit. Cet indicateur permet donc de caractériser le risque géopolitique d'approvisionnement direct d'une ressource ou d'un produit mais aussi d'évaluer les conséquences issues des pays ayant fourni au pays exportateur les substances nécessaires à l'obtention du produit exporté.

L'adaptation de cet indicateur a permis l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement en ressource en fibres de carbone en remontant jusqu'aux risques liés à l'acrylonitrile. Ceci est dû au fait que les données disponibles sur les précurseurs (polyacrylonitrile) et les fibres de carbone ne sont pas spécifiques à ces produits mais regroupent un ensemble de produits. En conséquence, on observe une diminution du risque géopolitique global par l'augmentation du nombre et de la quantité d'échanges de flux de matières liés aux imports, aux exports et à la production domestique entre pays partenaires commerciaux et par l'augmentation du nombre d'interactions dans la chaîne d'approvisionnement. Ce dernier point a empêché la caractérisation de l'influence du recyclage sur le risque géopolitique d'approvisionnement en fibres de carbone.

Il a donc été choisi, dans un deuxième temps, de se concentrer sur la chaîne d'approvisionnement en acrylonitrile. Cela a permis de calculer six valeurs de risques différents liés aux importations de pétrole, de propène et d'acrylonitrile et des risques induits par les pays fournisseurs des pays d'exportation évalués (le risque induit par l'importation de propène dans les pays partenaires de l'acrylonitrile, le risque induit par l'importation de pétrole dans les pays partenaires du propène, le risque induit par l'importation de pétrole dans les pays partenaires du propène des pays partenaires de l'acrylonitrile). Il a donc été possible d'évaluer le cas spécifique de la France et d'analyser les raisons de l'obtention d'un score moyen sur l'ensemble de sa chaîne d'approvisionnement. Il

a été montré que la France ne possède plus d'industrie chimique produisant l'acrylonitrile mais que les deux principaux partenaires commerciaux en acrylonitrile de ce pays sont l'Allemagne et les Pays-Bas, lesquels induisent un faible risque d'approvisionnement lié à une bonne stabilité géopolitique. De plus, il a été montré que ces deux pays sont majoritairement producteurs de leur propre propène, nécessaire à la fabrication de l'acrylonitrile, ce qui permet de sécuriser l'approvisionnement de cette substance, induisant un faible risque aux pays importateurs. Cependant, l'Allemagne et les Pays-Bas importent la majeure partie de leur pétrole (nécessaire à la fabrication du propène) de Russie, pays ayant un score de stabilité géopolitique plus élevé influençant donc l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement.

Aussi, il a été choisi, dans le contexte de cette étude et de la nécessité d'évaluer le gisement et l'évolution de la quantité de matériaux disponibles au recyclage, d'utiliser la méthode d'analyse de flux de matière (Brunner et Rechberger, 2004). Cette méthode permet l'évaluation de la quantité d'une matière en circulation dans la technosphère ce qui apporte des informations sur les quantités de matière disponibles au recyclage. Cette information est stratégique que ce soit du point de vue environnemental pour les différents scénarios de fin de vie mais surtout d'un point de vue socio-économique. En effet, la garantie d'un gisement suffisant de ressources disponibles pour le fonctionnement d'un secteur industriel est une condition prépondérante à la durabilité de celui-ci.

L'utilisation de cette méthode a permis d'évaluer la quantité de plastiques renforcés de fibres de carbone disponible au recyclage de 2015 à 2050, basée sur différentes prévisions de consommations pour les secteurs de l'aéronautique, de l'éolien et de l'automobile. Cette estimation permet d'apporter des informations sur l'importance de ce produit vis-à-vis des secteurs étudiés, information stratégique pour l'évaluation de la criticité d'une ressource. De plus, les informations relatives aux flux de matières arrivant en fin de vie sont des données décisives pour l'évaluation des répercussions de l'implantation d'un tel secteur sur les aspects sociétaux.

Ces aspects sociétaux ont été caractérisés dans cette thèse par l'évaluation du potentiel de création d'emplois générés par l'implantation des différents procédés de recyclage. L'analyse de la littérature réalisée dans le chapitre 3, a permis de définir différentes méthodes permettant l'évaluation du pilier social du développement durable. Cependant, une adaptation des méthodes d'évaluation identifiées a été nécessaire pour obtenir un indicateur basé sur l'inventaire de cycle de vie. Cet indicateur permet de caractériser les procédés à l'échelle sectorielle tout en considérant l'évolution théorique de la disponibilité des PRFC au recyclage en fonction de différentes zones géographiques. Il en résulte un indicateur basé sur la méthodologie proposée par Hunkeler (2006) permettant la prise en compte de l'ICV qui est convertie en unité monétaire. Puis, en utilisant les tables entrées-sortie issues de l'INSEE et les bases de données issues de la SHDB, il a été possible de définir les interactions économiques entre secteurs et de quantifier les quantités de temps de

travail direct et indirect par unité monétaire de produit. Ces informations permettent de quantifier les heures de travail relatives aux quantités de matière présentes dans l'ICV. Il a donc été possible, par l'utilisation des informations obtenues par l'AFM, de réaliser une estimation de la quantité de travail à temps plein par an nécessaire au recyclage de la quantité estimée de PRFC. Ces quantités ont été calculées pour différentes périodes de temps et des échelles géographiques différentes : mondiale, européenne et française. Ceci a permis de montrer que selon les estimations à l'horizon 2050, les plus grands gisements de PRFC à recycler, et donc le plus grand potentiel d'emplois créés, seront situés en Europe et le secteur automobile en sera le plus grand contributeur.

Il a donc été possible de développer un cadre méthodologique d'évaluation du potentiel de développement durable à travers l'identification de méthodes et d'indicateurs adaptés selon nos besoins. Puis, il a été possible d'appliquer le cadre méthodologique par l'utilisation des ICPDD identifiés et dédiés au secteur du recyclage des PRFC. Ce deuxième point a permis de valider le développement du cadre méthodologique et des différents indicateurs sélectionnés à travers un cas d'étude.

2. Positionnement avec la littérature

Dans le contexte de l'implantation du secteur du recyclage des plastiques renforcés de fibres de carbone, la littérature sur l'évaluation de la durabilité du recyclage des fibres de carbone est à notre connaissance limitée aux aspects environnementaux et n'adresse pas les considérations sociales.

Si l'utilisation des fibres de carbone a déjà été étudiée du point de vue environnemental par utilisation de l'ACV, leur recyclage est beaucoup moins évalué. Cependant, certaines de ces publications ont apportées des informations pertinentes sur la comparaison des impacts environnementaux engendrés par la gestion en fin de vie des PRFC. En effet Witik *et al.* (2013) décrivent une évaluation environnementale du procédé de pyrolyse en comparaison avec les scénarios d'incinération et d'enfouissement. Cette étude montre qu'à l'échelle des procédés, le recyclage génère plus d'impact que les autres scénarios de fin de vie. Cependant, en considérant que la pyrolyse permet de remplacer des produits vierges à partir des produits recyclés, c'est le scénario de recyclage qui génère le moins d'impacts environnemental en comparaison aux scénarios d'enfouissement et d'incinération. Ce qui a démontré l'intérêt de l'utilisation du recyclage appliqué au PRFC.

Aussi, sur la base d'une étude similaire Prinçaud *et al.*, (2014), ont aussi montré que le procédé de recyclage par solvolysse en eau supercritique génère moins d'impact que l'enfouissement des PRFC.

Les résultats de ces deux publications vont dans le même sens que ceux obtenus au sein de cette thèse.

Plus récemment Li et al., 2016) ont réalisé une étude alliant l'évaluation du bénéfice environnemental et économique du recyclage mécanique en comparaison à l'incinération. Il a été montré que, bien que bénéfique d'un point environnemental, le recyclage mécanique ne permet pas de récupérer des fibres de qualité suffisante ne rendant donc pas ce procédé économiquement viable. Comme souligné dans le chapitre 4, l'évaluation économique des procédés de recyclage n'est pas étudiée dans cette thèse mais a été réalisée par des partenaires du consortium SEARRCH et demande donc à être incorporée au sein de ces travaux.

3. Applicabilité du cadre développé

Les travaux réalisés au sein de cette thèse ont permis tout d'abord de définir un cadre méthodologique pour l'identification des indicateurs pertinents pour l'évaluation du potentiel d'un secteur à s'accorder aux principes du développement durable. Ce premier développement méthodologique a ensuite été appliqué au secteur du recyclage de plastique renforcé de fibres de carbone. Il pourrait également être appliqué à d'autres secteurs. Le secteur du recyclage du béton pourrait être cité. En effet il s'agit d'une filière en plein essor (Khalaf et DeVenny, 2004 ; Li, 2009), ce qui offrirait l'opportunité de structurer ce secteur dans une démarche de développement durable.

L'application de ce cadre méthodologique au secteur du recyclage des PRFC a permis l'identification d'une liste d'indicateurs clés de performance au développement durable ICPDD, et d'identifier les indicateurs nécessitant une adaptation à ce secteur. Cela a été le cas avec l'aspect social pour l'évaluation du potentiel de création d'emplois, mais aussi pour l'aspect de la disponibilité des ressources avec l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement multi-étapes d'un produit.

Il a donc été possible, par l'application du cadre méthodologique et de l'identification des IPCDD spécifiques au secteur du recyclage de PRFC, d'appliquer ces indicateurs à différents scénarios de fin de vie. Mais cette application des IPCDD reste ouverte à tous les autres procédés de gestion des PRFC en fin de vie, ainsi qu'aux potentielles mises à jour liées à l'accessibilité des données. Il a ainsi pu être montré les potentiels bénéfiques apportés par le recyclage pour les aspects environnementaux et sociaux du développement durable et d'apporter des informations stratégiques aux différents acteurs et décisionnaires de ce secteur, pour la mise en place d'un référentiel de structuration de la filière du recyclage des PRFC selon les principes du développement durable.

4. Apports des travaux réalisés

Cette thèse a permis de définir un cadre méthodologique d'aide à l'identification des indicateurs permettant d'évaluer les aspects du développement durable d'un secteur spécifique. Cette thèse a par la suite contribué au développement et à l'adaptation de deux indicateurs. Premièrement, un indicateur basé sur les travaux de Hunkeler, (2006)

permettant de caractériser un aspect social important qui est la création d'emplois. Cet indicateur est basé sur la conversion monétaire de l'inventaire de cycle de vie. Il inclut également l'utilisation des tables entrées-sorties fournies par l'INSEE ou l'utilisation directe de la SHDB, pour la prise en compte de facteurs caractérisant eux aussi la production monétaire par temps de travail, permettant ainsi la conversion des quantités monétaires issues de l'ICV en temps de travail. Finalement l'utilisation de l'AFM a permis d'offrir une perspective dynamique à cette étude, par la quantification de la quantité de travail nécessaire au recyclage des différentes quantités de PRFC à recycler sur la période de 2015 à 2050.

Deuxièmement, un indicateur d'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement multi-étapes en ressources (C. Helbig *et al.*, 2016) a été adapté sur la base de précédents travaux réalisés par *Gemechu et al.* (2014). Il a donc été possible d'évaluer les risques induits par tous les pays situés sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement des différents produits nécessaires à la fabrication des fibres de carbone (pétrole, propène, acrylonitrile, (polyacrylonitrile, fibres de carbone)) mais reste dépendant de la justesse des données extraites de l'UNcomtrade. Il a ainsi été observé qu'il est stratégique de travailler avec des données traduisant uniquement les flux d'échanges commerciaux entre pays d'une ressource unique, ce qui n'est à l'heure actuelle pas le cas pour le polyacrylonitrile ou les fibres de carbone. Ce dernier point a empêché la prise en compte du taux de recyclage dans l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement.

Aussi, les travaux entrepris, ont permis d'apporter une première estimation des impacts environnementaux induits par l'utilisation de procédés innovants de recyclage par solvolysse en eaux supercritique et par fragmentation électrodynamique appliqués aux composites époxy/fibres de carbone.

L'intérêt du recyclage des PRFC a été clairement démontré par les différents travaux entrepris dans cette thèse, aussi bien pour les aspects environnementaux que sociaux. De plus, une perspective importante a été apportée pour les décideurs : l'évaluation de la quantité de PRFC en circulation dans la technosphère. Ce type d'informations permet de déterminer en fonction des dates étudiées, les quantités de PRFC qui arriveront en fin de vie et ainsi d'évaluer si ces quantités seront suffisantes pour assurer l'implantation de ce secteur de manière durable. L'ACV a permis de déterminer une première perspective des impacts induits par les différents procédés de recyclage, mais celle-ci reste ouverte à des potentielles mises à jour d'inventaires et si nécessaire elle pourrait être complétée par d'autres procédés de recyclage. Il a aussi été montré les différents impacts des procédés étudiés sur les caractéristiques physiques et mécaniques des fibres recyclées, information importante pour décider de l'utilisation d'un unique procédé de recyclage ou d'adapter les procédés en fonction de la qualité des fibres entrant dans les procédés et voulues en sorties de ceux-ci.

Aussi, une estimation de la quantité potentielle d'emplois créés a été réalisée permettant d'observer les conséquences sociétales du choix de l'implantation d'un procédé spécifique

ou multiple. Cependant, il a été montré que ce potentiel de création est directement lié à l'optimisation de ces procédés et donc à une potentielle mise à l'échelle industrielle de ceux-ci.

5. Limitations

La première limitation de la méthodologie exposée dans cette thèse est liée à la structure du projet SEARRCH. Cette limite est définie par l'absence de considération d'indicateurs caractérisant la dimension économique du développement durable, mais qui sera amené à être complété lors du regroupement des travaux réalisés par les différents acteurs de ce projet.

La seconde limitation est induite par l'absence de considération de l'influence du recyclage sur le risque géopolitique d'approvisionnement. Cependant, par l'adaptation de cet indicateur à l'ensemble d'une filière d'approvisionnement multi-étapes, il a été permis d'apporter une première perspective à la considération du recyclage par son intégration en tant que complément à la production nationale.

Finalement, la limitation majeure de cette thèse a été l'accès aux données. Ce point est vrai pour l'ensemble des calculs réalisés, que ce soit pour les aspects environnementaux ou pour les aspects socio-économiques. Au sujet des ICV, là où les données n'étaient pas disponibles au public par le biais de base de données, elles ont dû être obtenues par la mise en place de collaborations avec des groupes de recherche travaillant sur le développement de ces procédés de recyclage. Concernant l'analyse de flux de matières où les données sont basées sur des estimations de croissance potentiellement amenées à évoluer dans le temps, elles nécessitent un potentiel ajustement dans le futur. Ensuite, les aspects sociaux sont eux aussi impactés par les incertitudes. Ces incertitudes sont issues des données de l'ICV et de l'AFM mais aussi de la quantité de secteurs considérés dans les agrégations des tables entrées-sorties fournies par l'INSEE et la SHDB, ce qui requiert de porter une attention particulière à l'obtention de ces données. Finalement, pour l'aspect des ressources : deux types de données ont manqué pour l'évaluation complète du risque géopolitique d'approvisionnement en fibres de carbone (données issus de l'UNcomtrade pour le polyacrylonitrile et les fibres de carbone). La limitation majeure de cette méthodologie est donc induite par l'accès et la justesse des données requises pour le bon usage des indicateurs qui la composent.

II. Conclusion

L'objectif premier de cette thèse fût de développer un cadre conceptuel avec des indicateurs et un outil associé d'aide à la décision permettant d'intégrer les enjeux du développement durable dans la création d'une filière de recyclage des composites renforcés de fibres de

carbone, provenant en premier lieu de l'aéronautique mais aussi d'autres secteurs tels que l'éolien et l'automobile.

Notre étude s'est donc consacrée en premier lieu à la description du contexte dans lequel intervient cette thèse. Cette première partie regroupée au sein du chapitre 1, a permis de déterminer les bases du principe du développement durable tel qu'il a été considéré dans cette étude. Puis le besoin de nouveaux matériaux permettant d'augmenter les performances de produits de hautes technologies a été émis et la réponse apportée par l'utilisation des plastiques renforcés de fibres de carbone (PRFC) exprimée. Ainsi le contexte économique de l'utilisation grandissante de ces composites affiché dans ce premier chapitre a permis aussi de faire le lien avec la future demande de création d'un secteur de recyclage pour les PRFC permettant de faire face à la quantité future de produits en fin de vie. A la suite de ce constat il a été choisi de présenter les différents outils permettant d'évaluer le potentiel de durabilité de la création d'une filière de recyclage axée sur les PRFC. Ainsi, les aspects environnementaux, l'épuisement des ressources, l'aspect social et économique ainsi que leur intégration dans le principe du développement durable a été discuté. Et finalement ce chapitre a présenté la problématique principale de cette thèse ainsi que son objectif et ses sous-objectifs.

Sur la base du contexte décrit dans la première partie, le chapitre 2 s'appuie sur la réalisation d'une description méthodologique et matérielle. En premier lieu les matériaux mis en jeu pour l'obtention des PRFC et leurs interactions sont décrits. Une deuxième partie détaille les différentes technologies de recyclage et de gestion de fin de vie des PRFC. Pour la réalisation de cette étude il a été choisi de se concentrer sur l'évaluation du potentiel de développement durable par la considération des procédés de pyrolyse, de solvolysse en eau supercritique et la fragmentation électrodynamique. Finalement, une troisième partie se concentre sur la description des méthodes permettant d'exprimer les différents piliers du développement durable. Celles-ci sont l'analyse de flux de matière (AFM), l'analyse de cycle de vie (ACV), l'analyse de cycle de vie sociale (ACV sociale), la criticité et les tables entrées-sortie (TES).

Basé sur ce second chapitre et la présentation de différentes méthodes pour la caractérisation du potentiel de développement durable, le chapitre 3 est articulé autour d'une synthèse bibliographique décrivant les différents indicateurs et méthodes associées pour l'expression des implications environnementales et socioéconomiques. Ensuite, le choix et la sélection de ces différents indicateurs s'est effectué au travers du concept de criticité accès sur les dimensions de l'environnement, du risque d'approvisionnement en ressources et de la vulnérabilité d'un système induit par cette ressource. Il a été ainsi défini au sein de ce chapitre une liste d'indicateurs clés de performance au développement durable (ICPDD). Cette liste est composée de 7 indicateurs. Trois de ces indicateurs, issus de l'ACV, caractérisent la dimension environnementale : la toxicité humaine (USEtox), l'acidification (AE) et le changement climatique (IPCC). Trois autres indicateurs caractérisent l'aspect des

ressources, la déplétion des ressources (CML-IA) (indicateur issu de l'ACV), la quantité de matériaux disponible au recyclage (issu de l'AFM) et le risque géopolitique d'approvisionnement (issu de la criticité). Et finalement un indicateur sociétal évalue le potentiel de création d'emplois. Finalement ce chapitre détermine la nécessité d'une adaptation de certains indicateurs issus de la liste des ICPDD pour la bonne caractérisation de la filière de recyclage des PRFC.

Le chapitre 4 de cette thèse, qui en est aussi le cœur, est composé de quatre parties distinctes permettant premièrement, de caractériser le cadre d'utilisation de l'AFM appliquée aux trois principaux secteurs consommateurs de PRFC que sont l'aéronautique, l'éolien et l'automobile ; deuxièmement de définir les objectifs et le champ de l'étude pour l'utilisation de la méthode d'analyse de cycle de vie appliquée aux différents scénarios de fin de vie ; troisièmement d'étudier l'adaptation d'un indicateur basé sur le couplage de différentes méthodologies telles que l'ICV, l'AFM et les TES, permettant ainsi de quantifier la quantité d'emplois créés par quantité de PRFC à recycler en fonction du type de procédé de recyclage, de la zone géographique, mais aussi de la période étudiée ; et finalement, la quatrième partie de ce chapitre détaille l'adaptation d'un indicateur de caractérisation du risque géopolitique d'approvisionnement d'un produit dont la fabrication nécessite la transformation, la production ou l'importation-exportation de plusieurs matériaux impliquant ainsi une multitude de potentiels pays partenaires, formant ainsi une chaîne d'approvisionnement à multi-étapes.

La finalité de cette thèse intervient au sein du cinquième chapitre par l'application du cadre méthodologique développé dans les chapitres précédents et appliqué au secteur du recyclage de PRFC. Celui-ci montre donc en première partie que la concentration de PRFC à recycler sera, dans les années à venir, la plus importante en Europe mais aussi en Amérique du Nord et en Asie et apporte surtout des informations importantes pour les décideurs, tendant à déterminer quand l'implantation d'un secteur de recyclage pourrait devenir durable par la garantie de la quantité de matériaux à transformer. En effet, il a été observé qu'en 2050 il y aurait à partir des trois secteurs étudiés potentiellement plus de 3 millions de tonnes de fibres de carbone sous forme de déchets dans le monde si rien n'est fait jusqu'à cette date pour les recycler. En comparaison, pour la même année et échelle géographique, ce seront plus de 400 000 tonnes de fibres qui deviendront disponibles au recyclage si la totalité des déchets générés précédemment seraient traités.

Ensuite, l'utilisation de l'ACV a permis de montrer que le recyclage des PRFC est avantageux du point de vue environnemental en comparaison aux scénarios de fin de vie des PRFC actuels que sont l'enfouissement et l'incinération. Il a été démontré par exemple que pour l'indicateur « acidification », le procédé de solvolysse en eau supercritique est par rapport à l'impact total, 22% supérieur au procédé de pyrolyse (deuxième procédé de recyclage le plus impactant) mais devient 79% plus performante que la pyrolyse, quand la production de produit vierge évité est considéré dans l'évaluation de ces procédés. La même observation

est réalisée pour les indicateurs de changement climatique et de toxicité humaine. Ce qui est lié au fait que plus l'impact environnemental du produit vierge substitué sera important et plus l'impact évité par l'utilisation d'un produit issu du recyclage venant remplacer ce produit vierge sera lui aussi important. Il a été aussi permis de monter la potentielle diminution de l'impact sur l'environnement de ces procédés en cas d'optimisation de la solvolysse en eau supercritique et de la fragmentation électrique pour obtenir une réduction atteignant 50% sur certains impacts, tel que le changement climatique. Aussi, l'impact est fortement influencé par la qualité des fibres en sortie de procédé.

En troisième partie de chapitre, l'utilisation de l'indicateur de risque géopolitique d'approvisionnement a permis de souligner le manque de données précises pour la caractérisation des fibres de carbone ainsi que du polyacrylonitrile. Mais il a tout de même été possible de caractériser la chaîne d'approvisionnement en acrylonitrile et de réaliser une analyse poussée pour le cas de la France. Nous avons ainsi obtenu, pour le risque géopolitique d'approvisionnement en pétrole, un score de 39 ‰, puis 42 ‰ pour le propène et 40 ‰ pour l'acrylonitrile, mais aussi indirect : pétrole-propène 36 ‰, pétrole-propène-acrylonitrile 32 ‰, propène-acrylonitrile 12‰. Ceci permet de montrer que l'installation d'une usine de fabrication de fibres de carbone et de fibres précurseurs en polyacrylonitrile aurait comme conséquence de transférer le risque d'approvisionnement à l'acrylonitrile, étant donné que la France a arrêté toute production et que ses principaux partenaires (Allemagne et Pays-Bas) ont le même principal fournisseur (Russie).

De plus, l'utilisation de l'indicateur d'évaluation du potentiel de création d'emplois adapté à la filière du recyclage des PRFC a permis de montrer que pour le cas de la France et en fonction de la base de données, la pyrolyse pourrait pour la période allant de 2046 à 2050, potentiellement créer entre 782 et 1000 emplois, puis pour la solvolysse en eau supercritique entre 437 et 522 et finalement entre 388 et 594 pour la fragmentation électrodynamique.

Aussi, l'importance de la qualité et de la justesse des données a été soulignée au sein des chapitres 4 et 5 pour les différentes méthodologies, que ce soit en lien aux incertitudes des prévisions du marché de PRFC, de la qualité des données ACV et des hypothèses d'optimisation utilisées. Cette question est également importante quant à la dimension sociétale, influencée par l'incertitude liée aux deux méthodes citées précédemment mais aussi à la justesse de l'agrégation des secteurs économiques dans les tables entrées-sortie ainsi qu'à la linéarité induite par l'utilisation de ces tables.

Le cadre méthodologique développé au sein de cette thèse a également permis de démontrer l'intérêt de l'adaptation des méthodes d'évaluations du potentiel de création d'emplois ainsi que celle du calcul du risque géopolitique d'approvisionnement. Mais il permet surtout d'apporter des informations clés au près des principaux acteurs et décisionnaires de ce secteur en vue de l'implantation de celui-ci dans une démarche de développement durable par l'utilisation des différentes informations apportées par les ICPDD dédiés au secteur du recyclage des PRFC.

III. Perspectives

Cette thèse pourrait donc être décomposée en deux parties principales. La première consacrée au développement du cadre méthodologique pour l'évaluation du potentiel de développement durable et la seconde partie orientée vers l'application de ce cadre méthodologique à la création potentielle du secteur du recyclage des PRFC. Il serait donc intéressant d'appliquer le cadre méthodologique développé en première partie à d'autres secteurs comme mentionné au sein de la discussion, en considérant de ce fait un changement dans les indicateurs clés de performance au développement durable à considérer par utilisation de la même procédure d'identification de ces indicateurs. Il est de plus nécessaire de considérer un changement et une adaptation pour les différentes substances à caractériser pour l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement, ainsi que pour les principaux secteurs fournisseurs de matières premières à considérer pour l'analyse des flux ainsi que pour la caractérisation du potentiel de création d'emplois.

Deux points restent cependant en suspens au sein de cette thèse :

Le premier concerne le risque géopolitique d'approvisionnement et le second la caractérisation du pilier économique. Le premier est la conséquence directe de l'absence d'informations pertinentes au sein de la base de données UNcomtrade pour les précurseurs en fibres de polyacrylonitrile ainsi que pour les fibres de carbone. Ce qui a comme conséquence directe la non prise en compte de l'influence d'un taux de recyclage d'une matière sur le risque géopolitique d'approvisionnement. Ceci empêche le calcul de l'avantage apporté par l'implantation d'une filière de recyclage des PRFC sur le risque géopolitique d'approvisionnement des fibres de carbone, notamment pour la France qui est totalement dépendante de la bonne interaction avec les pays partenaires économiques pour les produit intervenant sur l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement en fibres de carbone.

Le second point est différent dans le sens où celui-ci ne requiert pas une avancée scientifique dans le développement d'une méthodologie, mais l'intégration de travaux de partenaires au sein du consortium SEARRCH qui ont été réalisés en parallèle à cette thèse. En effet la dimension économique fait partie intégrante du concept du développement durable, il est donc pertinent d'intégrer à la liste des IPCDD identifiés dans cette thèse, un indicateur caractérisant cette dimension du développement durable et permettant ainsi d'apporter des informations complémentaires d'aide à la prise de choix pour les décisionnaires.

Le développement de procédés de recyclage des fibres de carbone est à ce jour en plein essor, de ce fait de nouvelles technologies émergentes pourraient être développées et des avancées technologiques pourraient être obtenues et ainsi permettre le remplacement des fibres de carbones vierges par des fibres issus du recyclage. Dans cette éventualité, il est important de considérer que le cadre méthodologique développé dans la première partie de

cette thèse reste ouvert à de nouveaux procédés de recyclage, mais aussi à l'optimisation de ceux présentement évalués en seconde partie de thèse.

La méthodologie développée a ainsi permis de définir un cadre pré-normatif à suivre pour la création du secteur de recyclage des fibres de carbone et d'inscrire cette création selon les principes du développement durable.

Référence :

- ADEME, 2012. Vision 2030 - 2050 : L'exercice de prospective de l'ADEME.
- Adibi, N., Lafhaj, Z., Gemechu, E.D., Sonnemann, G., Payet, J., 2014. Introducing a multi-criteria indicator to better evaluate impacts of rare earth materials production and consumption in life cycle assessment. *J. Rare Earths* 32, 288–292. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0721\(14\)60069-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1002-0721(14)60069-7)
- Afsset, 2010. Fabrication et usinage des matériaux composites à base de fibres de carbone - Eléments pour l'évaluation des risques sanitaires des travailleurs en France, Edition scientifique - Agents chimiques.
- Airfleets, n.d. Dernière consultation le 31/01/2017 [WWW Document]. URL <http://www.airfleets.fr/home/>
- Aitken, D., Bulboa, C., Godoy-Faundez, A., Turrion-Gomez, J.L., Antizar-Ladislao, B., 2014. Life cycle assessment of macroalgae cultivation and processing for biofuel production. *J. Clean. Prod.* 75, 45–56. doi:10.1016/j.jclepro.2014.03.080
- Aksa Akriklik Kimya Sanayii A.S, 2015. ASKA.
- Al-Salem, S.M., Evangelisti, S., Lettieri, P., 2014. Life cycle assessment of alternative technologies for municipal solid waste and plastic solid waste management in the Greater London area. *Chem. Eng. J.* 244, 391–402. doi:10.1016/j.cej.2014.01.066
- Alston, S.M., Arnold, J.C., 2011. Environmental impact of pyrolysis of mixed WEEE plastics part 2: Life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 45, 9386–9392. doi:10.1021/es2016654
- Alvarado-Morales, M., Boldrin, A., Karakashev, D.B., Holdt, S.L., Angelidaki, I., Astrup, T., 2013. Life cycle assessment of biofuel production from brown seaweed in Nordic conditions. *Bioresour. Technol.* 129, 92–99. doi:10.1016/j.biortech.2012.11.029
- Alvarenga, R.A.F. De, Galindro, B.M., Helpa, C.D.F., Soares, S.R., 2012. The recycling of oyster shells: An environmental analysis using Life Cycle Assessment. *J. Environ. Manage.* 106, 102–109. doi:10.1016/j.jenvman.2012.04.017
- Amor, M. Ben, Gaudreault, C., Pineau, P.O., Samson, R., 2014. Implications of integrating electricity supply dynamics into life cycle assessment: A case study of renewable distributed generation. *Renew. Energy* 69, 410–419. doi:10.1016/j.renene.2014.03.063
- Andreola, F., Barbieri, L., Corradi, A., Ferrari, A.M., Lancellotti, I., Neri, P., 2007. Recycling of EOL CRT glass into ceramic glaze formulations and its environmental impact by LCA approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 12, 448–454. doi:10.1007/s11367-006-0289-x
- Anh, P., Dong, V.O., Azzaro-pantel, C., Boix, M., 2015. Modelling of Environmental Impacts and Economic Benefits of Fibre Reinforced Polymers Composite Recycling Pathways, in: 12th International Symposium on Process Systems Engineering and 25th European Symposium on Computer Aided Process Engineering.
- Ardente, F., Beccali, G., Cellura, M., Lo Brano, V., 2005. Life cycle assessment of a solar thermal collector. *Renew. Energy* 30, 1031–1054. doi:10.1016/j.renene.2004.09.009

- Arena, U., Mastellone, M.L., Perugini, F., 2003. The environmental performance of alternative solid waste management options: A life cycle assessment study. *Chem. Eng. J.* 96, 207–222. doi:10.1016/j.cej.2003.08.019
- Arena, U., Mastellone, M.L., Perugini, F., Clift, R., 2004. Environmental Assessment of Paper Waste Management Options by Means of LCA Methodology. *Ind. Eng. Chem. Res.* 43, 5702–5714. doi:10.1021/ie049967s
- Bacon, R., Kojima, M., 2011. Issues in estimating the employment generated by energy sector activities 80.
- Benoit-Norris, C., Cavan, D.A., Norris, G., 2012. Identifying social impacts in product supply chains: Overview and application of the social hotspot database. *Sustainability* 4, 1946–1965. doi:10.3390/su4091946
- Bigum, M., Brogaard, L., Christensen, T.H., 2012. Metal recovery from high-grade WEEE: A life cycle assessment. *J. Hazard. Mater.* 207–208, 8–14. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.10.001
- Biraben, J., 2003. L'évolution du nombre des hommes. *Popul. Sociétés* 394, 1–4.
- Biraben, J.-N., 1979. Essai sur l'évolution du nombre des hommes. *Population (Paris)*. 1, 13–25. doi:10.2307/1531855
- Birgisdóttir, H., Bhandar, G., Hauschild, M.Z., Christensen, T.H., 2007. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. *Waste Manag.* 27, 75–84. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.016
- Blengini, G.A., 2009. Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy. *Build. Environ.* 44, 319–330. doi:10.1016/j.buildenv.2008.03.007
- Blengini, G.A., Busto, M., Fantoni, M., Fino, D., 2012. Eco-efficient waste glass recycling: Integrated waste management and green product development through LCA. *Waste Manag.* 32, 1000–1008. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.018
- Bolin, C. a., Smith, S., 2011. Life cycle assessment of ACQ-treated lumber with comparison to wood plastic composite decking. *J. Clean. Prod.* 19, 620–629. doi:10.1016/j.jclepro.2010.12.004
- Bonnin, M., 2013. Optimisation multicritère pour une gestion globale des ressources naturelles: Application au cycle du cuivre en France (Thèse de doctorat).
- Bouman, M., Heijungs, R., Van Der Voet, E., Van Den Bergh, J.C.J.M., Huppes, G., 2000. Material flows and economic models: An analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. *Ecol. Econ.* 32, 195–216. doi:10.1016/S0921-8009(99)00091-9
- Bouvier, G., 2000. les comptes d'emploi, d'heures travaillées et de productivité, base 2000. INSEE.
- Brockmann, D., Hanhoun, M., Négri, O., Hélias, A., 2014. Environmental assessment of nutrient recycling from biological pig slurry treatment - Impact of fertilizer substitution and field emissions. *Bioresour. Technol.* 163, 270–279.

doi:10.1016/j.biortech.2014.04.032

- Brundtland, G.H., 1987. Notre Avenir à Tous, rapport de la commission mondiale sur l'Environnement et le Développement.
- Brunner, P.H., Rechberger, H., 2004. Practical Handbook of Material Flow Analysis. doi:10.1016/B978-1-85617-809-9.10003-9
- Brunnschweiler, C.N., Bulte, E.H., 2008. Natural Resources and Violent Conflict : Resource Abundance , Dependence and the Onset of Civil Wars. CER-ETH - Cent. Econ. Res. ETH Zurich.
- Cakir, F.Y., Stenstrom, M.K., 2005. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. Water Res. 39, 4197–4203. doi:10.1016/j.watres.2005.07.042
- Calkins, S., 1983. The New Merger Guidelines and the Herfindahl-Hirschman Index. Calif. Law Rev. 71, 402. doi:10.2307/3480160
- Capron, M., Quairel-Lanoizelée, F., 2007. La responsabilité sociale d'entreprise.
- Carberry, B., George, P., Lingwood, R., Lee, J., Phillips, C., Gregory, M., Davidson, J., 2007. The Aircraft at end of life sector: a preliminary study. WINGNet : Network for waste reduction in aircraft-related groups.
- CCFA, 2014. L'industrie automobile française-Analyse & statistiques 2014 (Comite des Constructeur Français d'Automobiles).
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, a., Ventura, a., 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. Resour. Conserv. Recycl. 54, 1231–1240. doi:10.1016/j.resconrec.2010.04.001
- Chen, Z., Ngo, H.H., Guo, W., 2012. A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. Sci. Total Environ. 426, 13–31. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.03.055
- Chiavetta, C., Tinti, F., Bonoli, A., 2011. Comparative life cycle assessment of renewable energy systems for heating and cooling. Procedia Eng. 21, 591–597. doi:10.1016/j.proeng.2011.11.2054
- Chilton, T., Burnley, S., Nesaratnam, S., 2010. A life cycle assessment of the closed-loop recycling and thermal recovery of post-consumer PET. Resour. Conserv. Recycl. 54, 1241–1249. doi:10.1016/j.resconrec.2010.04.002
- Choi, B., Shin, H., Lee, S., Hur, T., 2006. LCA Case Studies LCA Case Studies Life Cycle Assessment of a Personal Computer and its Effective Recycling Rate. Computer (Long Beach, Calif). 11, 122–128. doi:10.1065/lca2004.12.196
- composites network, 2014. Les composites : des matériaux d'avenir - Partie 4 - Les composites renforcés de fibres de carbone.
- CompositesWorld, 2013. Automotive CFRP: The shape of things to come : CompositesWorld [WWW Document]. URL <http://www.compositesworld.com/articles/automotive-cfrp-the-shape-of-things-to-come> (accessed 1.1.17).

- Courtois, A. Le, Ymelé, J.P., Dukhan, A., Bourbon-Séclet, C., Yannic, N., Gupta, S.K., Furniturwala, I., Cooper, J., Busse., F., 2012. Intégrer le secteur informel pour une meilleure gestion des déchets, in “Les déchets: quels enjeux pour les pays en développement?” 1–28.
- Crook, T., 2014. An investigation into the end of life options for carbon fibre reinforced plastics, with an emphasis on recommendations for materials sustainability in competitive sailing.
- Dahlben, L.J., Eckelman, M.J., Hakimian, A., Somu, S., Isaacs, J. a, 2013. Environmental life cycle assessment of a carbon nanotube-enabled semiconductor device. *Environ. Sci. Technol.* 47, 8471–8. doi:10.1021/es305325y
- Dahlbo, H., Bachér, J., Lähtinen, K., Jouttijärvi, T., Suoheimo, P., Mattila, T., Sironen, S., Myllymaa, T., Saramäki, K., 2015. Construction and demolition waste management – a holistic evaluation of environmental performance. *J. Clean. Prod.* 107, 333–341. doi:10.1016/j.jclepro.2015.02.073
- Das, S., Warren, J., West, D., Schexnayder, S.M., Das, S., Warren, J., West, D., Schexnayder, S.M., 2016. Global Carbon Fiber Composites Supply Chain Competitiveness Analysis Global Carbon Fiber Composites Supply Chain Competitiveness Analysis.
- Deboutières, A., Georgeault, L., 2015. Quel potentiel d ’emplois pour une économie circulaire ? *Inst. l’Economie Circ.* 67.
- Development, E., 2009. Job Impacts of Spending on Public Transportation : An Update. Transportation (Amst).
- Diener, D.L., Tillman, A.-M., 2015. Component end-of-life management: Exploring opportunities and related benefits of remanufacturing and functional recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 102, 80–93. doi:10.1016/j.resconrec.2015.06.006
- Dodbiba, G., Takahashi, K., Sadaki, J., Fujita, T., 2008. The recycling of plastic wastes from discarded TV sets: comparing energy recovery with mechanical recycling in the context of life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 16, 458–470. doi:10.1016/j.jclepro.2006.08.029
- Doka, G., 2003. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No. 13. Swiss Cent. Life Cycle Invent. Dübendorf, 2003.
- Donnet, J.-B., Bansal, R.C., 1998. Carbon fibers. CRC Press.
- Dreyer, L.C., Hauschild, M.Z., Schierbeck, J., 2006. A framework for social life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 88–97. doi:10.1065/lca2005.08.223
- Duflou, J.R., De Moor, J., Verpoest, I., Dewulf, W., 2009. Environmental impact analysis of composite use in car manufacturing. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 58, 9–12. doi:10.1016/j.cirp.2009.03.077
- Duval, D., MacLean, H.L., 2007. The role of product information in automotive plastics recycling: a financial and life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 15, 1158–1168. doi:10.1016/j.jclepro.2006.05.030

- Emmerich, R., Kuppinger, J., 2014. Recovering carbon fibers. *Kunststoffe Int.* 2014, 62–65.
- Feki F., Hached, F., Jallouli, K., Charfeddine, M., Youssef, S., 2014. Recyclage des matériaux composites.
- Feraldi, R., Cashman, S., Huff, M., Raahauge, L., 2013. Comparative LCA of treatment options for US scrap tires: material recycling and tire-derived fuel combustion. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 613–625. doi:10.1007/s11367-012-0514-8
- Feschet, P., MacOmbe, C., Garrabé, M., Loeillet, D., Saez, A.R., Benhmad, F., 2013. Social impact assessment in LCA using the Preston pathway: The case of banana industry in Cameroon. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 490–503. doi:10.1007/s11367-012-0490-z
- Finkbeiner, M., Schau, E.M., Lehmann, A., Traverso, M., 2010. Towards life cycle sustainability assessment. *Sustainability* 2, 3309–3322. doi:10.3390/su2103309
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., 2005. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 3–9. doi:10.1065/lca2004.10.181.1
- Funazaki, A., Taneda, K., Tahara, K., Inaba, A., 2003. Automobile life cycle assessment issues at end-of-life and recycling. *JSAE Rev.* 24, 381–386. doi:10.1016/S0389-4304(03)00081-X
- Gabrielle, B., Gagnaire, N., Massad, R.S., Dufossé, K., Bessou, C., 2014. Environmental assessment of biofuel pathways in Ile de France based on ecosystem modeling. *Bioresour. Technol.* 152, 511–518. doi:10.1016/j.biortech.2013.10.104
- Gaidajis, G., Angelakoglou, K., Botsaris, P.N., Filippidou, F., 2011. Analysis of the recycling potential of used automotive oil filters using the Life Cycle Assessment approach. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 986–994. doi:10.1016/j.resconrec.2011.05.008
- Garrabé, M., 2016. Evaluation économique générale.
- Gemechu, E.D., Helbig, C., Sonnemann, G., Thorenz, A., Tuma, A., 2015. Import-based Indicator for the Geopolitical Supply Risk of Raw Materials in Life Cycle Sustainability Assessments. *J. Ind. Ecol.* doi:10.1111/jiec.12279.
- Gemechu, E.D., Helbig, C., Sonnemann, G., Thorenz, A., Tuma, A., 2014. Import-based Indicator for the Geopolitical Supply Risk of Raw Materials in Life Cycle Sustainability Assessments'. *J. Ind. Ecol.* doi:10.1111/jiec.12279
- Gerland, P., Raftery, A.E., Ševčíková, H., Li, N., Gu, D., Spoorenberg, T., Alkema, L., Fosdick, B.K., Chunn, J., Lalic, N., 2014. World population stabilization unlikely this century. *Science* (80-.). 346, 234–237.
- Gerst, M.D., Graedel, T.E., 2008. In-Use Stocks of Metals: Status and Implications. *Environ. Sci. Technol.* 42, 7038–7045. doi:10.1021/es800420p
- Global Wind Energy Council, 2014. Global Wind Report Annual Market Update 2013, GWEC.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbergts, M., De Schreyver, A., Struijs, J., Zelm, R. Van, 2009a. ReCiPe 2008. Report 1 : Characterisation.

- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2009b. ReCiPe 2008. A life cycle impact Assess. method which comprises Harmon. Categ. Indic. midpoint endpoint Lev. 1.
- Góralczyk, M., 2003. Life-cycle assessment in the renewable energy sector. *Appl. Energy* 75, 205–211. doi:10.1016/S0306-2619(03)00033-3
- Graedel, T.E., Allwood, J., Birat, J.P., Buchert, M., Hagelüken, C., Reck, B.K., Sibley, S.F., Sonnemann, G., 2011. What do we know about metal recycling rates? *J. Ind. Ecol.* 15, 355–366. doi:10.1111/j.1530-9290.2011.00342.x
- Graedel, T.E., Barr, R., Chandler, C., Chase, T., Choi, J., Christoffersen, L., Friedlander, E., Henly, C., Jun, C., Nassar, N.T., Schechner, D., Warren, S., Yang, M.Y., Zhu, C., 2012. Methodology of metal criticality determination. *Environ. Sci. Technol.* 46, 1063–1070. doi:10.1021/es203534z
- Graedel, T.E., van Beers, D., Bertram, M., Fuse, K., Gordon, R.B., Gritsinin, A., Kapur, A., Klee, R.J., Lifset, R.J., Memon, L., Rechberger, H., Spatari, S., Vexler, D., 2004. Multilevel Cycle of Anthropogenic Copper. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1242–1252. doi:10.1021/es030433c
- Graf, R., Held, M., Lindner, J.P., 2013. Life Cycle Assessment of Rare Earths under Consideration of New Supply Trends, in: *The 6th International Conference on Life Cycle Management in Gothenburg 2013*.
- Grau, B., Bernat, E., Rita, P., Jordi-Roger, R., Antoni, R., 2013. Environmental life cycle assessment of rapeseed straight vegetable oil as self-supply agricultural biofuel. *Renew. Energy* 50, 142–149. doi:10.1016/j.renene.2012.06.031
- Griffing, E., Overcash, M., 2010. Carbon fiber HS from PAN [UIDCarbFibHS].
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S., Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de, Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational guide to the ISO standards, Environmental Studies*.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. de, Oers, L. van, Sleeswijk, A.W., Suh, S., Haes, H.A.U. de, de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment, Eco-Efficiency in Industry and Science*. Springer Netherlands, Dordrecht. doi:10.1007/0-306-48055-7
- Gyan Kumar, C.-S., Hewage, K., Sadiq, R., 2015. “Socializing” sustainability: a critical review on current development status of social life cycle impact assessment method. *Clean Technol. Environ. Policy* 17, 579–596. doi:10.1007/s10098-014-0841-5
- Habib, K., Hamelin, L., Wenzel, H., 2016. A dynamic perspective of the geopolitical supply risk of metals. *J. Clean. Prod.* 133, 850–858. doi:10.1016/j.jclepro.2016.05.118
- Hagman, J., Nerentorp, M., Arvidsson, R., Molander, S., 2013. Do biofuels require more water than do fossil fuels? Life cycle-based assessment of jatropha oil production in rural Mozambique. *J. Clean. Prod.* 53, 176–185. doi:10.1016/j.jclepro.2013.03.039
- Handler, R.M., Shonnard, D.R., Kalnes, T.N., Lupton, F.S., 2014. Life cycle assessment of algal biofuels: Influence of feedstock cultivation systems and conversion platforms. *Algal Res.* 4, 105–115. doi:10.1016/j.algal.2013.12.001

- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., Duin, R. van, De Goede, H.P., Heijungs, R.; Guinée, J.B.; Huppes, G.; Lankreijer, R.M.; Udo de Haes, H.A.; Wegener Sleeswijk, A.; Ansems, A.M.M.; Eggels, P.G.; Duin, R. van; Goede, H.P. de, 1992. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1).
- Heijungs, R., Huppes, G., Guinée, J.B., 2010. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polym. Degrad. Stab.* 95, 422–428. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.010
- Heijungs, R.H.P., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., Duin, R. van., De Goede, H.P., 1992. Environmental life cycle assessment of products: guide and backgrounds (Part 1).
- Helbig, C., Gemechu, E.D., Pillain, B., Young, S.B., Thorenz, A., Tuma, A., Sonnemann, G., 2016. Extending the geopolitical supply risk indicator: Application of life cycle sustainability assessment to the petrochemical supply chain of polyacrylonitrile-based carbon fibers. *J. Clean. Prod.* 137, 1170–1178. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.214
- Henry, L., Schneller, A., Doerfler, J., Mueller, W.M., Aymonier, C., Horn, S., 2016. Semi-continuous flow recycling method for carbon fibre reinforced thermoset polymers by near- and supercritical solvolysis. *Polym. Degrad. Stab.* 133, 264–274. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2016.09.002
- Hertwich, E.G., 2005. Life cycle approaches to sustainable consumption: a critical review. *Environ. Sci. Technol.* 39, 4673–4684. doi:10.1021/es0497375
- Hong, J., Zhang, Y., Xu, X., Li, X., 2014. Life cycle assessment of corn- and cassava-based ethylene production. *Biomass and Bioenergy* 67, 304–311. doi:10.1016/j.biombioe.2014.05.014
- Hoorweg, D., Bhada-Tata, P., 2012. What a waste: a global review of solid waste management.
- Hottle, T. a., Bilec, M.M., Landis, A.E., 2013. Sustainability assessments of bio-based polymers. *Polym. Degrad. Stab.* 98, 1898–1907. doi:10.1016/j.polymdegradstab.2013.06.016
- Hunkeler, D., 2006. Societal LCA Methodology and Case Study. *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 371–382. doi:10.1065/lca2006.08.261
- Ibbotson, S., Kara, S., 2014. LCA case study. Part 2: Environmental footprint and carbon tax of cradle-to-gate for composite and stainless steel I-beams. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 272–284. doi:10.1007/s11367-013-0639-4
- Ibbotson, S., Kara, S., 2013. LCA case study. Part 1: Cradle-to-grave environmental footprint analysis of composites and stainless steel I-beams. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 208–217. doi:10.1007/s11367-012-0452-5
- ILO, 2013. Methodologies for assessing green jobs, Policy brief.

- INSEE, 2017. Le tableau des entrées-sorties (TES) [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/statistiques/2383687#documentation> (accessed 3.29.17).
- Intini, F., Kühtz, S., 2011. Recycling in buildings: An LCA case study of a thermal insulation panel made of polyester fiber, recycled from post-consumer PET bottles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 306–315. doi:10.1007/s11367-011-0267-9
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- IPCC, 2013. Climate Change 2013. doi:10.1017/CBO9781107415324.Summary
- ISO, 2000a. ISO 14042. Environmental management—Life cycle assessment—Life cycle impact assessment. Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Évaluation de l’impact du cycle de vie. *Int. Stand.* 2000, 24.
- ISO, 2000b. ISO 14043. Environmental management—Life cycle assessment—Life cycle interpretation Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Interprétation du cycle de vie 2000.
- ISO, 1998. ISO 14041. Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Définition de l’objectif et du champ d’étude et analyse de l’inventaire Environmental management — Life cycle assessment — Goal and scope definition and inventory analysis 1998.
- ISO 14044, 2006. ISO 14044: Environmental Management, Life Cycle Assessment, Requirements and Guidelines, International Organization for Standardization,.
- Jacob, A., 2011. Composites can be recycled. *Reinf. Plast.* 55, 45–46. doi:10.1016/S0034-3617(11)70079-0
- Jacques Blanc, 2011. Rapport d’information fait au nom de la commission des affaires étrangères, de la défense et des forces armées sur la sécurité des approvisionnements stratégiques de la France.
- Jarvis, A., Varma, A., Ram, J., 2011. Assessing green jobs potential in developing countries. Geneva.
- Jec Composites, 2015. Using steam thermolysis to recycle 99–101.
- Jørgensen, A., Bocq, A. Le, Nazarkina, L., Hauschild, M., 2008a. Methodologies for Social Life Cycle Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 96–103. doi:10.1065/lca2007.11.367
- Jørgensen, A., Bocq, A. Le, Nazarkina, L., Hauschild, M., 2008b. Methodologies for Social Life Cycle Assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 96–103. doi:10.1065/lca2007.11.367
- Jørgensen, A., Hauschild, M.Z., Jørgensen, M.S., Wangel, A., 2009. Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective. *Int. J. Life Cycle Assess.* doi:10.1007/s11367-009-0073-9
- Kalitko, V.A., Chun Yao Wu, M., Zhdanok, V.A., Ching Tsai Yo, B., 2009. Steam thermolysis of discarded tires: Testing and analysis of the specific fuel consumption with tail gas burning, steam generation, and secondary waste slime processing. *J. Eng. Phys. Thermophys.* 82, 236–245. doi:10.1007/s10891-009-0198-5

- Kauffman, N., Hayes, D., Brown, R., 2011. A life cycle assessment of advanced biofuel production from a hectare of corn. *Fuel* 90, 3306–3314. doi:10.1016/j.fuel.2011.06.031
- Keith, M., Oliveux, G., Leeke, G.A., 2016. Optimisation of Solvolysis for Recycling Carbon Fibre Reinforced composites, in: *ECCM17 - 17th European Conference on Composite Materials*. pp. 26–30.
- Khalaf, F.M., DeVenny, A.S., 2004. Recycling of demolished masonry rubble as coarse aggregate in concrete: review. *J. Mater. Civ. Eng.* 16, 331–340.
- Kiddee, P., Naidu, R., Wong, M.H., 2013. Electronic waste management approaches: An overview. *Waste Manag.* 33, 1237–1250. doi:10.1016/j.wasman.2013.01.006
- Kikuchi, Y., Hirao, M., Ookubo, T., Sasaki, A., 2014. Design of recycling system for poly(methyl methacrylate) (PMMA). Part 1: Recycling scenario analysis. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 120–129. doi:10.1007/s11367-013-0624-y
- Kim, J., Hwang, Y., Park, K., 2009. An assessment of the recycling potential of materials based on environmental and economic factors; case study in South Korea. *J. Clean. Prod.* 17, 1264–1271. doi:10.1016/j.jclepro.2009.03.023
- Kim, S., Dale, B.E., 2005. Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: Bioethanol and biodiesel. *Biomass and Bioenergy* 29, 426–439. doi:10.1016/j.biombioe.2005.06.004
- Kirihara, T., Kawashima, T., Takahashi, J., Matsuo, T., Uzawa, K., 2011. Demand and Disposal Forecast for Carbon Fibre By Bottom-Up Approach. *Int. Conf. Compos. Mater.* 2–5.
- Knoeri, C., Sanyé-Mengual, E., Althaus, H.J., 2013. Comparative LCA of recycled and conventional concrete for structural applications. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 909–918. doi:10.1007/s11367-012-0544-2
- Koltun, P., Tharumarajah, a., 2014. Life Cycle Impact of Rare Earth Elements. *ISRN Metall.* 2014, 1–10. doi:10.1155/2014/907536
- Komly, C.-E., Azzaro-Pantel, C., Hubert, A., Pibouleau, L., Archambault, V., 2012. Multiobjective waste management optimization strategy coupling life cycle assessment and genetic algorithms: Application to PET bottles. *Resour. Conserv. Recycl.* 69, 66–81. doi:10.1016/j.resconrec.2012.08.008
- Koroneos, C., Tsarouhis, M., 2012. Exergy analysis and life cycle assessment of solar heating and cooling systems in the building environment. *J. Clean. Prod.* 32, 52–60. doi:10.1016/j.jclepro.2012.03.012
- Koskela, S., Dahlbo, H., Judl, J., Korhonen, M.R., Niininen, M., 2014. Reusable plastic crate or recyclable cardboard box? A comparison of two delivery systems. *J. Clean. Prod.* 69, 83–90. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.045
- Kraus, T., Kühnel, M., Witten, E., 2014. *Composites market report 2014*, Carbon Composites e.V.
- Kreiger, M. a., Mulder, M.L., Glover, a. G., Pearce, J.M., 2014. Life cycle analysis of distributed recycling of post-consumer high density polyethylene for 3-D printing

- filament. *J. Clean. Prod.* 70, 90–96. doi:10.1016/j.jclepro.2014.02.009
- Kreiger, M. a., Shonnard, D.R., Pearce, J.M., 2013. Life cycle analysis of silane recycling in amorphous silicon-based solar photovoltaic manufacturing. *Resour. Conserv. Recycl.* 70, 44–49. doi:10.1016/j.resconrec.2012.10.002
- Kressirer, S., Kralisch, D., Stark, A., Krtschil, U., Hessel, V., 2013. Agile green process design for the intensified Kolbe-Schmitt synthesis by accompanying (simplified) life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 47, 5362–5371. doi:10.1021/es400085y
- Kristensen, P., 2004. The DPSIR framework. A Compr. / Detail. Assess. vulnerability water Resour. to Environ. Chang. Africa using river basin approach. 1–10.
- La Rosa, a. D., Recca, a., Gagliano, a., Summerscales, J., Latteri, a., Cozzo, G., Cicala, G., 2014. Environmental impacts and thermal insulation performance of innovative composite solutions for building applications. *Constr. Build. Mater.* 55, 406–414. doi:10.1016/j.conbuildmat.2014.01.054
- Lacal Arantegui, R., 2014. Technology, market and economic aspects of wind energy in Europe (No. EUR 26266 EN). European Commission.
- Lacirignola, M., Blanc, I., 2013. Environmental analysis of practical design options for enhanced geothermal systems (EGS) through life-cycle assessment. *Renew. Energy* 50, 901–914. doi:10.1016/j.renene.2012.08.005
- Lane, B., 2006. Life cycle assessment of vehicle fuels and technologies. *Clear Zo. Liveable Cities* 69.
- Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N., Brandt, N., 2010. Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 246–259. doi:10.1016/j.resconrec.2010.09.014
- Leceta, I., Etxabide, a., Cabezudo, S., De La Caba, K., Guerrero, P., 2014. Bio-based films prepared with by-products and wastes: Environmental assessment. *J. Clean. Prod.* 64, 218–227. doi:10.1016/j.jclepro.2013.07.054
- Leontief, W.W., 1986. *Input-output economics*. Oxford University Press on Demand.
- Leontief, W.W., 1951. *The structure of American economy, 1919-1939: an empirical application of equilibrium analysis*. Oxford University Press.
- Li, J., Xu, P.-L., Zhu, Y.-K., Ding, J.-P., Xue, L.-X., Wang, Y.-Z., 2012. A promising strategy for chemical recycling of carbon fiber/thermoset composites: self-accelerating decomposition in a mild oxidative system. *Green Chem.* 3260–3263. doi:10.1039/c2gc36294e
- Li, X., 2009. Recycling and reuse of waste concrete in China. Part II. Structural behaviour of recycled aggregate concrete and engineering applications. *Resour. Conserv. Recycl.* 53, 107–112. doi:10.1016/j.resconrec.2008.11.005
- Liang, S., Zhang, T., Xu, Y., 2012. Comparisons of four categories of waste recycling in China's paper industry based on physical input-output life-cycle assessment model. *Waste Manag.* 32, 603–612. doi:10.1016/j.wasman.2011.10.020

- Longo, S., Antonucci, V., Cellura, M., Ferraro, M., 2013. Life cycle assessment of storage systems: the case study of a sodium/nickel chloride battery. *J. Clean. Prod.* 85, 337–346. doi:10.1016/j.jclepro.2013.10.004
- Lopes Silva, D.A., Delai, I., Delgado Montes, M.L., Roberto Ometto, A., 2014. Life cycle assessment of the sugarcane bagasse electricity generation in Brazil. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 32, 532–547. doi:10.1016/j.rser.2013.12.056
- Luk, J.M., Pourbafrani, M., Saville, B. a., Maclean, H.L., 2013. Ethanol or bioelectricity? Life cycle assessment of lignocellulosic bioenergy use in light-duty vehicles. *Environ. Sci. Technol.* 47, 10676–10684. doi:10.1021/es4006459
- Magni, C.A., 2015. Investment, financing and the role of ROA and WACC in value creation. *Eur. J. Oper. Res.* 244, 855–866. doi:10.1016/j.ejor.2015.02.010
- Mancini, L., Sala, S., Góralczyk, M., Ardente, F., Pennington, D., 2013. Life Cycle Assessment and Criticality of Raw Materials: Relationship and Potential Synergies, in: *LCM 2013*.
- Manfredi, S., Tonini, D., Christensen, T.H., 2011. Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 995–1004. doi:10.1016/j.resconrec.2011.05.009
- Manik, Y., Leahy, J., Halog, A., 2013. Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: A case study in Jambi Province of Indonesia. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1386–1392. doi:10.1007/s11367-013-0581-5
- Martínez-Blanco, J., Lehmann, A., Muñoz, P., Antón, A., Traverso, M., Rieradevall, J., Finkbeiner, M., 2014. Application challenges for the social Life Cycle Assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment. *J. Clean. Prod.* 69, 34–48. doi:10.1016/j.jclepro.2014.01.044
- Mattila, T.J., Pakarinen, S., Sokka, L., 2010. Quantifying the Total Environmental Impacts of an Industrial Symbiosis - a Comparison of Process-, Hybrid and Input–Output Life Cycle Assessment. *Environ. Sci. Technol.* 44, 4309–4314. doi:10.1021/es902673m
- McCarty, P.L., Bae, J., Kim, J., 2011. Domestic wastewater treatment as a net energy producer - can this be achieved? *Environ. Sci. Technol.* 45, 7100–6. doi:10.1021/es2014264
- Melamu, R., Von Blottnitz, H., 2011. 2nd Generation biofuels a sure bet? A life cycle assessment of how things could go wrong. *J. Clean. Prod.* 19, 138–144. doi:10.1016/j.jclepro.2010.08.021
- Memon, F. a., Zheng, Z., Butler, D., Shirley-Smith, C., Lui, S., Makropoulos, C., Avery, L., 2007. Life cycle impact assessment of greywater recycling technologies for new developments. *Environ. Monit. Assess.* 129, 27–35. doi:10.1007/s10661-006-9422-3
- Menard, Y., Bru, K., Touze, S., Lemoign, a., Poirier, J.E., Ruffie, G., Bonnaud, F., Von Der Weid, F., 2013. Innovative process routes for a high-quality concrete recycling. *Waste Manag.* 33, 1561–1565. doi:10.1016/j.wasman.2013.02.006
- Mercante, I.T., Bovea, M.D., Ibáñez-Forés, V., Arena, A.P., 2012. Life cycle assessment of construction and demolition waste management systems: a Spanish case study. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 232–241. doi:10.1007/s11367-011-0350-2

- Merrild, H., Damgaard, A., Christensen, T.H., 2008. Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resour. Conserv. Recycl.* 52, 1391–1398. doi:10.1016/j.resconrec.2008.08.004
- Meyer, L.O., Schulte, K., Grove-Nielsen, E., 2009. CFRP-Recycling Following a Pyrolysis Route: Process Optimization and Potentials. *J. Compos. Mater.* 43, 1121–1132. doi:10.1177/0021998308097737
- Michel, J.-M., 2013. Contribution à l'histoire industrielle des polymères en France. Société Chim. Fr. (Avril 2012).
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., 2005. Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods. *J. Clean. Prod.* 13, 231–240. doi:10.1016/j.jclepro.2004.02.025
- Monfort-Windels F., 2010. Partie 4 : Les composites renforcés de fibres de carbone.
- Morin, C., Loppinet-Serani, A., Cansell, F., Aymonier, C., 2012. Near- and supercritical solvolysis of carbon fibre reinforced polymers (CFRPs) for recycling carbon fibers as a valuable resource: State of the art. *J. Supercrit. Fluids* 66, 232–240. doi:10.1016/j.supflu.2012.02.001
- Morris, J., 2005. Comparative LCAs for curbside recycling versus either landfilling or incineration with energy recovery. *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 273–284. doi:10.1065/lca2004.09.180.10
- Mourad, a L., Garcia, E.E.C., Vilela, G.B., von Zuben, F., 2008. Environmental effects from a recycling rate increase of cardboard of aseptic packaging system for milk using life cycle approach. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 140–146. doi:DOI 10.1065/lca2007.06.340
- Muñoz, I., Otte, N., Van Hoof, G., Rigarlsford, G., 2016. A model and tool to calculate life cycle inventories of chemicals discharged down the drain. *Int. J. Life Cycle Assess.* doi:10.1007/s11367-016-1189-3
- Nakatani, J., Fujii, M., Moriguchi, Y., Hirao, M., 2010. Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 590–597. doi:10.1007/s11367-010-0189-y
- Nansai, K., Kondo, Y., Kagawa, S., Suh, S., Nakajima, K., Inaba, R., Tohno, S., 2012. Estimates of embodied global energy and air-emission intensities of japanese products for building a Japanese input-output life cycle assessment database with a global system boundary. *Environ. Sci. Technol.* 46, 9146–9154. doi:10.1021/es2043257
- National Research Council, 2003. Personal cars and China. National Academies Press.
- NEA, 2006. Selected recent statistics on road freight transport in Europe. Organisation mondiale du transport routier (IRU).
- Nielsen, A.M., Weidema, B.P., 2001. Input / Output analysis - Shortcuts to life cycle data ? 2.-0 LCA Consult.
- Nishijima, A., Nakatani, J., Yamamoto, K., Nakajima, F., 2012. Life cycle assessment of integrated recycling schemes for plastic containers and packaging with consideration of resin composition. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 14, 52–64. doi:10.1007/s10163-011-

- Norris, C., Norris, G., Aulisio, D., 2014. Efficient Assessment of Social Hotspots in the Supply Chains of 100 Product Categories Using the Social Hotspots Database. *Sustainability* 6, 6973–6984. doi:10.3390/su6106973
- Norris, C.B., Norris, C.B., Norris, G.A., 2015. Chapter 8 : The Social Hotspots Database Context of the SHDB Chapter 8 : The Social Hotspots Database.
- Norris, G. a, 2006. Social Impacts in Product Life Cycles Towards Life Cycle Attribute Assessment. *Harvard Sch. Public Heal.* 1, 97–104. doi:10.1065/lca2006.04.017
- Nuss, P., Eckelman, M.J., 2014. Life cycle assessment of metals: A scientific synthesis. *PLoS One* 9, 1–12. doi:10.1371/journal.pone.0101298
- Nuss, P., Gardner, K.H., Jambeck, J.R., 2013. Comparative Life Cycle Assessment (LCA) of Construction and Demolition (C&D) Derived Biomass and U.S. Northeast Forest Residuals Gasi fi cation for Electricity Production.
- OECD, 2012. Sustainable Materials Management Making Better Use of Resources. OECD Publishing, Paris.
- OECD, 2008. A study on methodologies relevant to the OECD approach on sustainable materials management. OECD Publishing, Paris.
- Oers, L. Van, Koning, A. De, Guinée, J.B., Huppes, G., 2002. Abiotic resource depletion in LCA 1–75.
- Oliveux, G., Dandy, L.O., Leeke, G. a., 2015. Current Status of Recycling of Fibre Reinforced Polymers: review of technologies, reuse and resulting properties. *Prog. Mater. Sci.* 72, 61–99. doi:10.1016/j.pmatsci.2015.01.004
- Palmer, J., Ghita, O.R., Savage, L., Evans, K.E., 2009. Successful closed-loop recycling of thermoset composites. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 40, 490–498. doi:10.1016/j.compositesa.2009.02.002
- Papong, S., Rotwiroon, P., Chatchupong, T., Malakul, P., 2014. Life cycle energy and environmental assessment of bio-CNG utilization from cassava starch wastewater treatment plants in Thailand. *Renew. Energy* 65, 64–69. doi:10.1016/j.renene.2013.07.012
- Parajuli, R., Løkke, S., Østergaard, P.A., Knudsen, M.T., Schmidt, J.H., Dalgaard, T., 2014. Life Cycle Assessment of district heat production in a straw fired CHP plant. *Biomass and Bioenergy* 68, 115–134. doi:10.1016/j.biombioe.2014.06.005
- Park, H., Willert-porada, M., Krenkel, W., 2013. Rapid Pyrolysis of CFRP by Means of Microwaves for the Production of C/SiC Composites 3, 145–152.
- Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B., Patel, M.K., 2013. Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials - Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resour. Conserv. Recycl.* 73, 211–228. doi:10.1016/j.resconrec.2013.02.006
- PE International, 1992. GaBi 4-Software-system and databases for life cycle engineering. Stuttgart Echterdingen Ger.

- Pegoretti, T.D.S., Mathieux, F., Evrard, D., Brissaud, D., Arruda, J.R.D.F., 2014. Use of recycled natural fibres in industrial products: A comparative LCA case study on acoustic components in the Brazilian automotive sector. *Resour. Conserv. Recycl.* 84, 1–14. doi:10.1016/j.resconrec.2013.12.010
- Pehnt, M., 2006. Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies. *Renew. Energy* 31, 55–71. doi:10.1016/j.renene.2005.03.002
- Perry, N., Bernard, a., Laroche, F., Pompidou, S., 2012. Improving design for recycling - Application to composites. *CIRP Ann. - Manuf. Technol.* 61, 151–154. doi:10.1016/j.cirp.2012.03.081
- Peters, G.M., Rowley, H. V, 2009. Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment. *Environ. Sci. Technol.* 43, 2674–2679. doi:10.1021/es802677t
- Pickering, S.J., 2006. Recycling technologies for thermoset composite materials—current status. 2nd Int. Conf. Adv. Polym. Compos. Struct. Appl. Constr. 37, 1206–1215. doi:10.1016/j.compositesa.2005.05.030
- Piemonte, V., Sabatini, S., Gironi, F., 2013. Chemical Recycling of PLA: A Great Opportunity Towards the Sustainable Development? *J. Polym. Environ.* 21, 640–647. doi:10.1007/s10924-013-0608-9
- Pillain, B., Gemechu, E., Sonnemann, G., 2017. Identification of Key Sustainability Performance Indicators and related assessment methods for the carbon fiber recycling sector. *Ecol. Indic.* 72, 833–847. doi:10.1016/j.ecolind.2016.08.056
- Pimenta, S., Pinho, S.T., 2014. Handbook of Recycling, Handbook of Recycling. Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-396459-5.00019-2
- Pimenta, S., Pinho, S.T., 2011. Recycling carbon fibre reinforced polymers for structural applications: Technology review and market outlook. *Waste Manag.* 31, 378–392. doi:10.1016/j.wasman.2010.09.019
- Pires, A., Martinho, G., Chang, N.-B., 2011. Solid waste management in European countries: A review of systems analysis techniques. *J. Environ. Manage.* 92, 1033–1050.
- Pison, G., 2011. Sept milliards d'êtres humains aujourd'hui, combien demain ? *Popul. Sociétés* 1–4.
- Planetoscope, 2017. Planetoscope - Statistiques : Production mondiale de matériaux composites (last access: 20/02/2017) [WWW Document]. URL <http://www.planetoscope.com/electronique/1320-production-mondiale-de-materiaux-composites.html>
- Pomberger, R., Adam, J., Aldrian, A., Hiden, S., Höllen, D., Kranzinger, L., Lorber, K.E., Neuhold, S., Nigl, T., Pfandl, K., Sarc, R., Schwarz, T., Sedlazeck, P., 2016. Recycling & Abfallverwertung Abfallwirtschaft & Ressourcenmanagement Deponietechnik & Altlasten Sondersession.
- Pompidou, S., Prinçaud, M., Adrianka, H., Sonnemann, G., Perry, N., 2014. Viabilisation du recyclage de composites à renfort carbone et matrice thermodurcissable. *Premiers éléments d'étude.* pp. 1–6.

- Prinçaud, M., Aymonier, C., Loppinet-Serani, A., Perry, N., Sonnemann, G., 2014. Environmental Feasibility of the Recycling of Carbon Fibers from CFRPs by Solvolysis Using Supercritical Water. *ACS Sustain. Chem. Eng.* 2, 1498–1502. doi:10.1021/sc500174m
- Puri, P., Compston, P., Pantano, V., 2009. Life cycle assessment of Australian automotive door skins. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 420–428. doi:10.1007/s11367-009-0103-7
- Reck, B.K., Chambon, M., Hashimoto, S., Graedel, T.E., 2010. Global stainless steel cycle exemplifies china's rise to metal dominance. *Environ. Sci. Technol.* 44, 3940–3946. doi:10.1021/es903584q
- Rigamonti, L., Grosso, M., Sunseri, M.C., 2009. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 411–419. doi:10.1007/s11367-009-0095-3
- Rivela, B., Moreira, M.T., Bornhardt, C., Méndez, R., Feijoo, G., 2004. Life cycle assessment as a tool for the environmental improvement of the tannery industry in developing countries. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1901–1909. doi:10.1021/es034316t
- Rocha, M.H., Capaz, R.S., Lora, E.E.S., Nogueira, L.A.H., Leme, M.M.V., Renó, M.L.G., Olmo, O.A. Del, 2014. Life cycle assessment (LCA) for biofuels in Brazilian conditions: A meta-analysis. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 37, 435–459. doi:10.1016/j.rser.2014.05.036
- Rochat, D., Binder, C.R., Diaz, J., Jolliet, O., 2013. Combining Material Flow Analysis, Life Cycle Assessment, and Multiattribute Utility Theory. *J. Ind. Ecol.* 17, n/a-n/a. doi:10.1111/jiec.12025
- 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., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 13, 532–546. doi:10.1007/s11367-008-0038-4
- Ross, M., 2004. How Do Natural Resources Influence Civil War? Evidence from 13 Cases. *Int. Organ.* 58, 35–67.
- Ross, S., Evans, D., 2003. The environmental effect of reusing and recycling a plastic-based packaging system. *J. Clean. Prod.* 11, 561–571. doi:10.1016/S0959-6526(02)00089-6
- Rossi, A., 2014. Développement d'une filière fibre de carbone éconimique Projet FORCE : Fibre Optimisée Réaliste Carbone Economique. pp. 22–24.
- Rostkowski, K.H., Criddle, C.S., Lepech, M.D., 2012. Cradle-to-gate life cycle assessment for a cradle-to-cradle cycle: Biogas-to-bioplactic (and back). *Environ. Sci. Technol.* 46, 9822–9829. doi:10.1021/es204541w
- Roux, M., Eguémann, N., Giger, L., Dransfeld, C., 2013. High Performance Thermoplastic Composite Processing and Recycling : From Cradle To Cradle.
- Rubin, R.S., Castro, M.A.S. De, Brandão, D., Schalch, V., Ometto, A.R., 2014. Utilization of Life Cycle Assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap. *J. Clean. Prod.* 64, 297–305.

doi:10.1016/j.jclepro.2013.07.051

- Rueda, M., Union, E., Ea, T., 2012. European exports 2000-2007 : direct and indirect effects on employment and labour income in the EU-27 and euro area 1–8.
- Rybicka, J., Tiwari, A., Leeke, G.A., 2014. Technology readiness level assessment of composites recycling technologies. *J. Clean. Prod.* 112, 1001–1012. doi:10.1016/j.jclepro.2015.08.104
- Sakai, S.I., Yoshida, H., Hiratsuka, J., Vandecasteele, C., Kohlmeyer, R., Rotter, V.S., Passarini, F., Santini, A., Peeler, M., Li, J., Oh, G.J., Chi, N.K., Bastian, L., Moore, S., Kajiwarra, N., Takigami, H., Itai, T., Takahashi, S., Tanabe, S., Tomoda, K., Hirakawa, T., Hirai, Y., Asari, M., Yano, J., 2014. An international comparative study of end-of-life vehicle (ELV) recycling systems. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 16, 1–20. doi:10.1007/s10163-013-0173-2
- Sanfilippo, S., 2013. Energy and Environmental Tools for Process Sustainability Evaluation
Academical Tutor : PhD Student : doi:10.6092/polito/porto/2506108
- Sanz Requena, J.F., Guimaraes, a. C., Quirós Alpera, S., Relea Gangas, E., Hernandez-Navarro, S., Navas Gracia, L.M., Martin-Gil, J., Fresneda Cuesta, H., 2011. Life Cycle Assessment (LCA) of the biofuel production process from sunflower oil, rapeseed oil and soybean oil. *Fuel Process. Technol.* 92, 190–199. doi:10.1016/j.fuproc.2010.03.004
- Sawyer, S., Rave, K., 2014. GWEC – Global Wind Report | Annual Market Update 2014.
- Schmidt, J.H., Watson, J., 2014. Eco Island Ferry: Comparative LCA of island ferry with carbon fibre composite based and steel based structures. 2.0 LCA Consult.
- Schmidt, W.-P., Dahlqvist, E., Finkbeiner, M., Krinke, S., Lazzari, S., Oschmann, D., Pichon, S., Thiel, C., 2004. Life cycle assessment of lightweight and end-of-life scenarios for generic compact class passenger vehicles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 9, 405–416. doi:10.1007/BF02979084
- Schneider, L., Berger, M., Finkbeiner, M., 2015. Abiotic resource depletion in LCA—background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 709–721. doi:10.1007/s11367-015-0864-0
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.-P., 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator (14 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 11, 403–416. doi:10.1065/lca2005.06.215
- Seigné-Itoiz, E., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2015. Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. *Waste Manag.* doi:10.1016/j.wasman.2015.08.007
- Seigné-Itoiz, E., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., 2014. Environmental consequences of recycling aluminum old scrap in a global market. *Resour. Conserv. Recycl.* 89, 94–103. doi:10.1016/j.resconrec.2014.05.002
- Shen, L., Nieuwlaar, E., Worrell, E., Patel, M.K., 2011. Life cycle energy and GHG emissions of PET recycling: Change-oriented effects. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 522–536.

doi:10.1007/s11367-011-0296-4

- Shen, L., Worrell, E., Patel, M.K., 2010. Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 34–52. doi:10.1016/j.resconrec.2010.06.014
- Shin, H., n.d. CFRP Engine Acoustic Cover : Low Cost Manufacturing Process by Microwave Curing and Carbon Valley Activity in Korea. pp. 1–28.
- Shorrocks, A., Davies, J., Lluberas, R., 2013. *global Wealth Databook 2013*. Zürich.
- Sills, D.L., Paramita, V., Franke, M.J., Johnson, M.C., Akabas, T.M., Greene, C.H., Tester, J.W., 2013. Quantitative uncertainty analysis of Life Cycle Assessment for algal biofuel production. *Environ. Sci. Technol.* 47, 687–94. doi:10.1021/es3029236
- Singh, R.K., Murty, H.R., Gupta, S.K., Dikshit, A.K., 2012. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecol. Indic.* 15, 281–299. doi:10.1016/j.ecolind.2011.01.007
- Sokoli, H.U., Simonsen, M.E., Nielsen, R.P., Arturi, K.R., S??gaard, E.G., 2016. Conversion of the matrix in glass fiber reinforced composites into a high heating value oil and other valuable feedstocks. *Fuel Process. Technol.* 149, 29–39. doi:10.1016/j.fuproc.2016.03.013
- Song, Y.S., Youn, J.R., Gutowski, T.G., 2009. Life cycle energy analysis of fiber-reinforced composites. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 40, 1257–1265. doi:10.1016/j.compositesa.2009.05.020
- Sonnemann, G., Gemechu, E.D., Adibi, N., De Bruille, V., Bulle, C., 2015. From a critical review to a conceptual framework for integrating the criticality of resources into Life Cycle Sustainability Assessment. *J. Clean. Prod.* 94, 20–34. doi:10.1016/j.jclepro.2015.01.082
- Sonnemann, G., Vigon, B., 2011. Global guidance principles for Life Cycle Assessment (LCA) databases: a basis for greener processes and products.
- Sprecher, B., Xiao, Y., Walton, A., Speight, J., Harris, R., Kleijn, R., Visser, G., Kramer, G.J., 2014. Life cycle inventory of the production of rare earths and the subsequent production of NdFeB rare earth permanent magnets. *Environ. Sci. Technol.* 48, 3951–3958. doi:10.1021/es404596q
- Stamp, A., Althaus, H.J., Wäger, P. a., 2013. Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems: The case of an integrated precious metals smelter-refinery. *Resour. Conserv. Recycl.* 80, 85–96. doi:10.1016/j.resconrec.2013.09.003
- Statista, n.d. Wind turbine manufacturers - global market share 2014 | Statistic (dernier accès 14/02/2017) [WWW Document]. URL <https://www.statista.com/statistics/272813/market-share-of-the-leading-wind-turbine-manufacturers-worldwide/>
- Suer, P., Andersson-Sköld, Y., 2011. Biofuel or excavation? - Life cycle assessment (LCA) of soil remediation options. *Biomass and Bioenergy* 35, 969–981. doi:10.1016/j.biombioe.2010.11.022

- Suh, S., 2009. Handbook of input-output economics in industrial ecology. Springer Science & Business Media.
- Swarr, T.E., Hunkeler, D., Klöpffer, W., Pesonen, H.-L., Citroth, A., Brent, A.C., Pagan, R., 2011. Environmental life-cycle costing: a code of practice.
- Tabone, M.D., Cregg, J.J., Beckman, E.J., Landis, A.E., 2010. Sustainability metrics: Life cycle assessment and green design in polymers. *Environ. Sci. Technol.* 44, 8264–8269. doi:10.1021/es101640n
- Tan, R., Khoo, H.H., 2005. Zinc Casting and Recycling. *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 211–218. doi:10.1065/lca2004.08.172
- Tangsubkul, N., Beavis, P., Moore, S.J., Lundie, S., Waite, T.D., 2005. Life cycle assessment of water recycling technology. *Water Resour. Manag.* 19, 521–537. doi:10.1007/s11269-005-5602-0
- Tharumarajah, A., Koltun, P., 2011. Cradle to Gate Assessment of Environmental Impact of Rare Earth Metals. *Proc. 7th Aust. Conf. Life Cycle Assessment, Melbourne, Aust.* 9–10 1–5.
- TORAY, n.d. T300 Data sheet carbon 6–7.
- Torres, a., De Marco, I., Caballero, B.M., Laresgoiti, M.F., Legarreta, J. a., Cabrero, M. a., González, a., Chomón, M.J., Gondra, K., 2000. Recycling by pyrolysis of thermoset composites: characteristics of the liquid and gaseous fuels obtained. *Fuel* 79, 897–902. doi:10.1016/S0016-2361(99)00220-3
- U.S. National Research Council, 2008. Minerals, Critical Minerals, and the U.S. Economy. The National Academies Press, Washington, DC.
- Uihlein, A., Ehrenberger, S., Schebek, L., 2008. Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products. *J. Clean. Prod.* 16, 1306–1320. doi:10.1016/j.jclepro.2007.06.009
- Umair, S., Björklund, A., Petersen, E.E., 2015. Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines. *Resour. Conserv. Recycl.* 95, 46–57. doi:10.1016/j.resconrec.2014.11.008
- UNEP, 2011. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: Making informed choices on products.
- UNEP, 2010. Metal Stocks in Society – Scientific Synthesis. International Panel for Sustainable Resource Management.
- UNEP-SETAC, 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products, United Nations Environment Programme. ISBN.
- Union Européenne, 2009. Directive 2008/101/CE du parlement européen et du conseil du 19 novembre 2008, *Journal officiel de l'Union européenne*.
- Upadhyayula, V.K.K., Meyer, D.E., Curran, M.A., Gonzalez, M.A., 2012. Evaluating the Environmental Impacts of a Nano-Enhanced Field Emission Display Using Life Cycle Assessment.

- US Department of Defense, 2013. Strategic and Critical Materials 2013 Report on Stockpile Requirements Office of the Under Secretary of Defense for Acquisition , Technology and Logistics.
- Vasco, J., Fernandes, D.O., 2010. Life Cycle Assessment of the Airbus A330-200 Aircraft Engenharia Aeroespacial Júri. Assessment 1–10.
- Vidal, R., Martínez, P., Garraín, D., 2009. Life cycle assessment of composite materials made of recycled thermoplastics combined with rice husks and cotton linters. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 73–82. doi:10.1007/s11367-008-0043-7
- Villanueva, a., Wenzel, H., 2007. Paper waste - Recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Manag.* 27. doi:10.1016/j.wasman.2007.02.019
- Viñoles-Cebolla, R., Bastante-Ceca, M.J., Capuz-Rizo, S.F., 2015. An integrated method to calculate an automobile's emissions throughout its life cycle. *Energy* 83, 125–136. doi:10.1016/j.energy.2015.02.006
- Von Falkenstein, E., Wellenreuther, F., Detzel, A., 2010. LCA studies comparing beverage cartons and alternative packaging: Can overall conclusions be drawn? *Int. J. Life Cycle Assess.* 15, 938–945. doi:10.1007/s11367-010-0218-x
- Wada, M., Kawai, K., Suzuki, T., Hira, H., Kitaoka, S., 2016. Effect of superheated steam treatment of carbon fiber on interfacial adhesion to epoxy resin. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 85, 156–162. doi:10.1016/j.compositesa.2016.03.024
- Walsh, P.J., 2001. Carbon Fibers. *ASM Handb.* 21. doi:10.1007/978-94-017-9478-7
- Wang, L., Templer, R., Murphy, R.J., 2012. A Life Cycle Assessment (LCA) comparison of three management options for waste papers: Bioethanol production, recycling and incineration with energy recovery. *Bioresour. Technol.* 120, 89–98. doi:10.1016/j.biortech.2012.05.130
- Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H., Bringezu, S., 2007. Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resour. Conserv. Recycl.* 50, 260–281. doi:10.1016/j.resconrec.2006.06.003
- Whitaker, M.B., Heath, G. a., Burkhardt, J.J., Turchi, C.S., 2013. Life cycle assessment of a power tower concentrating solar plant and the impacts of key design alternatives. *Environ. Sci. Technol.* 47, 5896–5903. doi:10.1021/es400821x
- Wiedmann, T.O., Lenzen, M., Barrett, J.R., 2009. Companies on the Scale, Comparing and Benchmarking the Sustainability Performance of Businesses Thomas. *J. Ind. Ecol.* 13, 361–383. doi:10.1111/j.1530-9290.2009.00125.x
- Wilburn, D.R., 2011. Wind Energy in the United States and Materials Required for the Land-Based Wind Turbine Industry From 2010 Through 2030. *Sci. Investig. Rep.*
- Wilson, B.P., Lavery, N.P., Jarvis, D.J., Anttila, T., Rantanen, J., Brown, S.G.R., Adkins, N.J., 2013. Life cycle assessment of gas atomised sponge nickel for use in alkaline hydrogen fuel cell applications. *J. Power Sources* 243, 242–252. doi:10.1016/j.jpowsour.2013.05.186

- Windpower, T., n.d. Wind Power worldwide database, dernière consultation 14/02/2017 [WWW Document]. URL <http://www.thewindpower.net/>
- Winterstetter, A., Laner, D., Rechberger, H., Fellner, J., 2015. Framework for the evaluation of anthropogenic resources: A landfill mining case study – Resource or reserve? *Resour. Conserv. Recycl.* 96, 19–30. doi:10.1016/j.resconrec.2015.01.004
- Witik, R.A., Payet, J., Michaud, V., Ludwig, C., Månson, J.-A.E., 2011. Assessing the life cycle costs and environmental performance of lightweight materials in automobile applications. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 42, 1694–1709.
- Witik, R.A., Teuscher, R., Michaud, V., Ludwig, C., Månson, J.-A.E., 2013. Carbon fibre reinforced composite waste: an environmental assessment of recycling, energy recovery and landfilling. *Compos. Part A Appl. Sci. Manuf.* 49, 89–99.
- Witten, E., Jahn, B., 2013. *Composites Market Report 2013. Market developments, trends, challenges and opportunities.*
- Witten, E., Jahn, B., Karl, D., 2012. *Composites Market Report 2012 : Market developments, trends, challenges and opportunities 1–29.*
- Witten, E., Kraus, T., Kühnel, M., 2016. *Composites Market Report 2016 1–46.*
- Witten, E., Kraus, T., Kühnel, M., 2015. *Composites Market Report 2015 - Market developments, trends, outlook and challenges. AVK.*
- Wood, K., 2012. Wind turbine blades: Glass vs. carbon fiber.
- Wood, K., 2010. Carbon fiber reclamation: Going commercial. *High-Performance Compos.* 18.
- Xará, S., Almeida, M.F., Costa, C., 2014. Life cycle assessment of alternatives for recycling abroad alkaline batteries from Portugal. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1382–1408. doi:10.1007/s11367-014-0746-x
- Xie, M., Qiao, Q., Sun, Q., Zhang, L., 2013. Life cycle assessment of composite packaging waste management - A Chinese case study on aseptic packaging. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 626–635. doi:10.1007/s11367-012-0516-6
- Yates, M.R., Barlow, C.Y., 2013. Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers - A critical review. *Resour. Conserv. Recycl.* 78, 54–66. doi:10.1016/j.resconrec.2013.06.010 Review
- YE, S.Y., 2012. *Valorisation de déchets composites à renfort de fibres de carbone par un procédé de vapo-thermolyse (Thèse de doctorat).*
- Za, O., Pirolizy, P., Mikrofal, Z.W., 2013. Products obtained from decomposition of glass fiber-reinforced composites using microwave pyrolysis 582–586.
- Zamagni, A., Pesonen, H.-L., Swarr, T., 2013. From LCA to Life Cycle Sustainability Assessment: concept, practice and future directions. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1637–1641. doi:10.1007/s11367-013-0648-3
- Zhang, S., Bi, X.T., Clift, R., 2014. Life cycle analysis of a biogas-centred integrated dairy farm-greenhouse system in British Columbia. *Process Saf. Environ. Prot.* 93, 18–30. doi:10.1016/j.psep.2014.02.017

Žižlavský, O., 2014. Net Present Value Approach: Method for Economic Assessment of Innovation Projects. *Procedia - Soc. Behav. Sci.* 156, 506–512.
doi:10.1016/j.sbspro.2014.11.230

Annexe :

<i>Annexe 1 : proportion des composites par model d'avion et ratio de PRFC par compositi</i>	<i>182</i>
<i>Annexe 2: Montant estimé de PRFC en tonnes par année et par zones géographiques pour le secteur aéronautique</i>	<i>183</i>
<i>Annexe 3 : proportions moyenne de PRFC en présence dans les avions de différentes régions</i>	<i>183</i>
<i>Annexe 4 : Poids moyen des avions en circulation en fonction des principales régions mondiale</i>	<i>184</i>
<i>Annexe 5 : Proportion de la production mondiale d'avions par zones géographique</i>	<i>184</i>
<i>Annexe 6: Calcul de la quantité de PRFC consommé par le secteur éolien dans le monde à partir de la puissance installée</i>	<i>185</i>
<i>Annexe 7: Estimation de la quantité de CFRP consommé par le secteur éolien dans le monde à partir de la consommation en CFRP de 2014 et des taux de croissance estimés:</i>	<i>186</i>
<i>Annexe 8 : Nombre de véhicules produits jusqu'en 2035, estimé suivant 3 scénarios de croissance : bas, moyen et élevé</i>	<i>187</i>
<i>Annexe 9 : Proportion suivant le scénario de croissance 1 (3%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différent scénarios et zones géographique</i>	<i>188</i>
<i>Annexe 10 : Proportion suivant le scénario de croissance 2 (4%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différent scénarios et zones géographique</i>	<i>189</i>
<i>Annexe 11 : Proportion suivant le scénario de croissance 3 (5%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différent scénarios et zones géographique</i>	<i>190</i>
<i>Annexe 12 : Quantité cumulée de déchets PRFC générée par période de temps et zone géographique dans le secteur automobile</i>	<i>191</i>
<i>Annexe 13: ACV de la solvolysé en eau supercritique considérant différent scénarios de gestion des eaux usées</i>	<i>192</i>
<i>Annexe 14 Inventaire de cycle de vie pour le scénario d'incinération d'un kilogramme de PRFC</i>	<i>193</i>
<i>Annexe 15: Inventaire de cycle de vie pour le scénario d'enfouissement d'un kilogramme de PRFC</i>	<i>194</i>
<i>Annexe 16: Inventaire de cycle de vie pour le scénario de pyrolyse d'un kilogramme de PRFC</i>	<i>195</i>
<i>Annexe 17: Première étape lié à la production d'une tonne de fibres de carbone</i>	<i>196</i>
<i>Annexe 18: Deuxième étape lié à la production d'une tonne de fibres de carbone</i>	<i>196</i>
<i>Annexe 19: Informations complémentaires aux diagrammes représentant la production d'une tonne de fibres de carbone</i>	<i>197</i>
<i>Annexe 20 : Représentation de la matrice « A », dépenses en unité monétaire réalisé dans un secteur par output total du secteur correspondant</i>	<i>198</i>
<i>Annexe 21 : Représentation de la matrice « i » identité</i>	<i>199</i>
<i>Annexe 22 : Représentation de la soustraction de la matrice « l » par la matrice « A »</i>	<i>200</i>
<i>Annexe 23 : Représentation du modèle développé par Leontief de la matrice inverse qui montre les effets monétaires totaux (directs et indirects)</i>	<i>201</i>
<i>Annexe 24: Représentation du tableau des entrées intermédiaires avec le tableau du compte d'exploitation par branche et celui du compte de production par branche</i>	<i>202</i>
<i>Annexe 25: « social coefficients » correspondants aux volumes totaux d'heures travaillées par branche et calculés à partir du TES en annexe 3.5</i>	<i>203</i>
<i>Annexe 26: Représentation des heures de travail totales directes et indirecte obtenus</i>	<i>203</i>
<i>Annexe 27 : Représentation de l'effet total (direct et indirect) traduit en heure de travail généré par euro dépensé</i>	<i>204</i>
<i>Annexe 28 : Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur éolien en fonction des différents procédés de recyclage en France</i>	<i>205</i>
<i>Annexe 29: Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur aéronautique en fonction des différents procédés de recyclage en France</i>	<i>206</i>
<i>Annexe 30 : Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur automobile en fonction des différents procédés de recyclage en France</i>	<i>207</i>

<i>Annexe 31 : Résultat globaux pour le calcul des facteurs de risque géopolitique (C3H6 : propène ; AN : acrylonitrile) pour l'ensemble des pays évalués</i>	210
<i>Annexe 32 : Description des termes et pays correspondant pour l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement</i>	213
<i>Annexe 33 : Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement sur l'ensemble de la haine d'approvisionnement en fibres de carbone</i>	220

Analyse de flux de matières

1.1. Proportion des composites par model d'avion et ratio de PRFC par composite

Avions	Composite proportion (%)	PRFC/Composites (%)
A300	4,5	50
A310	5	50
A318	10	85
A319	10	85
A320	10	85
A321	10	85
A330	10	85
A340	13	85
A350	53	95
A380	23	85
ATR 42/72	22	85
B757	5	50
B767	6	50
B777	10	85
B787	50	95
MD-11	5	50
C-Serie	45	95
CRJ	20	85
ARJ21	20	85
ERJ 135/145	20	85
ERJ 170/175	20	85
ERJ 190/195	20	85
Fokker 50	10	50
Fokker 70/100	10	50
Il-96-300	10	85
Saab 2000	10	85
Saab 340	5	50
Sukhoi Superjet 100	20	85

Annexe 1 : proportion des composites par model d'avion et ratio de PRFC par compositi

1.2. Montant estimé de PRFC en tonnes par année et par zones géographiques

	Quantité de PRFC (T)					
	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Europe	2378	2240	2566	3883	4300	4160
Asie	1793	2717	4243	4541	4771	4418
Amérique du Nord	1456	1416	2183	2782	3884	4673
Amérique Latine	458	541	845	946	1320	1221
Océanie	231	249	76	396	516	252
Afrique et pays du moyen orient	1089	1387	1889	2175	3371	3501
Monde	7405	8551	11,802	14,723	18,161	18,225

Annexe 2: Montant estimé de PRFC en tonnes par année et par zones géographiques pour le secteur aéronautique

1.3. Proportions moyenne de PRFC en présence dans les avions de différentes régions

Proportion moyenne de PRFC par avions (%)																
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016*	2017*	2018*	2019*	2020*	2021*	2022*	2023*	2024*	2025*
Europe	12%	11%	11%	19%	17%	20%	18%	19%	20%	21%	22%	23%	24%	25%	26%	27%
Asie	9%	12%	14%	14%	14%	17%	15%	16%	17%	18%	19%	20%	21%	22%	23%	24%
Amérique du Nord	12%	9%	13%	11%	16%	21%	19%	20%	21%	22%	23%	24%	25%	26%	27%	28%
Amérique Latine	13%	11%	12%	15%	21%	23%	21%	22%	23%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	30%
Océanie	12%	12%	9%	21%	31%	33%	31%	32%	33%	34%	35%	36%	37%	38%	39%	40%
Afrique et pays du Moyen orient	10%	10%	14%	14%	19%	20%	25%	26%	27%	28%	29%	30%	31%	32%	33%	34%
Monde	11%	11%	12%	16%	20%	22%	21%	22%	23%	24%	25%	26%	27%	28%	29%	30%

Annexe 3 : proportions moyenne de PRFC en présence dans les avions de différentes régions

1.4. Poids moyen des avions en circulation en fonction des principales régions mondiale

	Poids à vide des avions livrés						Moyenne	Ecart type
	2010	2011	2012	2013	2014	2015		
Europe	60.9	52.2	53.3	61.2	68.3	62.2	59.7	6.0
Asie	60.2	65.3	65.9	66.7	66.6	72.3	66.2	3.8
Amérique du Nord	64.1	48.5	71.8	57.6	44.0	51.0	56.2	10.4
Amérique Latine	37.7	36.7	43.9	38.1	48.6	49.7	42.5	5.8
Océanie	82.4	85.9	50.5	116.0	79.4	58.0	78.7	23.2
Afrique et pays du moyen orient	84.2	97.1	100.9	124.0	128.4	118.1	108.8	17.3

Annexe 4 : Poids moyen des avions en circulation en fonction des principales régions mondiale

1.5. Proportion de la production mondiale d'avions par zones géographique

	Distribution of aircraft production waste over the world (%)							Ecart type
	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Moyenne	
Europe	65.5%	63.3%	48.1%	44.7%	37.4%	37.7%	49.5%	12%
Asie	0.2%	0.3%	0.5%	0.7%	0.8%	0.3%	0.4%	0.2%
Amérique du Nord	24.8%	27.7%	45.0%	50.1%	58.7%	59.5%	44.3%	15.5%
Amérique Latine	9.5%	8.7%	6.4%	4.3%	3.1%	2.5%	5.8%	2.9%
Océanie	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Afrique et pays du moyen orient	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%

Annexe 5 : Proportion de la production mondiale d'avions par zones géographique

1.6. Calcul de la quantité de PRFC consommé par le secteur éolien

Scénario	1	2	3
PRFC	En T	En T	En T
2010	7493	7493	7493
2011	8045	8045	8045
2012	9903	9903	9903
2013	6970	6970	6970
2014	10132	10132	10132
2015*	8914	11660	14407
2016*	10135	13602	17251
2017*	11823	16199	21022
2018*	13478	18958	25261
2019*	15448	22288	30477
2020*	17540	26014	36557
2021*	19764	30182	43633
2022*	22266	35009	52063
2023*	25079	40598	62106
2024*	28243	47071	74072
2025*	31803	54567	88327

Annexe 6: Calcul de la quantité de PRFC consommé par le secteur éolien dans le monde à partir de la puissance installée

1.7. Estimation de la quantité de CFRP consommé par le secteur éolien

Taux de croissance	11% (Witten et al., 2015)	16% (Planetoscope, 2017)	Moyenne	Ecart-type
CFRP	T	T	T	T
2014	9960	9960	9960	-
2015*	11056	11653	11354	211
2016*	12272	13634	12953	482
2017*	13622	15952	14787	824
2018*	15120	18664	16892	1253
2019*	16783	21837	19310	1787
2020*	18629	25549	22089	2446
2021*	20679	29892	187810	22654
2022*	22953	34974	225871	26528
2023*	25478	40920	273817	31061
2024*	28281	47876	334607	36367
2025*	31392	56015	412151	42576

Annexe 7: Estimation de la quantité de CFRP consommé par le secteur éolien dans le monde à partir de la consommation en CFRP de 2014 et des taux de croissance estimés:

1.8. Nombre de véhicules produits jusqu'en 2035, estimé suivant 3 scénarios

Scénario	1	2	3
Taux de croissance	3%	4%	5%
	En million	En million	En million
2015*	92,44	93,34	94,24
2016*	95,22	97,07	98,95
2017*	98,07	100,96	103,90
2018*	101,01	104,99	109,09
2019*	104,04	109,19	114,55
2020*	107,17	113,56	120,27
2021*	110,38	118,10	126,29
2022*	113,69	122,83	132,60
2023*	117,10	127,74	139,23
2024*	120,62	132,85	146,19
2025*	124,23	138,17	153,50
2026*	127,96	143,69	161,18
2027*	131,80	149,44	169,24
2028*	135,75	155,42	177,70
2029*	139,83	161,63	186,58
2030*	144,02	168,10	195,91
2031*	148,34	174,82	205,71
2032*	152,79	181,82	215,99
2033*	157,38	189,09	226,79
2034*	162,10	196,65	238,13
2035*	166,96	204,52	250,04

Annexe 8 : Nombre de véhicules produits jusqu'en 2035, estimé suivant 3 scénarios de croissance : bas, moyen et élevé

1.9. Proportion suivant le scénario de croissance 1 (3%) du nombre de véhicules

Scénario 1	Nombre de véhicules contenant des PRFC								
Zone géographique	Europe			Japon			Etats-Unis		
Augmentation de la proportion de véhicule contenant du PRFC	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%
2010	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
2011	7429	7429	7429	2978	2978	2978	3071	3071	3071
2012	7169	7169	7169	3590	3590	3590	3730	3730	3730
2013	16830	16830	16830	8216	8216	8216	9424	9424	9424
2014	36771	36771	36771	16853	16853	16853	16853	16853	16853
2015*	37874	38242	38610	17359	17528	17696	17359	17528	17696
2016*	39010	39772	40540	17880	18229	18581	17880	18229	18581
2017*	40181	41362	42567	18416	18958	19510	18416	18958	19510
2018*	41386	43017	44695	18969	19716	20485	18969	19716	20485
2019*	42628	44738	46930	19538	20505	21510	19538	20505	21510
2020*	43907	46527	49277	20124	21325	22585	20124	21325	22585
2021*	45224	48388	51741	20728	22178	23714	20728	22178	23714
2022*	46580	50324	54328	21349	23065	24900	21349	23065	24900
2023*	47978	52337	57044	21990	23988	26145	21990	23988	26145
2024*	49417	54430	59896	22650	24947	27452	22650	24947	27452
2025*	50900	56607	62891	23329	25945	28825	23329	25945	28825
2026*	52427	58872	66036	24029	26983	30266	24029	26983	30266
2027*	54000	61226	69337	24750	28062	31780	24750	28062	31780
2028*	55619	63676	72804	25492	29185	33369	25492	29185	33369
2029*	57288	66223	76444	26257	30352	35037	26257	30352	35037
2030*	59007	68871	80267	27045	31566	36789	27045	31566	36789
2031*	60777	71626	84280	27856	32829	38628	27856	32829	38628
2032*	62600	74491	88494	28692	34142	40560	28692	34142	40560
2033*	64478	77471	92919	29553	35508	42588	29553	35508	42588
2034*	66413	80570	97565	30439	36928	44717	30439	36928	44717
2035*	68405	83793	102443	31352	38405	46953	31352	38405	46953

Annexe 9 : Proportion suivant le scénario de croissance 1 (3%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différents scénarios et zones géographiques

1.10. Proportion suivant le scénario de croissance 2 (4%) du nombre de véhicules

Scénario 2 Zone géographique	Nombre de véhicules contenant des PRFC								
	Europe			Japon			Etats-Unis		
Augmentation de la proportion de véhicule contenant du PRFC	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%
2010	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
2011	7429	7429	7429	2978	2978	2978	3071	3071	3071
2012	7169	7169	7169	3590	3590	3590	3730	3730	3730
2013	16830	16830	16830	8216	8216	8216	9424	9424	9424
2014	36771	36771	36771	16853	16853	16853	16853	16853	16853
2015*	45109	45547	45985	20675	20876	21076	20675	20876	21076
2016*	53914	54966	56028	24710	25193	25679	24710	25193	25679
2017*	63206	65065	66960	28970	29822	30690	28970	29822	30690
2018*	73008	75885	78846	33462	34781	36138	33462	34781	36138
2019*	83341	87466	91753	38198	40089	42053	38198	40089	42053
2020*	94228	99852	105753	43188	45766	48470	43188	45766	48470
2021*	105693	113089	120924	48443	51833	55424	48443	51833	55424
2022*	117762	127225	137348	53974	58312	62951	53974	58312	62951
2023*	130459	142312	155112	59794	65226	71093	59794	65226	71093
2024*	143813	158401	174308	65914	72601	79891	65914	72601	79891
2025*	157850	175550	195037	72348	80461	89392	72348	80461	89392
2026*	172600	193818	217403	79108	88833	99643	79108	88833	99643
2027*	188093	213266	241518	86209	97747	110696	86209	97747	110696
2028*	204360	233960	267500	93665	107231	122604	93665	107231	122604
2029*	221433	255968	295478	101490	117318	135427	101490	117318	135427
2030*	239348	279362	325584	109701	128041	149226	109701	128041	149226
2031*	258138	304218	357962	118313	139433	164066	118313	139433	164066
2032*	277840	330616	392764	127343	151532	180017	127343	151532	180017
2033*	298491	358639	430151	136808	164376	197153	136808	164376	197153
2034*	320132	388375	470295	146727	178005	215552	146727	178005	215552
2035*	342802	419916	513378	157118	192461	235298	157118	192461	235298

Annexe 10 : Proportion suivant le scénario de croissance 2 (4%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différents scénarios et zones géographiques

1.11. Proportion suivant le scénario de croissance 3 (5%) du nombre de véhicules

Scénario 3	Nombre de véhicules contenant des PRFC								
	Europe			Japon			Etats-Unis		
Zone géographique									
Augmentation de la proportion de véhicule contenant du PRFC	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%	0%	0,015%	0,030%
2010	5393	5393	5393	2611	2611	2611	2105	2105	2105
2011	7429	7429	7429	2978	2978	2978	3071	3071	3071
2012	7169	7169	7169	3590	3590	3590	3730	3730	3730
2013	16830	16830	16830	8216	8216	8216	9424	9424	9424
2014	36771	36771	36771	16853	16853	16853	16853	16853	16853
2015*	52343	52852	53360	23991	24224	24457	23991	24224	24457
2016*	68817	70160	71516	31541	32157	32778	31541	32157	32778
2017*	86232	88768	91353	39523	40685	41870	39523	40685	41870
2018*	104630	108753	112996	47955	49845	51790	47955	49845	51790
2019*	124054	130194	136575	56858	59672	62597	56858	59672	62597
2020*	144550	153177	162229	66252	70206	74355	66252	70206	74355
2021*	166163	177790	190107	76158	81487	87133	76158	81487	87133
2022*	188943	204127	220368	86599	93558	101002	86599	93558	101002
2023*	212941	232287	253179	97598	106465	116040	97598	106465	116040
2024*	238208	262372	288720	109179	120254	132330	109179	120254	132330
2025*	264800	294493	327183	121367	134976	149959	121367	134976	149959
2026*	292773	328764	368770	134188	150683	169020	134188	150683	169020
2027*	322186	365305	413698	147668	167432	189611	147668	167432	189611
2028*	353100	404244	462196	161837	185278	211840	161837	185278	211840
2029*	385579	445713	514511	176724	204285	235817	176724	204285	235817
2030*	419689	489853	570901	192357	224516	261663	192357	224516	261663
2031*	455498	536810	631644	208770	246038	289503	208770	246038	289503
2032*	493079	586741	697034	225995	268923	319474	225995	268923	319474
2033*	532504	639807	767384	244064	293245	351717	244064	293245	351717
2034*	573851	696180	843026	263015	319083	386387	263015	319083	386387
2035*	617200	756039	924314	282883	346518	423644	282883	346518	423644

Annexe 11 : Proportion suivant le scénario de croissance 3 (5%) du nombre de véhicules contenant des PRFC selon différent scénarios et zones géographique

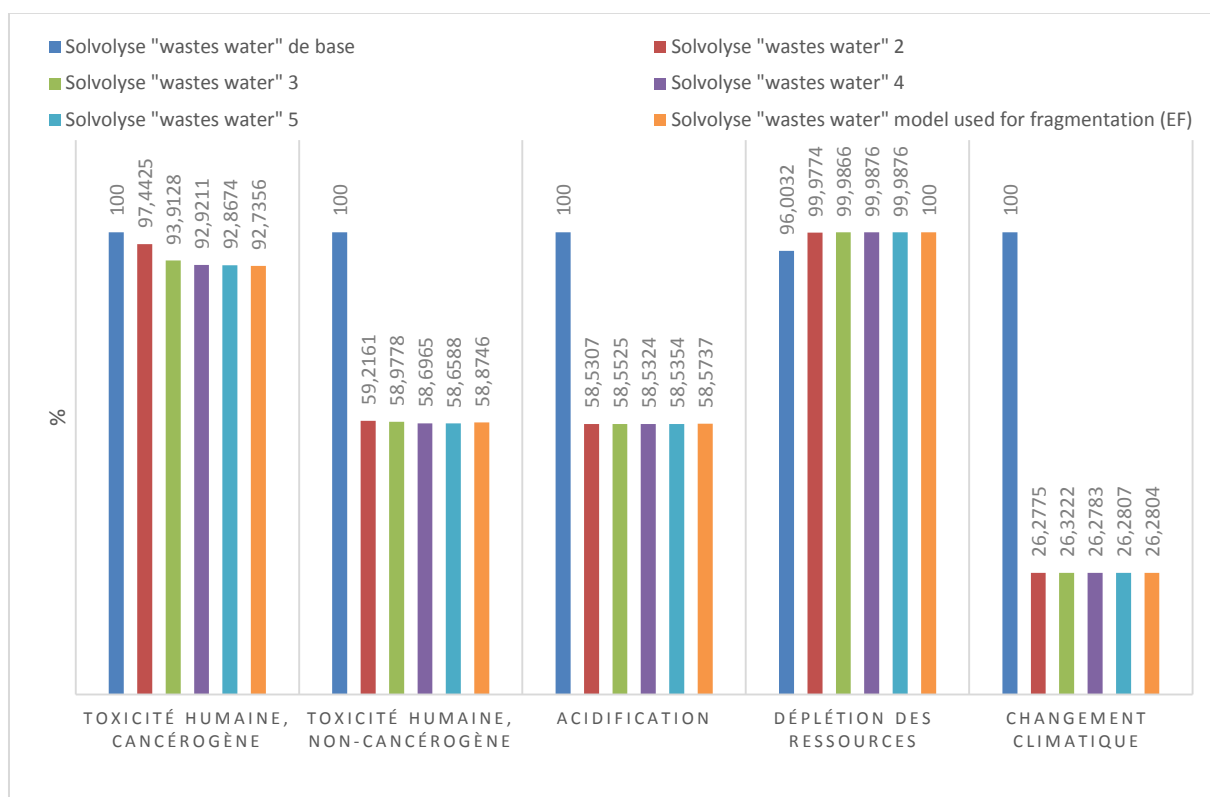
1.12. Quantité cumulée de déchets PRFC générée dans le secteur automobile

Quantité cumulée de déchets PRFC générée									
Année	2015	2020	2025	2030	2035	2040	2045	2050	
Europe	2052± 109	8658 ± 2627	22179 ± 9504	66765 ± 23995	179722 ± 77025	369194± 188331	657592± 377331	1081742± 676732	
France	207± 11	881 ± 268	2273 ± 970	6782 ± 2450	18313 ± 7864	37656 ± 19227	67098 ± 38522	110398 ± 69089	
Allemagne	600 ± 32	2532 ± 769	6494 ± 2781	19526 ± 7020	52570 ± 22534	107998 ± 55097	192366± 110389	316446 ± 197979	
Italie	75 ± 4	319 ± 97	825 ± 351	2456 ± 886	6629 ± 2845	13627 ± 6957	24280 ± 13938	39947 ± 24998	
Espagne	228 ±12	962 ± 292	2476 ± 1057	7417 ± 2668	19976 ± 8565	41043 ± 20941	73109 ± 41956	120269 ± 75247	
UK	156 ± 8	654 ± 198	1668 ± 717	5051 ± 1810	13572 ± 5811	27865 ± 14207	49620 ± 28465	81615 ± 51051	
Autres	787 ± 42	3309 ± 1003	8443 ± 3629	25533 ± 9161	68662 ± 29406	141005 ± 71901	251119 ± 144060	413066 ± 258368	
Amérique du nord (USA)	966± 50	3993 ± 1204	10112 ± 4356	30935 ± 10998	82707 ± 35303	169548 ± 86319	301731 ± 172943	496133 ± 310169	
Asie (Japon)	950± 50	3977± 1204	10204 ± 4356	30720 ± 10998	82492 ± 35303	169333 ± 86319	301516 ± 172943	495917 ± 310169	
Autres	0	0	0	0	0	0	0	0	
Mondial	3968± 209	16628 ± 5035	42496 ± 18217	128420 ± 45991	344920 ± 147631	708075 ± 360968	1260838 ± 723217	2073792 ± 1297070	

Annexe 12 : Quantité cumulée de déchets PRFC générée par période de temps et zone géographique dans le secteur automobile

Analyse de cycle de vie

2.1 ACV de la solvolysse en eau supercritique : différente gestion des eaux usées



Annexe 13: ACV de la solvolysse en eau supercritique considérant différent scénarios de gestion des eaux usées

2.2 Inventaire de cycle de vie pour l'incinération d'un kilogramme de PRFC

Produit de l'inventaire pour l'incinération d'un Kg de PRFC	Quantité	Unité
Electricity, medium voltage {FR} market for Alloc Def, U	0,0025	MJ
Municipal waste incineration facility {CH} construction Alloc Def, U	2,5E-10	p
Process-specific burdens, municipal waste incineration {CH} processing Alloc Def, U	1	kg
Slag landfill {CH} construction Alloc Def, U	1,58664E-11	p
Process-specific burdens, slag landfill {CH} processing Alloc Def, U	0,008924866	kg
Residual material landfill {CH} construction Alloc Def, U	6,05153E-12	p
Process-specific burdens, residual material landfill {CH} processing Alloc Def, U	0,002904735	kg
Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER} chlor-alkali electrolysis, membrane cell Alloc Def, U	0,000156063	kg
Quicklime, milled, packed {CH} production Alloc Def, U	2,76532E-05	kg
Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for Alloc Def, U	2,59755E-07	kg
Chemical, inorganic {GLO} production Alloc Def, U	4,32925E-07	kg
Cement, unspecified {CH} production Alloc Def, U	0,00116894	kg
Transport, freight train {Europe without Switzerland} market for Alloc Def, U	0,00741392	tkm
Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO4 {GLO} market for Alloc Def, U	0,001151703	tkm
Ammonia, liquid {RER} ammonia production, partial oxidation, liquid Alloc Def, U	0,0029261	kg
Heat, district or industrial, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at industrial furnace low-NOx >100kW Alloc Def, U	0,28536	MJ
Titanium dioxide {RER} market for Alloc Def, U	8,37592E-05	kg
Chromium oxide, flakes {RER} production Alloc Def, U	1,70937E-06	kg
Emissions to air		
Carbon monoxide, fossil	0,0002229	kg
Carbon dioxide, fossil	3,05299472	kg
Methane	6,38208E-06	kg
Nitrogen oxides	0,00184534	kg
Ammonia	4,59569E-05	kg
Dinitrogen monoxide	0,0000522	kg
Heat, waste	9,854539753	MJ
Emissions to water		
BOD5, Biological Oxygen Demand; river	3,15096E-05	kg
COD, Chemical Oxygen Demand; river	5,62765E-05	kg
TOC, Total Organic Carbon; river	2,30826E-05	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon; river	2,30826E-05	kg
Nitrate; river	0,000741888	kg
BOD5, Biological Oxygen Demand; groundwater, long-term	0,006796561	kg
COD, Chemical Oxygen Demand; groundwater, long-term	0,020778382	kg
TOC, Total Organic Carbon; groundwater, long-term	0,008222057	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon; groundwater, long-term	0,008222057	kg
Nitrate; groundwater, long-term	0,002083541	kg
Heat, waste; river	1,620955565	MJ

Annexe 14 Inventaire de cycle de vie pour le scénario d'incinération d'un kilogramme de PRFC

2.3 Inventaire de cycle de vie pour l'enfouissement d'un kilogramme de PRFC

Produit de l'inventaire pour l'enfouissement d'un Kg de PRFC	Quantité	Unité
Materials/fuels		
Transport, freight, lorry, unspecified {RER} size-specific lorry transport to generic market for lorry transport Alloc Def, U	7,75E-07	tkm
Electricity/heat		
Electricity, medium voltage {FR} market for Alloc Def, U	0,0025	MJ
Electricity, low voltage {FR} market for Alloc Def, U	0,00007	kWh
Heat, central or small-scale, other than natural gas {Europe without Switzerland} heat production, light fuel oil, at boiler 100kW condensing, non-modulating Alloc Def, U	3,4644E-05	MJ
Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat and power co-generation, natural gas, 160kW electrical, lambda=1 Alloc Def, U	0,00004675	MJ
Sewer grid, 5E9l/year, 110 km {CH} construction Alloc Def, U	5,4455E-10	km
Wastewater treatment facility, capacity 1.1E10l/year {CH} construction Alloc Def, U	1,4221E-11	p
Sanitary landfill facility {CH} construction Alloc Def, U	1,4221E-11	p
Emissions to air		
Heat, waste	0,000252	MJ
Emissions to water		
BOD5, Biological Oxygen Demand; river	0,05588841	kg
COD, Chemical Oxygen Demand; river	0,23608035	kg
TOC, Total Organic Carbon; river	0,21584489	kg
DOC, Dissolved Organic Carbon; river	0,21584489	kg
Ammonium, ion; groundwater, long-term	0,0236491	kg
Nitrogen, organic bound; groundwater, long-term	0,03865292	kg
Nitrite; groundwater, long-term	0,00128716	kg
Nitrate; groundwater, long-term	0,00248708	kg
Heat, waste; groundwater, long-term	12	MJ
Waste to treatment		
Waste plastic, mixture (waste treatment) {CH} treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration Alloc Def, U	0,00003875	kg
Waste packaging paper {CH} treatment of, municipal incineration Alloc Def, U	0,00003875	kg

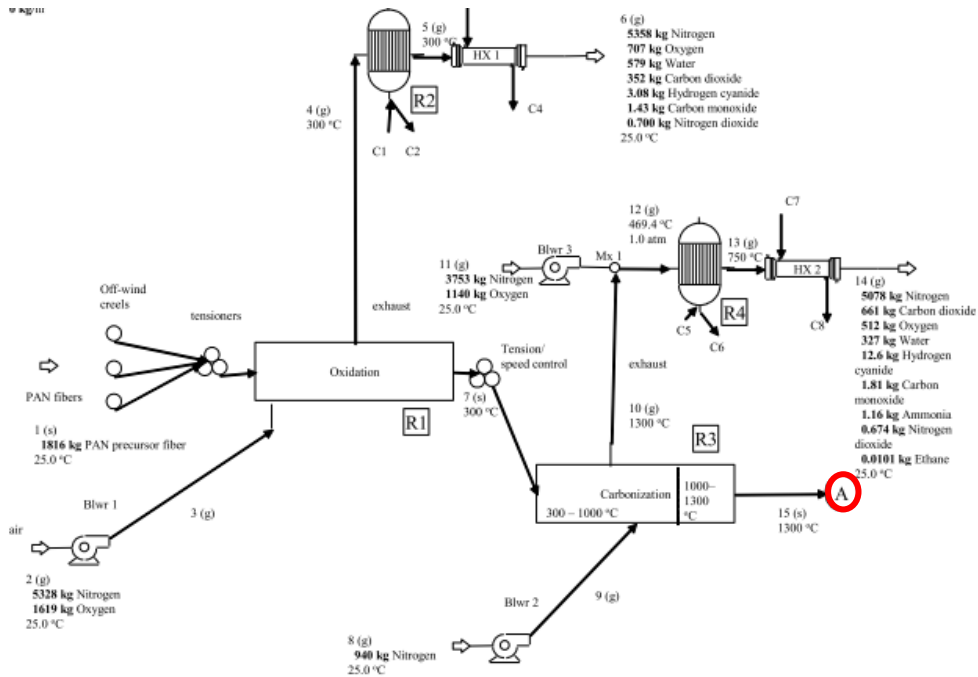
Annexe 15: Inventaire de cycle de vie pour le scénario d'enfouissement d'un kilogramme de PRFC

2.4 Inventaire de cycle de vie pour la pyrolyse d'un kilogramme de PRFC

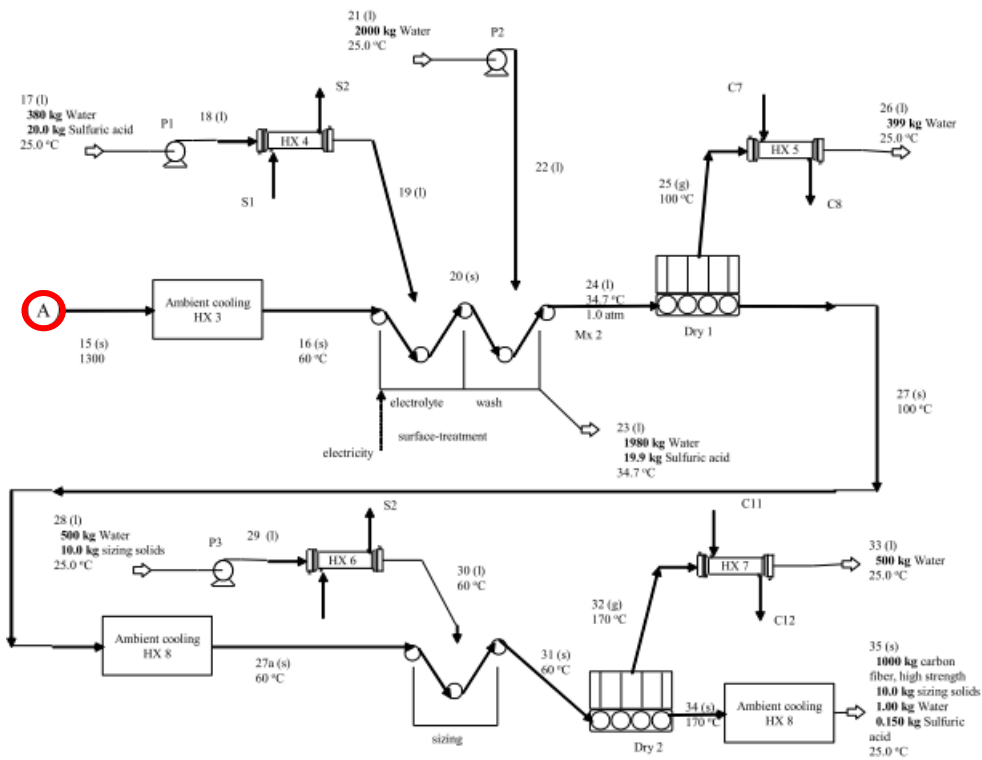
Produit de l'inventaire pour le procédé de pyrolyse d'un Kg de PRFC	Quantité	Unité
Materials/fuels		
Nitrogen, liquid {RER} market for Alloc Def, U	0,646	kg
Cement, unspecified {Europe without Switzerland} production Alloc Def, U	0,032	kg
Electricity/heat		
Electricity, medium voltage {FR} market for Alloc Def, U	30	MJ
Electricity, medium voltage {FR} market for Alloc Def, U	0,0025	MJ
Electricity, medium voltage {FR} market for Alloc Def, U	-3,48	MJ
Emissions to air		
Lead	6,48E-09	kg
Chromium	1,13E-12	kg
Nitrogen oxides	0,0000776	kg
Tin	1,3E-08	kg
Iron	4,64E-08	kg
Aluminium	1,17E-07	kg
Nickel	3,32E-13	kg
Cadmium	1,67E-09	kg
Hydrogen chloride	8,04E-08	kg
Zinc	3,41E-09	kg
Arsenic	7,24E-15	kg
Cobalt	3,74E-13	kg
Selenium	3,94E-15	kg
Beryllium	1,87E-10	kg
Ammonia	0,00000194	kg
Bromine	7,84E-08	kg
Titanium	3,73E-07	kg
Copper	8,76E-10	kg
Mercury	1,1E-14	kg
Manganese	1,62E-13	kg
Strontium	3,3E-09	kg
Sulfur dioxide	0,0000024	kg
Cyanide	0,0000022	kg
Thallium	1,49E-10	kg
Antimony	6,24E-14	kg
Hydrogen fluoride	2,89E-09	kg
Carbon dioxide, fossil	0,92	kg
Vanadium	1,08E-08	kg
Barium	6,96E-08	kg
Dinitrogen monoxide	0,0000103	kg
Carbon monoxide, fossil	0,0000892	kg
Methane, fossil	0,00000255	kg
Sodium	0,00000516	kg
Waste to treatment		
Waste cement, hydrated {GLO} market for Alloc Def, U	0,112	kg

Annexe 16: Inventaire de cycle de vie pour le scénario de pyrolyse d'un kilogramme de PRFC

2.5 Information d'ICV pour la production d'une tonne de fibres de carbone



Annexe 17: Première étape lié à la production d'une tonne de fibres de carbone



Annexe 18: Deuxième étape lié à la production d'une tonne de fibres de carbone

Comments	Streams	Temp [C]	P	Phase	Total Flow	Water	carbon fiber, high strength	Carbon dioxide	Carbon monoxide	Hydrogen	Hydrogen cyanide	Nitrogen	Oxygen	PAN precursor fiber	stabilized PAN fiber	Nitrogen dioxide	Ammonia	Ethane	Ethylene	Methane	Sulfuric acid	sizing solids	Steam	Water
Input	C1	20.0	1.00	I	1.17E+04																			1.17E+04
Cooling out	C2	50.0	1.00	I	1.17E+04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.17E+04
Input	C3	20.0	1.00	I	2.47E+04																			2.47E+04
Cooling out	C4	50.0	1.00	I	2.47E+04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.47E+04
Input	C5	20.0	1.00	I	1.73E+04																			2.12E+04
Cooling out	C6	50.0	1.00	I	1.73E+04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.12E+04
Input	C7	20.0	1.00	I	4.21E+04																			4.21E+04
Cooling out	C8	50.0	1.00	I	4.21E+04	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.21E+04
Input	C9	20.0	1.00	I	7438																			7438
Cooling out	C10	50.0	1.00	I	-7438	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-7438
Input	C11	20.0	1.00	I	9774																			9774
Cooling out	C12	50.0	1.00	I	-9774	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-9774
Input	S1	207	1.00	I	34.9																			34.9
Steam out	S2	207	1.00	I	-34.9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-34.9
Input	S3	207	1.00	I	678																			678
Steam out	S4	207	1.00	I	-678	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-678
Input	S5	207	1.00	I	45.3																			45.3
Steam out	S6	207	1.00	I	-45.3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-45.3
Input	S7	207	1.00	I	863																			863
Steam out	S8	207	1.00	I	-863	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-863

Annexe 19: Informations complémentaires aux diagrammes représentant la production d'une tonne de fibres de carbone

Analyse du cycle de vie sociale

3.1 Représentation de la matrice « A », dépenses en unité monétaire output total

A	BRANCHES		AZ	...	TZ
	PRODUITS				
	AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	AZ	0.21	...	0.00
	INDUSTRIES EXTRACTIVES	BZ	0.00	...	0.00
	FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	CA	0.11	...	0.00
	FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	CB	0.00	...	0.00
	TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	CC	0.01	...	0.00
	COKEFACTION ET RAFFINAGE	CD	0.05	...	0.00
	INDUSTRIE CHIMIQUE	CE	0.10	...	0.00
	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	CF	0.01	...	0.00
	FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	CG	0.01	...	0.00
	MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	CH	0.01	...	0.00
	FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	CI	0.00	...	0.00
	FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	CJ	0.00	...	0.00
	FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	CK	0.00	...	0.00
	FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	CL	0.00	...	0.00
	AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	CM	0.03	...	0.00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	DZ	0.01	...	0.00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	EZ	0.01	...	0.00
	CONSTRUCTION	FZ	0.00	...	0.00
	COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	GZ	0.00	...	0.00
	TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	HZ	0.00	...	0.00
	HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	IZ	0.00	...	0.00
	ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	JA	0.00	...	0.00
	TELECOMMUNICATIONS	JB	0.00	...	0.00
	ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	JC	0.00	...	0.00
	ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	KZ	0.03	...	0.00
	ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	LZ	0.00	...	0.00
	ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	MA	0.02	...	0.00
	RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	MB	0.00	...	0.00
	AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	MC	0.01	...	0.00
	ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	NZ	0.01	...	0.00
	ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	OZ	0.00	...	0.00
	ENSEIGNEMENT	PZ	0.00	...	0.00
	ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	QA	0.00	...	0.00
	HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	QB	0.00	...	0.00
	ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	RZ	0.00	...	0.00
	AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	SZ	0.00	...	0.00
	ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET S	TZ	0.00	...	0.00

Annexe 20 : Représentation de la matrice « A », dépenses en unité monétaire réalisé dans un secteur par output total du secteur correspondant

3.2 Représentation de la matrice « i » identité

	BRANCHES		AZ	...	TZ
	PRODUITS			...	
	AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	AZ	1	...	0
	INDUSTRIES EXTRACTIVES	BZ	0	...	0
	FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	CA	0	...	0
	FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	CB	0	...	0
	TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	CC	0	...	0
	COUPE ET RAFFINAGE	CD	0	...	0
	INDUSTRIE CHIMIQUE	CE	0	...	0
	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	CF	0	...	0
	FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	CG	0	...	0
	MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	CH	0	...	0
	FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	CI	0	...	0
	FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	CJ	0	...	0
	FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	CK	0	...	0
	FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	CL	0	...	0
	AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	CM	0	...	0
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	DZ	0	...	0
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	EZ	0	...	0
	CONSTRUCTION	FZ	0	...	0
	COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	GZ	0	...	0
	TRANSPORTS ET ENTRETIEN	HZ	0	...	0
	HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	IZ	0	...	0
	ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	JA	0	...	0
	TÉLÉCOMMUNICATIONS	JB	0	...	0
	ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	JC	0	...	0
	ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	KZ	0	...	0
	ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	LZ	0	...	0
	ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	MA	0	...	0
	RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	MB	0	...	0
	AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	MC	0	...	0
	ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	NZ	0	...	0
	ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	OZ	0	...	0
	ENSEIGNEMENT	PZ	0	...	0
	ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	QA	0	...	0
	HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	QB	0	...	0
	ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	RZ	0	...	0
	AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	SZ	0	...	0
	ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET S	TZ	0	...	1

Annexe 21 : Représentation de la matrice « i » identité

3.3 Représentation de la soustraction de la matrice « I » par la matrice « A »

	BRANCHES		AZ	...	TZ
	PRODUITS			...	
(I-A)	AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	AZ	0,79	...	0,00
	INDUSTRIES EXTRACTIVES	BZ	0,00	...	0,00
	FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	CA	-0,11	...	0,00
	FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	CB	0,00	...	0,00
	TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	CC	-0,01	...	0,00
	COKÉFACTION ET RAFFINAGE	CD	-0,05	...	0,00
	INDUSTRIE CHIMIQUE	CE	-0,10	...	0,00
	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	CF	-0,01	...	0,00
	FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	CG	-0,01	...	0,00
	MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	CH	-0,01	...	0,00
	FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	CI	0,00	...	0,00
	FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	CJ	0,00	...	0,00
	FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	CK	0,00	...	0,00
	FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	CL	0,00	...	0,00
	AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	CM	-0,03	...	0,00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	DZ	-0,01	...	0,00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	EZ	-0,01	...	0,00
	CONSTRUCTION	FZ	0,00	...	0,00
	COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	GZ	0,00	...	0,00
	TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	HZ	0,00	...	0,00
	HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	IZ	0,00	...	0,00
	ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	JA	0,00	...	0,00
	TÉLÉCOMMUNICATIONS	JB	0,00	...	0,00
	ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	JC	0,00	...	0,00
	ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	KZ	-0,03	...	0,00
	ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	LZ	0,00	...	0,00
	ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	MA	-0,02	...	0,00
RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	MB	0,00	...	0,00	
AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	MC	-0,01	...	0,00	
ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	NZ	-0,01	...	0,00	
ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	OZ	0,00	...	0,00	
ENSEIGNEMENT	PZ	0,00	...	0,00	
ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	QA	0,00	...	0,00	
HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	QB	0,00	...	0,00	
ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	RZ	0,00	...	0,00	
AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	SZ	0,00	...	0,00	
ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET S	TZ	0,00	...	1,00	

Annexe 22 : Représentation de la soustraction de la matrice « I » par la matrice « A »

3.4 Représentation de la matrice inverse qui montre les effets monétaires totaux

	BRANCHES		AZ	...	TZ
	PRODUITS				
	AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	AZ	1,33	...	0,00
	INDUSTRIES EXTRACTIVES	BZ	0,11	...	0,00
	FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	CA	0,21	...	0,00
	FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	CB	0,01	...	0,00
	TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	CC	0,04	...	0,00
	COKÉFACTION ET RAFFINAGE	CD	0,12	...	0,00
	INDUSTRIE CHIMIQUE	CE	0,22	...	0,00
	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	CF	0,02	...	0,00
	FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	CG	0,06	...	0,00
	MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	CH	0,07	...	0,00
	FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	CI	0,01	...	0,00
	FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	CJ	0,01	...	0,00
	FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	CK	0,04	...	0,00
	FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	CL	0,01	...	0,00
	AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	CM	0,06	...	0,00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	DZ	0,08	...	0,00
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	EZ	0,03	...	0,00
	CONSTRUCTION	FZ	0,02	...	0,00
	COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	GZ	0,02	...	0,00
	TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	HZ	0,03	...	0,00
	HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	IZ	0,01	...	0,00
	ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	JA	0,01	...	0,00
	TÉLÉCOMMUNICATIONS	JB	0,01	...	0,00
	ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	JC	0,01	...	0,00
	ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	KZ	0,10	...	0,00
	ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	LZ	0,02	...	0,00
	ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	MA	0,10	...	0,00
	RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	MB	0,00	...	0,00
	AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	MC	0,02	...	0,00
	ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	NZ	0,08	...	0,00
	ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	OZ	0,00	...	0,00
	ENSEIGNEMENT	PZ	0,01	...	0,00
	ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	QA	0,00	...	0,00
	HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	QB	0,00	...	0,00
	ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	RZ	0,00	...	0,00
	AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	SZ	0,01	...	1,00

$$F = (I-A)^{-1}$$

(Direct and indirect Effects)

Annexe 23 : Représentation du modèle développé par Leontief de la matrice inverse qui montre les effets monétaires totaux (directs et indirects)

3.5 Représentation des différents tableaux extraits des TES

	BRANCHES		AZ	...	TZ	
	PRODUITS					
TABLEAU DES ENTREES INTERMEDIAIRES	AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	AZ	1773,06	...	0,00	
	INDUSTRIES EXTRACTIVES	BZ	216,16	...	0,00	
	FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	CA	947,13	...	0,00	
	FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	CB	210,36	...	0,00	
	TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	CC	973,28	...	0,00	
	COKEFACTION ET RAFFINAGE	CD	4038,14	...	0,00	
	INDUSTRIE CHIMIQUE	CE	8864,36	...	0,00	
	INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	CF	1171,16	...	0,00	
	FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	CG	878,24	...	0,00	
	MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	CH	679,47	...	0,00	
	FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	CI	0,00	...	0,00	
	FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	CJ	53,71	...	0,00	
	FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	CK	400,27	...	0,00	
	FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	CL	24178	...	0,00	
	AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES : RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	CM	290117	...	0,00	
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	DZ	1214,40	...	0,00	
	PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU : ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	EZ	487,74	...	0,00	
	CONSTRUCTION	FZ	399,19	...	0,00	
	COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	GZ	299,38	...	0,00	
	TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	HZ	83,83	...	0,00	
	HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	IZ	40,85	...	0,00	
	ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	JA	188,21	...	0,00	
	TÉLÉCOMMUNICATIONS	JB	41,20	...	0,00	
	ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	JC	0,93	...	0,00	
	ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	KZ	2422,83	...	0,00	
	ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	LZ	16,71	...	0,00	
	ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	MA	1338,50	...	0,00	
	RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	MB	0,00	...	0,00	
	AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	MC	444,97	...	0,00	
	ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	NZ	635,82	...	0,00	
	ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉPENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	OZ	0,00	...	0,00	
	ENSEIGNEMENT	PZ	15185	...	0,00	
	ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	QA	0,00	...	0,00	
	HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	QB	0,00	...	0,00	
	ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	RZ	0,00	...	0,00	
	AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	SZ	80,14	...	0,00	
	ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET SERVICES	TZ	0,00	...	0,00	
	TOTAL CONSOMMATION INTERMÉDIAIRE	TOTAL	55466,82	...	0,00	
	COMPTE D'EXPLOITATION PAR BRANCHE	REMUNÉRATION DES SALAIRES	D1	10027,00	...	5047,00
		EBE ET REVENU MIXTE BRUT (%)	B2g & B3g	28894,19	...	0,00
		AUTRES IMPÔTS SUR LA PRODUCTION	D29	1683,00	...	6,00
		AUTRES SUBV. SUR LA PRODUCTION	D39	-8107,00	...	-843,00
		VALEUR AJOUTÉE BRUTE	B1g	30387,19	...	3710,00
	COMPTE DE PRODUCTION PAR BRANCHE	PRODUCTION DES BRANCHES	P1	85854,00	...	3710,00

Annexe 24: Représentation du tableau des entrées intermédiaires avec le tableau du compte d'exploitation par branche et celui du compte de production par branche

3.6 Représentation des « Social coefficients »

Social Coefficient (S):	Branche	AZ	...	TZ
	Volume d'heures annuelles par branche (millions d'heures par an - 2013)	1546,875602	...	352,9658513
	Effets directs par unité monétaire	0,018017513		0,095139043

Annexe 25: « social coefficients » correspondants aux volumes totaux d'heures travaillées par branche et calculés à partir du TES en annexe 3.5

3.7 Représentation des heures de travail totales directes et indirecte obtenus

Satellite Accounts Q = S*F (Direct and indirect effects)	Branche	AZ	...	TZ
	Heures annuelles par branche (millions d'heures par an - 2013)	0,033654919	...	0,095139043
Satellite Accounts (Direct effects)	Branche	AZ	...	TZ
	Heures annuelles par branche (millions d'heures par an - 2013)	0,018017513	...	0,095139043
Satellite Accounts (indirect effects)	Branche	AZ	...	TZ
	Heures annuelles par branche (millions d'heures par an - 2013)	0,015637405	...	0

Annexe 26: Représentation des heures de travail totales directes et indirecte obtenus

3.8 Représentation des heures de travail généré par euro dépensé

AGRICULTURE, SYLVICULTURE ET PÊCHE	0,033654919
INDUSTRIES EXTRACTIVES	0,016422173
FABRICATION DE DENRÉES ALIMENTAIRES, DE BOISSONS ET DE PRODUITS À BASE DE TABAC	0,025277931
FABRICATION DE TEXTILES, INDUSTRIES DE L'HABILLEMENT, INDUSTRIE DU CUIR ET DE LA CHAUSSURE	0,02647653
TRAVAIL DU BOIS, INDUSTRIES DU PAPIER ET IMPRIMERIE	0,023537047
COKÉFACTION ET RAFFINAGE	0,016948904
INDUSTRIE CHIMIQUE	0,016460293
INDUSTRIE PHARMACEUTIQUE	0,011463246
FABRICATION DE PRODUITS EN CAOUTCHOUC, EN PLASTIQUE ET D'AUTRES PRODUITS MINÉRAUX NON MÉTALLIQUES	0,019779404
MÉTALLURGIE ET FABRICATION DE PRODUITS MÉTALLIQUES, HORS MACHINES ET ÉQUIPEMENTS	0,021937534
FABRICATION DE PRODUITS INFORMATIQUES, ÉLECTRONIQUES ET OPTIQUES	0,015761728
FABRICATION D'ÉQUIPEMENTS ÉLECTRIQUES	0,019576351
FABRICATION DE MACHINES ET ÉQUIPEMENTS N.C.A.	0,020386399
FABRICATION DE MATÉRIELS DE TRANSPORT	0,018095065
AUTRES INDUSTRIES MANUFACTURIÈRES ; RÉPARATION ET INSTALLATION DE MACHINES ET D'ÉQUIPEMENTS	0,020896602
PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'ÉLECTRICITÉ, DE GAZ, DE VAPEUR ET D'AIR CONDITIONNÉ	0,012303366
PRODUCTION ET DISTRIBUTION D'EAU ; ASSAINISSEMENT, GESTION DES DÉCHETS ET DÉPOLLUTION	0,019332068
CONSTRUCTION	0,023947339
COMMERCE ; RÉPARATION D'AUTOMOBILES ET DE MOTOCYCLES	0,023532823
TRANSPORTS ET ENTREPOSAGE	0,021489224
HÉBERGEMENT ET RESTAURATION	0,029124936
ÉDITION, AUDIOVISUEL ET DIFFUSION	0,017080985
TÉLÉCOMMUNICATIONS	0,01304989
ACTIVITÉS INFORMATIQUES ET SERVICES D'INFORMATION	0,017271831
ACTIVITÉS FINANCIÈRES ET D'ASSURANCE	0,015539985
ACTIVITÉS IMMOBILIÈRES	0,004756916
ACTIVITÉS JURIDIQUES, COMPTABLES, DE GESTION, D'ARCHITECTURE, D'INGÉNIERIE, DE CONTRÔLE ET D'ANALYSES TECHNIQUES	0,019205239
RECHERCHE-DÉVELOPPEMENT SCIENTIFIQUE	0,020231089
AUTRES ACTIVITÉS SPÉCIALISÉES, SCIENTIFIQUES ET TECHNIQUES	0,024493909
ACTIVITÉS DE SERVICES ADMINISTRATIFS ET DE SOUTIEN	0,024893021
ADMINISTRATION PUBLIQUE ET DÉFENSE - SÉCURITÉ SOCIALE OBLIGATOIRE	0,021615739
ENSEIGNEMENT	0,019477668
ACTIVITÉS POUR LA SANTÉ HUMAINE	0,022948645
HÉBERGEMENT MÉDICO-SOCIAL ET SOCIAL ET ACTION SOCIALE SANS HÉBERGEMENT	0,038232404
ARTS, SPECTACLES ET ACTIVITÉS RÉCRÉATIVES	0,025510502
AUTRES ACTIVITÉS DE SERVICES	0,031064014
ACTIVITÉS DES MÉNAGES EN TANT QU'EMPLOYEURS ; ACTIVITÉS INDIFFÉRENCIÉES DES MÉNAGES EN TANT QUE PRODUCTEURS DE BIENS ET SERVICES POUR USAGE PROPRE	0,095139043

Annexe 27 : Représentation de l'effet total (direct et indirect) traduit en heure de travail généré par euro dépensé



		Potentiel de création d'emplois par procédé de recyclage pour le secteur éolien											
		Pyrolyse				Solvolyse en eau supercritique				Fragmentation électrique			
		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB	
Périodes	Etapas	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global
2016-2020	Transport PRFC	3,05		2,09		3,05		2,09		3,05		2,09	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	7,43	20,94	7,46	15,26	6,04	7,59	5,44	6,37	0,86	11,63	0,68	7,55
	Procédé, Azote	10,46		5,71		/		/		0,13		0,07	
	Procédé, Eau	/		/		1,84		1,84		7,59		4,70	
2021-2025	Transport PRFC	6,14		5,12		6,14		5,12		6,14		5,12	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	14,97	42,17	15,01	32,98	12,16	15,28	10,96	13,73	1,81	25,04	1,63	16,36
	Procédé, Azote	21,06		12,84		/		/		0,27		0,15	
	Procédé, Eau	/		/		3,70		3,70		16,83		9,46	
2026-2030	Transport PRFC	7,72		6,44		7,72		6,44		7,72		6,44	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	18,84	53,07	18,89	41,50	15,30	19,23	13,79	17,28	2,27	31,51	2,05	20,59
	Procédé, Azote	26,50		16,16		/		/		0,34		0,18	
	Procédé, Eau	/		/		4,65		4,65		21,18		11,91	
2031-2035	Transport PRFC	8,59		7,17		8,59		7,17		8,59		7,17	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	20,96	59,04	21,02	46,17	17,02	21,40	15,34	19,22	2,53	35,06	2,28	22,90
	Procédé, Azote	29,49		17,98		/		/		0,37		0,21	
	Procédé, Eau	/		/		5,18		5,18		23,56		13,25	
2036-2040	Transport PRFC	11,30		8,72		11,30		8,72		11,30		8,72	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	27,55	77,62	27,63	60,00	22,38	27,64	20,17	24,56	3,33	46,09	3,00	29,40
	Procédé, Azote	38,77		23,64		/		/		0,49		0,27	
	Procédé, Eau	/		/		6,32		6,81		30,97		17,41	
2041-2045	Transport PRFC	15,54		12,96		15,54		12,96		15,54		12,96	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	37,90	106,76	38,01	83,50	30,78	38,69	27,74	34,76	4,58	63,40	4,12	41,42
	Procédé, Azote	53,32		32,52		/		/		0,68		0,37	
	Procédé, Eau	/		/		9,36		9,36		42,60		23,95	
2046-2050	Transport PRFC	23,46		19,57		23,46		19,57		23,46		19,57	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	57,22	161,19	57,39	126,06	46,47	58,42	41,89	52,48	6,91	95,72	6,23	62,53
	Procédé, Azote	80,51		49,09		/		/		1,02		0,56	
	Procédé, Eau	/		/		14,14		14,14		64,32		36,17	

Annexe 28 : Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur éolien en fonction des différents procédés de recyclage en France

3.9 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur éolien



		Potentiel de création d'emplois par procédé de recyclage pour le secteur aéronautique											
		Pyrolyse				Solvolysé en eau supercritique				Fragmentation électrique			
		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB	
Périodes	Etapas	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global
2016-2020	Transport PRFC	6,64		4,48		6,64		4,48		6,64		4,48	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	16,20	45,64	16,25	31,18	13,16	16,54	11,86	12,05	1,88	25,55	1,64	16,53
	Procédé, Azote	22,79		10,44		/		/		0,29		0,16	
	Procédé, Eau	/		/		4,00		2,25		16,73		10,24	
2021-2025	Transport PRFC	9,47		7,90		9,47		7,90		9,47		7,90	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	23,09	65,04	23,16	50,87	18,75	23,57	16,90	18,68	2,79	38,63	2,51	25,23
	Procédé, Azote	32,49		19,81		/		/		0,41		0,23	
	Procédé, Eau	/		/		5,70		3,21		25,95		14,59	
2026-2030	Transport PRFC	10,15		8,47		10,15		8,47		10,15		8,47	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	24,75	69,72	24,82	54,52	20,10	25,27	18,12	20,02	2,99	41,40	2,69	27,05
	Procédé, Azote	34,82		21,23		/		/		0,44		0,24	
	Procédé, Eau	/		/		6,11		3,44		27,82		15,64	
2031-2035	Transport PRFC	11,44		9,54		11,44		9,54		11,44		9,54	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	27,89	78,58	27,98	61,45	22,65	28,48	20,42	22,56	3,37	46,66	3,04	30,48
	Procédé, Azote	39,25		23,93		/		/		0,50		0,27	
	Procédé, Eau	/		/		6,89		3,87		31,35		17,63	
2036-2040	Transport PRFC	10,42		8,45		10,42		8,45		10,42		8,45	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	25,40	71,57	25,48	55,73	20,63	25,55	18,60	20,31	2,48	36,37	2,24	26,94
	Procédé, Azote	35,75		21,80		/		/		0,37		0,20	
	Procédé, Eau	/		/		5,89		3,53		23,10		16,06	
2041-2045	Transport PRFC	14,22		11,86		14,22		11,86		14,22		11,86	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	34,68	97,69	34,78	76,40	28,16	35,40	25,39	28,05	4,19	58,01	3,77	37,90
	Procédé, Azote	48,79		29,75		/		/		0,62		0,34	
	Procédé, Eau	/		/		8,57		4,82		38,98		21,92	
2046-2050	Transport PRFC	13,81		11,52		13,81		11,52		13,81		11,52	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	33,67	94,86	33,77	74,19	27,35	34,38	24,65	27,24	4,07	56,33	3,66	36,80
	Procédé, Azote	47,38		28,89		/		/		0,60		0,33	
	Procédé, Eau	/		/		8,32		4,68		37,85		21,28	

Annexe 29: Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur aéronautique en fonction des différents procédés de recyclage en France

3.10 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur aéronautique

3.11 Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur automobile



		Potentiel de création d'emplois par procédé de recyclage pour le secteur automobile											
		Pyrolyse				Solvolyse en eau supercritique				Fragmentation électrique			
		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB		INSEE		SHDB	
Périodes	Etapes	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global	Emplois par étapes	Emplois global
2016-2020	Transport PRFC	1,70		1,17		1,70		1,17		1,70		1,17	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	4,15	11,71	4,17	8,39	3,37	4,24	3,04	3,11	0,48	6,49	0,39	4,23
	Procédé, Azote	5,85		3,04		/		/		0,07		0,04	
	Procédé, Eau	/		/		1,03		0,58		4,23		2,63	
2021-2025	Transport PRFC	3,51		2,93		3,51		2,93		3,51		2,93	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	8,56	24,13	8,59	18,87	6,96	8,74	6,27	6,93	1,03	14,33	0,93	9,36
	Procédé, Azote	12,05		7,35		/		/		0,15		0,08	
	Procédé, Eau	/		/		2,12		1,19		9,63		5,41	
2026-2030	Transport PRFC	11,37		9,48		11,37		9,48		11,37		9,48	
	Réduction taille, Electricité France	0,00		0,00		0,00		0,00		0,00		0,00	
	Procédé, Electricité France	27,72	78,09	27,80	61,07	22,51	28,30	20,29	22,42	3,35	46,37	3,02	30,29
	Procédé, Azote	39,00		23,78		/		/		0,50		0,27	
	Procédé, Eau	/		/		6,85		3,85		31,16		17,52	
2031-2035	Transport PRFC	29,06		24,24		29,06		24,24		29,06		24,24	
	Réduction taille, Electricité France	0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01	
	Procédé, Electricité France	70,85	199,61	71,07	156,11	57,54	72,34	51,87	57,32	8,55	118,53	7,71	77,44
	Procédé, Azote	99,70		60,79		/		/		1,27		0,69	
	Procédé, Eau	/		/		17,51		9,84		79,65		44,79	
2036-2040	Transport PRFC	48,69		37,21		48,69		37,21		48,69		37,21	
	Réduction taille, Electricité France	0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01	
	Procédé, Electricité France	118,72	334,46	119,08	258,17	96,42	119,08	86,91	92,64	14,33	198,61	12,92	126,35
	Procédé, Azote	167,05		101,87		/		/		2,12		1,16	
	Procédé, Eau	/		/		27,20		16,49		133,46		75,04	
2041-2045	Transport PRFC	73,94		61,68		73,94		61,68		73,94		61,68	
	Réduction taille, Electricité France	0,02		0,02		0,02		0,02		0,02		0,02	
	Procédé, Electricité France	180,29	507,92	180,84	397,23	146,43	184,08	131,99	145,86	21,77	301,62	19,62	197,04
	Procédé, Azote	253,68		154,70		/		/		3,22		1,77	
	Procédé, Eau	/		/		44,54		25,05		202,68		113,96	
2046-2050	Transport PRFC	108,28		90,33		108,28		90,33		108,28		90,33	
	Réduction taille, Electricité France	0,02		0,02		0,02		0,02		0,02		0,02	
	Procédé, Electricité France	264,03	743,85	264,84	581,74	214,44	269,58	193,29	213,61	31,88	441,72	28,73	288,57
	Procédé, Azote	371,52		226,55		/		/		4,72		2,59	
	Procédé, Eau	/		/		65,24		36,68		296,82		166,90	

Annexe 30 : Détail par secteur impliqué dans le recyclage des PRFC issus du secteur automobile en fonction des différents procédés de recyclage en France

Criticité des matières premières

4.1 Résultat globaux pour le calcul des facteurs de risque géopolitique

Country	AN	Propene	CrudeOils	AN-Propene	Propene-CrudeOil	AN-Propene-CrudeOil
ABW		0,028			0,035	
AFG						
AGO			0,000			
ANT						
ARE		0,000	0,000		0,000	
ARG	0,073	0,038	0,000	0,039	0,015	0,015
AUS	0,066	0,000	0,018	0,050	0,018	0,032
AUT	0,040	0,032	0,044	0,009	0,036	0,035
AZE			0,000			
BDI			0,026			
BEL	0,045	0,033	0,021	0,014	0,031	0,033
BFA			0,024			
BGR	0,066	0,039	0,041	0,043	0,037	0,030
BHS		0,038	0,024		0,015	
BIH			0,041			
BLR	0,000	0,062	0,041	0,062	0,003	0,003
BLZ			0,022			
BMU	0,050	0,038		0,001	0,015	0,015
BOL		0,038	0,035		0,015	
BRA	0,003	0,039	0,007	0,036	0,015	0,015
BRB		0,038	0,030		0,015	
BRN	0,031		0,000	0,001		0,028
BWA		0,051	0,028		0,041	
CAN	0,050	0,038	0,005	0,001	0,015	0,015
CHE	0,037	0,038	0,048	0,016	0,036	0,033
CHL	0,066	0,038	0,033	0,050	0,015	0,031
CHN	0,041	0,006	0,022	0,011	0,024	0,027
CIV			0,057			
COG			0,000			
COL	0,045	0,052	0,000	0,026	0,009	0,033
CRI		0,065	0,026		0,000	
CZE	0,042	0,032	0,040	0,005	0,036	0,035
DEU	0,008	0,005	0,036	0,006	0,035	0,034
DNK	0,053	0,031	0,009	0,038	0,036	0,036
DOM	0,044	0,038	0,042	0,008	0,015	0,024
DZA	0,055		0,000	0,042		0,036
ECU	0,092	0,051	0,000	0,034	0,019	0,014
EGY	0,058	0,042	0,002	0,012	0,035	0,030
ESP	0,060	0,043	0,043	0,034	0,030	0,027
EST			0,040			
ETH	0,055	0,050	0,032	0,042	0,031	0,036
FIN	0,040	0,030	0,039	0,020	0,027	0,034
FJI			0,020			
FRA	0,040	0,042	0,039	0,012	0,036	0,032
FSM	0,050		0,022	0,001		0,015
GAB			0,000			
GBR	0,003	0,040	0,017	0,038	0,037	0,035
GEO			0,017			

GHA	0,053		0,057	0,040		0,037
GMB			0,022			
GNQ			0,000			
GRC	0,052	0,046	0,046	0,047	0,038	0,040
GTM		0,038	0,027		0,015	
GUF						
GUM						
GUY		0,038	0,024		0,015	
HKG		0,033			0,024	
HRV	0,045	0,031	0,037	0,032	0,036	0,037
HUN	0,057	0,032	0,042	0,008	0,037	0,019
IDN	0,083	0,010	0,011	0,001	0,010	0,026
IND	0,058	0,000	0,033	0,021	0,033	0,019
IRL	0,053	0,040	0,029	0,040	0,017	0,037
IRN		0,000	0,000		0,000	
IRQ			0,000			
ISL			0,022			
ISR	0,038	0,033	0,031	0,015	0,020	0,031
ITA		0,047	0,039		0,041	
JAM		0,038	0,044		0,015	
JOR			0,037			
JPN	0,001	0,000	0,031	0,000	0,031	0,031
KAZ	0,037		0,003	0,015		0,033
KEN		0,040	0,020		0,018	
KGZ			0,037			
KHM			0,032			
KIR			0,024			
KOR	0,005	0,002	0,034	0,002	0,034	0,032
KWT			0,000			
LBN			0,023			
LBY			0,000			
LKA	0,097		0,023	0,000		0,033
LTU			0,041			
LUX	0,044	0,032	0,021	0,035	0,021	0,031
LVA	0,041	0,038	0,019	0,025	0,015	0,036
MAR	0,055		0,044	0,042		0,036
MDA			0,029			
MDG		0,050			0,031	
MDV		0,061			0,022	
MEX	0,025	0,055	0,000	0,028	0,012	0,014
MKD	0,042		0,041	0,005		0,035
MLT			0,017			
MNE		0,043			0,024	
MOZ			0,030			
MRT			0,026			
MWI		0,051	0,031		0,041	
MYS	0,060	0,001	0,008	0,005	0,008	0,026
NAM		0,040	0,032		0,039	
NCL		0,031	0,019		0,036	
NER			0,045			
NGA	0,135		0,000	0,050		0,031
NIC		0,038	0,033		0,015	
NLD	0,005	0,015	0,035	0,015	0,033	0,033
NOR		0,034	0,001		0,025	

NPL	0,097		0,046	0,000		0,033
NZL	0,063		0,028	0,045		0,030
OMN		0,000	0,000		0,000	
PAK	0,066		0,028	0,050		0,032
PAN	0,050			0,001		0,015
PER	0,053	0,038	0,020	0,005	0,015	0,015
PHL	0,050	0,002	0,032	0,001	0,031	0,015
PLW		0,038	0,026		0,015	
PNG						
POL	0,037	0,037	0,040	0,015	0,030	0,033
PRT	0,073	0,050	0,039	0,012	0,043	0,013
PRY		0,038	0,035		0,015	
QAT	0,075	0,036		0,013	0,000	0,026
ROU	0,042	0,054	0,022	0,005	0,033	0,035
RUS	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000
RWA			0,025			
SAU		0,000	0,000		0,000	
SDN			0,000			
SEN			0,058			
SGP	0,070	0,001	0,028	0,039	0,028	0,030
SLV	0,042		0,024	0,005		0,035
SRB		0,055	0,039		0,016	
SSD			0,000			
SVK	0,038	0,034	0,041	0,032	0,042	0,036
SVN	0,042	0,026	0,014	0,032	0,041	0,036
SWE	0,037	0,031	0,034	0,018	0,035	0,033
SYR			0,000			
TCD			0,000			
TGO		0,049	0,031		0,031	
THA	0,015	0,000	0,021	0,003	0,021	0,023
TKM			0,000			
TTO			0,000			
TUN	0,079	0,043	0,011	0,050	0,033	0,032
TUR	0,000	0,040		0,040	0,039	0,039
TWN	0,000	0,000		0,000	0,031	0,031
TZA			0,025			
UGA		0,061	0,020		0,022	
UKR	0,086	0,065	0,039	0,000	0,000	0,000
URY		0,038	0,048		0,015	
USA	0,000	0,001	0,015	0,001	0,015	0,015
UZB			0,000			
VEN	0,037	0,038	0,000	0,015	0,016	0,033
VNM	0,064	0,000	0,002	0,036	0,002	0,032
WSM			0,017			
YEM			0,000			
ZAF	0,040	0,060	0,041	0,027	0,022	0,032
ZMB		0,051	0,030		0,041	
ZWE		0,051	0,022		0,041	

Annexe 31 : Résultat globaux pour le calcul des facteurs de risque géopolitique (C3H6 : propène ; AN : acrylonitrile) pour l'ensemble des pays évalués

4.2 Description des termes et pays correspondant

WLD	World	GUM	Guam	PCN	Pitcairn
AFG	Afghanistan	GTM	Guatemala	POL	Poland
ALB	Albania	GIN	Guinea	PRT	Portugal
ATA	Antarctica	GUY	Guyana	GNB	Guinea-Bissau
DZA	Algeria	HTI	Haiti	TLS	Timor-Leste
ASM	American Samoa	HMD	Heard Island and McDonald Islands	QAT	Qatar
AND	Andorra	VAT	Holy See (Vatican City State)	RoAm erica	Rest of America, nes
AGO	Angola	HND	Honduras	RoNA	North America and Central America, nes
ATG	Antigua and Barbuda	HKG	China, Hong Kong SAR	REU	Réunion
AZE	Azerbaijan	HUN	Hungary	ROU	Romania
ARG	Argentina	ISL	Iceland	RUS	Russian Federation
AUS	Australia	IND	India, excl. Sikkim	RWA	Rwanda
AUT	Austria	IDN	Indonesia	NULL	Ryukyu Isd
BHS	Bahamas	IRN	Iran	SHN	Saint Helena
BHR	Bahrain	IRQ	Iraq	KNA	Saint Kitts, Nevis and Anguilla
BGD	Bangladesh	IRL	Ireland	KNA	Saint Kitts and Nevis
ARM	Armenia	ISR	Israel	AIA	Anguilla
BRB	Barbados	ITA	Italy	LCA	Saint Lucia
BEL	Belgium	CIV	Côte d'Ivoire	SPM	Saint Pierre and Miquelon
BEL	Belgium-Luxembourg	JAM	Jamaica	VCT	Saint Vincent and the Grenadines
BMU	Bermuda	JPN	Japan	SMR	San Marino
BTN	Bhutan	KAZ	Kazakhstan	STP	Sao Tome and Principe
BOL	Bolivia (Plurinational State of)	JOR	Jordan	SAU	Saudi Arabia
BIH	Bosnia Herzegovina	KEN	Kenya	SEN	Senegal
BWA	Botswana	PRK	Dem. People's Rep. of Korea	SRB	Serbia
BVT	Bouvet Island	KOR	Rep. of Korea	SYC	Seychelles
BRA	Brazil	KWT	Kuwait	SLE	Sierra Leone
Antarc tica	Br. Antarctic Terr.	KGZ	Kyrgyzstan	EFTA	Europe EFTA, nes
BLZ	Belize	LAO	Lao People's Dem. Rep.	NULL	Sikkim
IOT	Br. Indian Ocean Terr.	LBN	Lebanon	IND	India
SLB	Solomon Isds	LSO	Lesotho	SGP	Singapore
VGB	Br. Virgin Isds	LVA	Latvia	SVK	Slovakia
BRN	Brunei Darussalam	LBR	Liberia	VNM	Viet Nam
EU2	EU-27	LBY	Libya	SVN	Slovenia
BGR	Bulgaria	LTU	Lithuania	SOM	Somalia
MMR	Myanmar	LUX	Luxembourg	ZAF	South Africa
BDI	Burundi	MAC	China, Macao SAR	ZAF	So. African Customs Union
BLR	Belarus	MDG	Madagascar	ZWE	Zimbabwe
KHM	Cambodia	MWI	Malawi	NULL	Fmr Rhodesia Nyas
CMR	Cameroon	MYS	Sarawak	YMD	Fmr Dem. Yemen
CAN	Canada	MYS	Malaysia	ESP	Spain

RoCarr ib	Caribbean, nes	MYS	Peninsula Malaysia	SSD	South Sudan
CPV	Cabo Verde	MYS	Sabah	SDN	Sudan
CYM	Cayman Isds	MDV	Maldives	ESH	Western Sahara
CAF	Central African Rep.	MLI	Mali	SDN	Fmr Sudan
LKA	Sri Lanka	MLT	Malta	SUR	Suriname
TCO	Chad	CACM	CACM, nes	SWZ	Swaziland
CHL	Chile	CAME U	Africa CAMEU region, nes	SWE	Sweden
CHN	China	LAIA	LAIA, nes	CHE	Switzerland
CXR	Christmas Isds	MTQ	Martinique	SYR	Syria
CCK	Cocos Isds	MRT	Mauritania	TJK	Tajikistan
COL	Colombia	MUS	Mauritius	THA	Thailand
COM	Comoros	MEX	Mexico	TGO	Togo
MYT	Mayotte	RoAsia	Other Asia, nes	TKL	Tokelau
COG	Congo	EU25	Europe EU, nes	TON	Tonga
COD	Dem. Rep. of the Congo	MNG	Mongolia	TTO	Trinidad and Tobago
COK	Cook Isds	MDA	Rep. of Moldova	ARE	United Arab Emirates
CRI	Costa Rica	MNE	Montenegro	TUN	Tunisia
HRV	Croatia	MSR	Montserrat	TUR	Turkey
CUB	Cuba	MAR	Morocco	TKM	Turkmenistan
CYP	Cyprus	MOZ	Mozambique	TCA	Turks and Caicos Isds
CSK	Czechoslovakia	OMN	Oman	TUV	Tuvalu
CZE	Czech Rep.	NAM	Namibia	UGA	Uganda
BEN	Benin	NRU	Nauru	UKR	Ukraine
DNK	Denmark	NPL	Nepal	MKD	TFYR of Macedonia
DMA	Dominica	RoOce ania	Oceania, nes	SUN	Fmr USSR
DOM	Dominican Rep.	NLD	Netherlands	EGY	Egypt
ECU	Ecuador	ANT	Neth. Antilles	GBR	United Kingdom
RoEast Eur	Eastern Europe, nes	CUW	Curaçao	TZA	United Rep. of Tanzania
SLV	El Salvador	ANT	Neth. Antilles and Aruba	NULL	Fmr Tanganyika
GNQ	Equatorial Guinea	ABW	Aruba	NULL	Fmr Zanzibar and Pemba Isd
ETH	Fmr Ethiopia	SXM	Saint Maarten	NULL	Bunkers
ETH	Ethiopia	BES	Bonaire	NULL	Free Zones
ERI	Eritrea	Neutra l	Neutral Zone	NULL	Special Categories
EST	Estonia	NCL	New Caledonia	USA	USA (before 1981)
FRO	Faeroe Isds	VUT	Vanuatu	USA	USA
FLK	Falkland Isds (Malvinas)	NZL	New Zealand	NULL	US Misc. Pacific Isds
SGS	South Georgia and the South Sandwich Islands	NIC	Nicaragua	VIR	US Virgin Isds
FJI	Fiji	NER	Niger	BFA	Burkina Faso
FIN	Finland	NGA	Nigeria	URY	Uruguay
FRA	France	EU27	Other Europe, nes	UZB	Uzbekistan
GUF	French Guiana	NIU	Niue	VEN	Venezuela
PYF	French Polynesia	NFK	Norfolk Isds	VDR	Fmr Dem. Rep. of Vietnam
ATF	Fr. South Antarctic Terr.	RoAfri ca	Other Africa, nes	VNM	Fmr Rep. of Vietnam
DJI	Djibouti	NOR	Norway	WLF	Wallis and Futuna Isds
GAB	Gabon	MNP	N. Mariana Isds	NULL	Western Asia, nes

GEO	Georgia	UMI	United States Minor Outlying Islands	WSM	Samoa
GMB	Gambia	PCI	Fmr Pacific Isds	YEM	Fmr Arab Rep. of Yemen
PSE	State of Palestine	FSM	FS Micronesia	YEM	Yemen
DEU	Germany	MHL	Marshall Isds	YUG	Fmr Yugoslavia
DDR	Fmr Dem. Rep. of Germany	PLW	Palau	SCG	Serbia and Montenegro
DEU	Fmr Fed. Rep. of Germany	PAK	Pakistan	ZMB	Zambia
GHA	Ghana	PAK	East and West Pakistan	RoW	Areas, nes
North Africa	Northern Africa, nes	PAN	Fmr Panama, excl. Canal Zone		
GIB	Gibraltar	PAN	Panama		
KIR	Kiribati	PCZ	Fmr Panama-Canal-Zone		
GRC	Greece	PNG	Papua New Guinea		
GRL	Greenland	PRY	Paraguay		
GRD	Grenada	PER	Peru		
GLP	Guadeloupe	PHL	Philippines		

Annexe 32 : Description des termes et pays correspondant pour l'évaluation du risque géopolitique d'approvisionnement

4.3 Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement des fibres de carbone

Pays	AN	Propène	Pétrole	AN-Propène	Propène-Pétrole	AN-Propène-Pétrole	CF	PAN	PAN-AN	PAN-AN-Propène	PAN-AN-Propène-Pétrole	CF-PAN	CF-PAN-AN	CF-PAN-AN-Propène	CF-PAN-AN-Propène-Pétrole
ABW		2,76E-02			3,53E-02		3,08E-05	3,28E-08	3,07E-10	1,00E-09	1,16E-08	2,29E-06	1,95E-06	1,32E-06	1,35E-06
AGO			0,00E+00												
ALB							3,42E-07	1,26E-05	5,86E-06	7,52E-06	6,94E-06	1,30E-08	7,96E-09	4,51E-09	8,11E-09
ARE		0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00		2,59E-03	7,97E-04	7,16E-04	4,96E-04	4,27E-04	1,13E-04	7,10E-05	4,00E-05	7,00E-05
ARG	7,34E-02	3,78E-02	3,43E-04	3,86E-02	1,49E-02	1,55E-02	5,30E-05	5,02E-04	1,71E-04	1,39E-04	2,42E-04	2,00E-06	1,32E-06	7,02E-07	1,31E-06
ARM							1,98E-07	4,61E-06	5,77E-07	2,18E-06	2,11E-06	5,10E-09	2,78E-09	1,69E-09	3,59E-09
ATG							6,54E-08	1,52E-11	8,45E-14	2,91E-13	5,14E-12	1,82E-09	1,33E-09	5,59E-10	1,15E-09
AUS	6,60E-02	0,00E+00	1,80E-02	4,99E-02	1,80E-02	3,15E-02	9,54E-04	6,61E-04	3,03E-04	1,78E-04	3,49E-04	4,99E-05	4,16E-05	2,84E-05	3,20E-05
AUT	3,99E-02	3,16E-02	4,37E-02	8,71E-03	3,63E-02	3,46E-02	4,93E-04	4,53E-04	2,14E-04	1,57E-04	4,08E-04	2,44E-05	1,85E-05	1,07E-05	1,65E-05
AZE			1,65E-12				3,45E-06	2,45E-05	1,76E-06	1,11E-05	1,29E-05	6,29E-08	3,71E-08	2,01E-08	4,26E-08
BDI			2,61E-02				5,84E-08	2,71E-08	2,13E-08	1,61E-08	1,02E-08	2,70E-09	1,53E-09	8,52E-10	1,94E-09
BEL	4,55E-02	3,32E-02	2,10E-02	1,38E-02	3,11E-02	3,31E-02	3,81E-04	1,22E-03	3,68E-04	2,63E-04	8,84E-04	1,54E-05	1,24E-05	6,97E-06	1,09E-05
BEN								8,96E-07	8,35E-07	6,03E-07	5,27E-07				
BFA			2,38E-02				1,62E-07	2,20E-05	1,66E-05	1,00E-05	8,33E-06	6,64E-09	3,55E-09	2,12E-09	5,26E-09
BGR	6,57E-02	3,90E-02	4,11E-02	4,32E-02	3,72E-02	2,99E-02	4,28E-05	1,06E-04	3,58E-05	4,50E-05	6,25E-05	1,80E-06	1,15E-06	6,33E-07	1,22E-06
BHR							2,58E-03	2,79E-05	1,50E-05	1,10E-05	1,59E-05	7,89E-05	7,11E-05	4,96E-05	4,65E-05
BHS		3,78E-02	2,38E-02		1,49E-02		2,25E-09	4,09E-08	9,30E-10	9,50E-10	1,39E-08	6,77E-11	4,77E-11	2,01E-11	3,73E-11
BIH			4,09E-02				1,70E-05	1,31E-05	8,84E-06	6,23E-06	1,09E-05	3,42E-07	1,81E-07	1,13E-07	2,53E-07
BLR	3,11E-08	6,22E-02	4,10E-02	6,22E-02	2,89E-03	2,89E-03	6,53E-05	1,23E-04	5,92E-05	3,80E-05	8,05E-05	2,61E-06	1,78E-06	1,02E-06	1,83E-06
BLZ			2,22E-02				3,05E-07	8,53E-08	4,13E-09	4,33E-09	2,92E-08	9,20E-09	6,49E-09	2,73E-09	5,07E-09

BMU	5,00E-02	3,78E-02		6,79E-04	1,49E-02	1,47E-02	2,68E-08	6,50E-07	3,77E-09	1,25E-08	2,20E-07	8,22E-10	5,39E-10	2,29E-10	4,40E-10
BOL		3,78E-02	3,50E-02		1,49E-02		1,31E-05	3,60E-05	1,09E-05	1,82E-05	1,04E-05	4,99E-07	3,11E-07	1,73E-07	3,06E-07
BRA	2,86E-03	3,86E-02	7,34E-03	3,65E-02	1,55E-02	1,54E-02	9,81E-04	1,34E-03	4,02E-04	2,58E-04	6,48E-04	2,65E-05	1,98E-05	8,95E-06	2,02E-05
BRB		3,78E-02	3,02E-02		1,49E-02		7,75E-08	5,50E-06	2,57E-06	1,42E-06	1,59E-06	2,38E-09	1,69E-09	7,25E-10	1,39E-09
BRN	3,08E-02		8,40E-11	1,18E-03		2,80E-02	2,99E-04	1,37E-06	8,59E-07	5,93E-07	7,32E-07	1,33E-05	8,30E-06	4,70E-06	8,18E-06
BWA		5,11E-02	2,80E-02		4,10E-02		5,67E-07	1,25E-05	8,47E-06	5,65E-06	6,75E-06	3,08E-09	1,66E-09	8,12E-10	1,76E-09
CAN	5,00E-02	3,81E-02	5,04E-03	6,86E-04	1,50E-02	1,47E-02	4,68E-04	1,57E-03	1,55E-04	1,20E-04	5,82E-04	1,56E-05	1,13E-05	5,53E-06	8,99E-06
CHE	3,67E-02	3,85E-02	4,82E-02	1,56E-02	3,64E-02	3,31E-02	2,66E-04	2,74E-04	1,44E-04	8,27E-05	2,34E-04	1,17E-05	7,40E-06	4,02E-06	8,08E-06
CHL	6,61E-02	3,78E-02	3,27E-02	5,00E-02	1,49E-02	3,15E-02	4,85E-05	3,70E-04	1,10E-04	7,34E-05	1,68E-04	2,00E-06	1,36E-06	7,77E-07	1,24E-06
CHN	4,06E-02	6,31E-03	2,23E-02	1,10E-02	2,37E-02	2,65E-02	6,35E-04	3,78E-03	2,35E-03	1,32E-03	2,33E-03	1,97E-05	1,43E-05	8,59E-06	1,20E-05
CIV			5,71E-02				1,80E-07	1,37E-05	6,12E-06	7,08E-06	7,54E-06	5,63E-09	2,82E-09	1,64E-09	4,26E-09
COG			0,00E+00				7,05E-08	7,38E-06	5,68E-06	2,34E-06	4,68E-06	2,21E-09	9,07E-10	6,32E-10	1,88E-09
COL	4,55E-02	5,23E-02	4,12E-10	2,57E-02	8,59E-03	3,26E-02	3,40E-05	3,89E-04	8,06E-05	6,96E-05	1,59E-04	1,38E-06	9,75E-07	5,78E-07	8,14E-07
COM								6,69E-09	5,43E-09	2,50E-09	1,97E-09				
CPV							1,25E-08	9,09E-07	1,65E-06	2,62E-07	2,84E-07	4,71E-11	2,90E-11	1,89E-11	3,54E-11
CRI		6,47E-02	2,62E-02		2,77E-08		5,22E-06	1,10E-04	1,78E-05	1,49E-05	3,69E-05	1,18E-07	6,07E-08	3,05E-08	6,32E-08
CYP							2,63E-06	8,74E-06	6,41E-06	4,30E-06	6,49E-06	9,38E-08	5,49E-08	3,02E-08	7,22E-08
CZE	4,16E-02	3,15E-02	3,97E-02	4,96E-03	3,63E-02	3,53E-02	7,28E-04	4,86E-04	2,04E-04	1,30E-04	3,71E-04	4,24E-05	2,91E-05	1,58E-05	3,02E-05
DEU	7,92E-03	4,89E-03	3,64E-02	6,41E-03	3,55E-02	3,39E-02	5,63E-03	3,02E-03	2,09E-03	1,10E-03	2,17E-03	1,50E-04	9,90E-05	5,32E-05	9,88E-05
DNK	5,29E-02	3,14E-02	9,29E-03	3,85E-02	3,64E-02	3,65E-02		2,45E-04	1,08E-04	7,94E-05	2,23E-04				
DOM	4,36E-02	3,78E-02	4,17E-02	7,68E-03	1,49E-02	2,36E-02		4,56E-05	2,48E-05	1,89E-05	2,02E-05				
DZA	5,49E-02		1,72E-09	4,16E-02		3,59E-02	1,88E-05	2,77E-04	1,37E-04	1,14E-04	1,94E-04	6,71E-07	4,22E-07	2,27E-07	4,77E-07
ECU	9,22E-02	5,09E-02	4,29E-10	3,44E-02	1,91E-02	1,45E-02	1,07E-05	1,20E-04	3,82E-05	2,29E-05	4,49E-05	2,41E-07	1,19E-07	6,37E-08	1,30E-07
EGY	5,83E-02	4,18E-02	2,38E-03	1,24E-02	3,47E-02	3,04E-02	1,81E-02	8,10E-04	5,23E-04	4,08E-04	5,33E-04	7,77E-04	4,83E-04	2,72E-04	4,82E-04
ESP	6,00E-02	4,32E-02	4,30E-02	3,41E-02	2,99E-02	2,71E-02	7,04E-04	9,08E-04	5,33E-04	3,02E-04	7,13E-04	1,63E-05	1,05E-05	5,52E-06	1,11E-05

EST		3,98E-02					5,00E-05	1,83E-05	1,34E-05	9,62E-06	1,84E-05	1,36E-06	9,62E-07	6,22E-07	9,36E-07
ETH	5,49E-02	5,00E-02	3,16E-02	4,16E-02	3,15E-02	3,59E-02	4,34E-05	9,58E-06	7,29E-06	5,26E-06	5,60E-06	1,38E-05	1,57E-05	1,19E-05	7,56E-06
FIN	4,02E-02	2,98E-02	3,87E-02	2,04E-02	2,67E-02	3,39E-02	1,61E-04	3,79E-04	2,09E-04	1,44E-04	3,28E-04	6,23E-06	4,20E-06	2,37E-06	4,19E-06
FJI		2,04E-02					1,96E-07	3,96E-06	5,64E-06	3,45E-06	2,72E-06	8,95E-10	5,89E-10	3,28E-10	4,99E-10
FRA	4,02E-02	4,16E-02	3,89E-02	1,25E-02	3,59E-02	3,22E-02	1,52E-03	1,84E-03	7,55E-04	5,26E-04	1,56E-03	5,89E-05	4,22E-05	2,32E-05	3,93E-05
FSM	5,00E-02		2,25E-02	6,79E-04		1,47E-02									
GAB		0,00E+00													
GBR	3,47E-03	3,96E-02	1,70E-02	3,82E-02	3,65E-02	3,53E-02	3,06E-03	1,35E-03	1,07E-03	4,45E-04	1,10E-03	3,39E-04	3,41E-04	2,46E-04	1,96E-04
GEO			1,74E-02				3,04E-07	6,86E-06	1,74E-07	3,21E-06	3,18E-06	9,44E-09	6,07E-09	3,30E-09	6,52E-09
GHA	5,33E-02		5,68E-02	3,96E-02		3,65E-02	5,27E-07	2,75E-05	1,47E-05	1,20E-05	1,22E-05	4,27E-09	2,42E-09	1,18E-09	2,84E-09
GIN							1,03E-07	5,25E-06	3,13E-06	8,60E-07	1,86E-06	3,22E-09	1,32E-09	9,21E-10	2,73E-09
GMB		2,19E-02						4,48E-09	5,63E-10	2,66E-09	3,69E-09				
GNQ		0,00E+00													
GRC	5,22E-02	4,57E-02	4,62E-02	4,65E-02	3,82E-02	4,04E-02	2,18E-05	2,19E-04	1,08E-04	1,04E-04	1,51E-04	6,29E-07	3,97E-07	2,06E-07	4,79E-07
GRL							1,00E-08	2,37E-08	3,52E-08	2,56E-08	2,43E-08	2,51E-10	1,73E-10	9,73E-11	2,04E-10
GTM		3,78E-02	2,67E-02		1,49E-02		2,30E-06	4,94E-05	1,90E-05	1,43E-05	1,72E-05	1,88E-08	1,11E-08	5,08E-09	9,99E-09
GUY		3,78E-02	2,38E-02		1,49E-02		1,17E-09	1,19E-06	1,88E-07	5,46E-07	1,02E-06	3,02E-11	2,29E-11	9,58E-12	2,17E-11
HKG		3,34E-02			2,42E-02		3,83E-04	2,52E-04	1,82E-04	7,99E-05	1,48E-04	2,95E-05	2,91E-05	2,07E-05	1,65E-05
HRV	4,54E-02	3,14E-02	3,73E-02	3,24E-02	3,64E-02	3,66E-02	4,37E-05	5,99E-05	5,78E-05	4,10E-05	4,78E-05	1,48E-06	8,78E-07	5,11E-07	9,91E-07
HUN	5,74E-02	3,25E-02	4,18E-02	8,16E-03	3,66E-02	1,87E-02	2,54E-04	1,33E-04	7,58E-05	4,69E-05	1,16E-04	1,11E-05	7,45E-06	3,82E-06	7,67E-06
IDN	8,28E-02	1,04E-02	1,12E-02	1,04E-03	1,04E-02	2,65E-02	6,44E-04	8,64E-04	4,69E-04	2,05E-04	4,70E-04	3,37E-05	2,65E-05	1,71E-05	2,00E-05
IND	5,77E-02	8,05E-06	3,34E-02	2,07E-02	3,34E-02	1,86E-02	8,61E-04	6,00E-04	3,68E-04	1,79E-04	3,32E-04	3,84E-05	2,60E-05	1,54E-05	2,41E-05
IRL	5,33E-02	4,03E-02	2,86E-02	3,96E-02	1,70E-02	3,65E-02	1,00E-04	6,59E-05	2,81E-05	4,17E-05	5,31E-05	2,50E-06	1,61E-06	7,86E-07	1,63E-06
IRN		0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00										
IRQ			0,00E+00												

ISL		2,24E-02				1,58E-05	2,11E-06	1,09E-06	1,29E-06	2,16E-06	4,58E-07	3,27E-07	1,59E-07	2,86E-07	
ISR	3,77E-02	3,34E-02	3,15E-02	1,50E-02	1,95E-02	3,14E-02	1,56E-04	2,09E-04	8,71E-05	7,78E-05	1,34E-04	5,92E-06	4,27E-06	2,21E-06	3,67E-06
ITA		4,72E-02	3,90E-02		4,06E-02		1,89E-03	1,80E-03	8,37E-04	5,62E-04	1,43E-03	7,65E-05	5,08E-05	2,65E-05	5,35E-05
JAM		3,78E-02	4,42E-02		1,49E-02		9,22E-06	1,78E-05	3,57E-06	3,76E-06	6,34E-06	2,76E-07	1,95E-07	8,20E-08	1,54E-07
JOR		3,70E-02					1,25E-06	8,90E-05	5,50E-05	4,71E-05	4,82E-05	5,13E-08	3,28E-08	1,80E-08	3,33E-08
JPN	5,98E-04	1,03E-07	3,06E-02	1,80E-05	3,06E-02	3,05E-02	1,88E-03	8,08E-04	4,86E-04	2,57E-04	4,23E-04	8,39E-05	6,51E-05	3,97E-05	5,08E-05
KAZ	3,65E-02		3,36E-03	1,53E-02		3,31E-02	3,54E-04	9,10E-05	4,59E-05	2,22E-05	5,22E-05	5,89E-06	3,03E-06	1,92E-06	3,99E-06
KEN		3,98E-02	1,99E-02		1,82E-02		1,26E-06	4,59E-05	3,14E-05	1,73E-05	2,12E-05	5,18E-08	3,28E-08	1,79E-08	3,19E-08
KGZ		3,69E-02					3,56E-07	9,23E-06	8,98E-07	3,73E-06	4,15E-06	5,20E-09	2,97E-09	1,61E-09	3,40E-09
KHM		3,19E-02					2,48E-05	2,18E-06	2,10E-06	1,19E-06	1,08E-06	1,67E-07	1,57E-07	6,80E-08	9,88E-08
KIR		2,38E-02						1,19E-09	1,36E-09	1,03E-09	6,50E-10				
KOR	5,18E-03	1,90E-03	3,38E-02	2,11E-03	3,36E-02	3,20E-02	1,69E-03	4,21E-04	2,04E-04	1,00E-04	2,46E-04	9,08E-05	7,51E-05	4,87E-05	5,53E-05
KWT			1,50E-06				1,04E-05	7,06E-05	5,89E-05	3,82E-05	4,15E-05	1,19E-06	1,24E-06	8,93E-07	6,77E-07
LBN		2,28E-02					4,95E-06	9,29E-05	3,99E-05	3,80E-05	5,11E-05	2,94E-07	2,01E-07	1,06E-07	2,12E-07
LBY		0,00E+00													
LKA	9,72E-02		2,31E-02	1,82E-05		3,34E-02	6,55E-06	3,60E-05	2,91E-05	1,67E-05	1,69E-05	1,56E-07	1,01E-07	5,09E-08	9,58E-08
LTU		4,08E-02					8,06E-05	3,13E-05	2,12E-05	1,26E-05	2,64E-05	4,08E-06	2,61E-06	1,42E-06	3,00E-06
LUX	4,42E-02	3,16E-02	2,09E-02	3,49E-02	2,10E-02	3,11E-02	2,81E-05	3,23E-05	1,77E-05	7,85E-06	2,80E-05	1,07E-06	7,39E-07	3,66E-07	6,76E-07
LVA	4,12E-02	3,78E-02	1,94E-02	2,48E-02	1,49E-02	3,61E-02	1,48E-05	8,47E-06	9,72E-06	5,67E-06	8,37E-06	1,48E-07	9,85E-08	5,31E-08	1,07E-07
MAR	5,48E-02		4,42E-02	4,15E-02		3,59E-02	1,03E-05	1,74E-04	1,58E-04	7,43E-05	1,21E-04	1,72E-07	8,74E-08	5,22E-08	1,29E-07
MDA		2,95E-02					8,24E-07	2,43E-05	7,22E-06	6,88E-06	1,43E-05	1,32E-08	6,57E-09	4,23E-09	9,08E-09
MDG		5,00E-02			3,15E-02		2,99E-07	2,63E-05	1,73E-05	1,05E-05	1,29E-05	6,88E-08	7,40E-08	5,44E-08	3,93E-08
MDV		6,09E-02			2,23E-02			6,49E-10	9,48E-10	7,42E-10	5,10E-10				
MEX	2,50E-02	5,49E-02	2,77E-08	2,78E-02	1,24E-02	1,35E-02	1,76E-03	1,30E-03	1,73E-04	1,05E-04	5,43E-04	5,74E-05	4,00E-05	1,92E-05	3,28E-05
MKD	4,16E-02		4,10E-02	4,89E-03		3,55E-02	1,49E-06	1,36E-05	1,79E-06	6,15E-06	7,02E-06	3,40E-08	1,61E-08	1,04E-08	2,70E-08

MLT		1,74E-02				4,83E-07	6,27E-06	3,65E-06	2,68E-06	4,05E-06	1,29E-08	9,77E-09	4,32E-09	1,02E-08	
MNE	4,28E-02			2,45E-02		2,33E-07	2,77E-07	3,04E-07	2,29E-07	1,71E-07	1,71E-09	1,23E-09	7,02E-10	1,24E-09	
MNG						1,40E-09	6,51E-06	1,69E-06	3,80E-06	4,18E-06	2,76E-11	1,86E-11	9,49E-12	1,90E-11	
MOZ		3,02E-02				4,85E-07	5,58E-06	4,41E-06	2,54E-06	2,63E-06	1,67E-08	1,04E-08	5,88E-09	1,03E-08	
MRT		2,62E-02					3,63E-07	3,91E-07	2,02E-07	2,00E-07					
MUS						2,23E-07	2,35E-05	1,55E-05	9,90E-06	1,15E-05	6,94E-09	4,19E-09	2,34E-09	5,06E-09	
MWI		5,11E-02	3,08E-02		4,10E-02		3,74E-09	4,87E-06	3,25E-06	2,07E-06	2,43E-06	1,13E-10	7,95E-11	3,35E-11	6,21E-11
MYS	5,99E-02	1,25E-03	7,78E-03	5,24E-03	8,30E-03	2,56E-02	3,38E-04	7,24E-04	4,70E-04	1,67E-04	3,49E-04	8,71E-06	7,13E-06	4,49E-06	5,21E-06
NAM		3,98E-02	3,17E-02		3,90E-02		7,05E-08	1,59E-05	1,12E-05	7,70E-06	8,89E-06	4,15E-10	2,29E-10	1,11E-10	2,38E-10
NCL		3,14E-02	1,87E-02		3,64E-02		4,46E-07	8,94E-06	6,50E-06	2,60E-06	4,93E-06	2,21E-08	1,70E-08	1,14E-08	1,42E-08
NER			4,55E-02				7,80E-09	2,97E-07	2,49E-07	7,76E-08	2,00E-07	2,45E-10	1,01E-10	7,00E-11	2,08E-10
NGA	1,35E-01		0,00E+00	5,00E-02		3,15E-02	5,54E-07	9,76E-05	7,42E-05	2,19E-05	5,73E-05	3,69E-09	2,35E-09	1,30E-09	2,92E-09
NIC		3,78E-02	3,26E-02		1,49E-02		4,60E-06	3,65E-06	1,04E-06	6,04E-07	1,35E-06	1,07E-07	6,40E-08	3,45E-08	6,27E-08
NLD	5,10E-03	1,53E-02	3,53E-02	1,53E-02	3,31E-02	3,29E-02	4,34E-03	1,38E-03	7,73E-04	4,19E-04	1,09E-03	2,51E-04	1,72E-04	8,93E-05	1,78E-04
NOR		3,37E-02	7,60E-04		2,55E-02		3,15E-04	3,13E-04	2,66E-04	1,28E-04	2,38E-04	1,04E-05	6,70E-06	3,32E-06	6,83E-06
NPL	9,72E-02		4,65E-02	1,05E-04		3,32E-02	1,07E-06	5,91E-05	4,08E-05	1,48E-05	1,34E-05	8,30E-09	5,24E-09	2,42E-09	4,57E-09
NZL	6,32E-02		2,81E-02	4,46E-02		3,01E-02	1,02E-04	9,05E-05	6,93E-05	4,82E-05	5,15E-05	3,12E-06	2,38E-06	1,33E-06	1,99E-06
OMN		0,00E+00	1,04E-05		1,04E-05		3,65E-04	1,07E-04	9,72E-05	5,57E-05	5,91E-05	1,55E-05	9,76E-06	5,54E-06	9,57E-06
PAK	6,60E-02		2,85E-02	4,97E-02		3,15E-02	9,60E-05	1,35E-04	9,50E-05	5,62E-05	6,98E-05	4,73E-05	5,37E-05	4,05E-05	2,61E-05
PAN	5,00E-02			6,79E-04		1,47E-02	7,81E-06	5,46E-05	6,07E-05	4,56E-05	3,14E-05	1,64E-07	1,26E-07	8,41E-08	8,57E-08
PER	5,31E-02	3,78E-02	2,04E-02	5,44E-03	1,49E-02	1,45E-02	3,10E-05	2,48E-04	4,49E-05	3,67E-05	9,81E-05	1,63E-06	1,45E-06	9,45E-07	9,22E-07
PHL	5,00E-02	2,14E-03	3,15E-02	6,79E-04	3,13E-02	1,47E-02	1,18E-04	2,86E-04	2,37E-04	9,39E-05	1,34E-04	1,32E-05	1,41E-05	1,03E-05	7,27E-06
PLW		3,78E-02	2,57E-02		1,49E-02		3,00E-10	2,83E-08	3,23E-08	2,44E-08	1,55E-08	5,66E-12	3,41E-12	1,80E-12	2,96E-12
POL	3,66E-02	3,66E-02	3,99E-02	1,51E-02	3,03E-02	3,32E-02	3,21E-04	1,34E-03	6,95E-04	3,87E-04	1,17E-03	1,31E-05	8,21E-06	4,50E-06	9,52E-06
PRT	7,34E-02	4,97E-02	3,91E-02	1,16E-02	4,30E-02	1,26E-02	1,27E-04	1,87E-04	1,15E-04	7,50E-05	1,40E-04	3,84E-06	2,58E-06	1,22E-06	2,42E-06

PRY		3,79E-02	3,48E-02		1,49E-02		1,30E-06	1,91E-05	8,23E-06	1,22E-05	6,31E-06	2,49E-08	1,48E-08	7,83E-09	1,32E-08
QAT	7,48E-02	3,57E-02		1,26E-02	4,61E-05	2,56E-02	3,15E-04	2,06E-05	2,03E-05	1,41E-05	1,34E-05	1,32E-05	8,25E-06	4,63E-06	8,24E-06
ROU	4,16E-02	5,39E-02	2,17E-02	4,89E-03	3,25E-02	3,55E-02	3,41E-04	2,38E-04	1,13E-04	1,26E-04	1,44E-04	1,04E-05	5,93E-06	3,27E-06	8,17E-06
RUS	3,22E-04	2,85E-04	5,84E-05	5,84E-04	5,86E-05	7,23E-05	3,17E-04	1,39E-03	6,59E-04	4,40E-04	9,66E-04	1,17E-05	7,48E-06	4,34E-06	7,91E-06
RWA		2,50E-02					3,07E-07	5,22E-07	3,78E-07	2,68E-07	2,03E-07	1,33E-08	8,30E-09	4,68E-09	8,23E-09
SAU		0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00		8,32E-05	7,09E-04	6,24E-04	3,05E-04	4,16E-04	3,35E-06	2,27E-06	1,12E-06	2,16E-06
SDN		0,00E+00													
SEN		5,77E-02					2,09E-07	3,31E-06	2,44E-06	1,26E-06	2,08E-06	6,61E-09	2,82E-09	1,91E-09	5,55E-09
SGP	6,95E-02	1,18E-03	2,84E-02	3,89E-02	2,80E-02	2,95E-02	3,57E-04	3,94E-04	2,56E-04	1,01E-04	1,84E-04	1,06E-05	7,22E-06	3,78E-06	6,55E-06
SLV	4,16E-02		2,38E-02	4,89E-03		3,55E-02	1,58E-06	3,00E-05	9,35E-06	1,18E-05	9,14E-06	2,08E-07	2,19E-07	1,62E-07	1,13E-07
SRB		5,53E-02	3,87E-02		1,57E-02		1,52E-05	1,08E-04	8,93E-05	6,77E-05	8,20E-05	8,87E-07	6,84E-07	4,23E-07	5,99E-07
SSD		0,00E+00													
STP								2,23E-10	1,29E-10	2,32E-11	7,35E-11				
SUR								4,41E-06	1,51E-07	1,01E-06	1,98E-06				
SVK	3,83E-02	3,43E-02	4,09E-02	3,16E-02	4,18E-02	3,63E-02	6,71E-04	7,48E-05	3,34E-05	1,78E-05	6,66E-05	4,28E-05	3,02E-05	1,64E-05	3,00E-05
SVN	4,25E-02	2,59E-02	1,42E-02	3,17E-02	4,13E-02	3,65E-02	1,60E-04	9,99E-05	6,07E-05	3,70E-05	7,90E-05	7,62E-06	5,02E-06	2,71E-06	5,26E-06
SWE	3,74E-02	3,15E-02	3,44E-02	1,82E-02	3,49E-02	3,28E-02	1,74E-04	5,90E-04	4,03E-04	2,44E-04	5,36E-04	5,30E-06	3,43E-06	1,71E-06	3,55E-06
SYR		0,00E+00													
TCD		0,00E+00													
TGO		4,93E-02	3,12E-02		3,06E-02			2,87E-07	4,44E-10	1,34E-07	1,33E-07				
THA	1,47E-02	3,62E-04	2,08E-02	2,64E-03	2,08E-02	2,31E-02	2,56E-04	7,27E-04	6,84E-04	2,96E-04	4,30E-04	8,20E-06	5,70E-06	3,27E-06	4,91E-06
TKM		0,00E+00													
TON							4,22E-09	3,76E-10	9,84E-10	6,95E-10	4,68E-10	1,85E-10	1,15E-10	6,50E-11	1,14E-10
TTO		0,00E+00													
TUN	7,89E-02	4,33E-02	1,12E-02	4,96E-02	3,30E-02	3,15E-02	5,88E-05	1,60E-04	1,19E-04	6,53E-05	1,08E-04	6,24E-06	6,23E-06	4,63E-06	3,75E-06

TUR	0,00E+00	3,97E-02		3,97E-02	3,89E-02	3,89E-02	1,86E-04	1,49E-03	8,49E-04	4,61E-04	9,76E-04	6,76E-06	4,55E-06	2,35E-06	4,66E-06
TWN	0,00E+00	0,00E+00		0,00E+00	3,15E-02	3,15E-02									
TZA			2,48E-02					3,07E-05	2,11E-05	1,35E-05	1,55E-05				
UGA		6,09E-02	2,03E-02		2,23E-02		2,87E-07	2,09E-05	2,93E-05	2,19E-05	1,49E-05	1,71E-09	1,05E-09	5,14E-10	9,56E-10
UKR	8,59E-02	6,50E-02	3,93E-02	2,85E-04	5,86E-05	5,86E-05	4,00E-05	2,29E-04	9,84E-05	7,57E-05	1,69E-04	1,39E-06	8,59E-07	4,85E-07	9,24E-07
URY		3,78E-02	4,80E-02		1,49E-02		2,19E-06	3,93E-05	1,69E-05	1,09E-05	1,85E-05	4,70E-08	2,69E-08	1,52E-08	2,96E-08
USA	2,41E-04	6,79E-04	1,49E-02	8,32E-04	1,47E-02	1,47E-02	3,22E-03	1,61E-03	1,14E-03	4,78E-04	8,86E-04	9,39E-05	5,76E-05	3,31E-05	6,25E-05
UZB			0,00E+00												
VEN	3,65E-02	3,84E-02	1,17E-12	1,53E-02	1,56E-02	3,31E-02	2,01E-05	2,27E-04	4,26E-05	3,68E-05	7,67E-05	1,64E-06	1,51E-06	1,03E-06	9,46E-07
VNM	6,43E-02	2,28E-06	1,83E-03	3,61E-02	1,83E-03	3,21E-02	9,94E-05	6,59E-04	4,79E-04	1,49E-04	2,99E-04	1,51E-05	1,63E-05	1,20E-05	8,42E-06
WSM			1,67E-02					2,29E-07	1,74E-07	1,09E-07	1,14E-07				
YEM			1,52E-07				4,96E-08	3,32E-07	2,18E-08	2,10E-07	2,26E-07	2,46E-08	2,81E-08	2,12E-08	1,36E-08
ZAF	3,99E-02	6,00E-02	4,10E-02	2,67E-02	2,21E-02	3,18E-02	3,96E-04	3,93E-04	2,11E-04	1,03E-04	2,24E-04	1,38E-05	9,21E-06	4,45E-06	8,33E-06
ZMB		5,11E-02	2,97E-02		4,10E-02		1,93E-07	2,68E-05	1,81E-05	1,01E-05	1,27E-05	4,26E-09	2,95E-09	1,64E-09	2,56E-09
ZWE		5,11E-02	2,25E-02		4,10E-02		2,25E-06	1,08E-05	7,66E-06	4,93E-06	5,86E-06	8,23E-08	5,11E-08	2,87E-08	5,09E-08

Annexe 33 : Calcul du risque géopolitique d'approvisionnement sur l'ensemble de la haine d'approvisionnement en fibres de carbone

Production scientifique :

- Articles publiés :

- Pillain, B., Gemechu, E., Sonnemann, G., 2017. Identification of Key Sustainability Performance Indicators and related assessment methods for the carbon fiber recycling sector. *Ecol. Indic.* 72, 833–847. doi:10.1016/j.ecolind.2016.08.056

- Helbig, C., Gemechu, E.D., Pillain, B., Young, S.B., Thorenz, A., Tuma, A., Sonnemann, G., 2016. Extending the geopolitical supply risk indicator: Application of life cycle sustainability assessment to the petrochemical supply chain of polyacrylonitrile-based carbon fibers. *J. Clean. Prod.* 137, 1170–1178. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.214

- Article soumis :

- Lefevre A., Garnier S., Jacquemin L, Pillain B., Sonnemann G., 2017. Anticipating in-use stocks of carbon fiber reinforced polymers and related waste flows generated by the commercial aeronautical sector until 2050. *Resour. Conserv. Recycl.*

- Articles en rédaction :

- Carbon fiber reinforced composite recycling: An environmental impact assessment of different innovative recycling technologies and end of life scenarios

- Employment creation evaluation through dynamic societal LCA methodology and carbon fiber recycling sector case study