

Titre: Méta-analyse des coefficients de substitution en analyse du cycle de vie conséquentielle de la gestion des matières résiduelles
Title:

Auteur: Stéphanie Viau
Author:

Date: 2018

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Viau, S. (2018). Méta-analyse des coefficients de substitution en analyse du cycle de vie conséquentielle de la gestion des matières résiduelles [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/3319/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3319/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Réjean Samson, Robert Legros, & Manuele Margni
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MÉTA-ANALYSE DES COEFFICIENTS DE SUBSTITUTION EN ANALYSE DU CYCLE
DE VIE CONSÉQUENTIELLE DE LA GESTION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES

STÉPHANIE VIAU

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)

AOÛT 2018

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

MÉTA-ANALYSE DES COEFFICIENTS DE SUBSTITUTION EN ANALYSE DU CYCLE
DE VIE CONSÉQUENTIELLE DE LA GESTION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES

présenté par : VIAU Stéphanie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

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

M. FRADETTE Louis, Ph. D., président

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

M. LEGROS Robert, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. MARGNI Manuele, Doctorat., membre et codirecteur de recherche

Mme GAUDREULT Caroline, Ph. D., membre

REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier mon directeur de recherche Rejean Samson ainsi que mon co-directeur Manuele Margni de m'avoir offert l'opportunité d'intégrer le CIRAIG. Je voudrais également remercier Robert Legros, également mon co-directeur, de m'avoir offert l'opportunité d'intégrer conjointement la CRVMR et de découvrir le domaine des matières résiduelles. Je voudrais les remercier également de m'avoir offert l'opportunité de suivre une formation à DTU à Copenhague. Je ne peux pas passer à côté de Guillaume Majeau-Bettez qui m'a encadré, m'a soutenu, a relu avec attention tout ce j'écrivais et qui m'a toujours amené plus loin dans mes réflexions tout au long de cette maîtrise. Je voudrais aussi remercier Laurent Spreutels qui a toujours été disponible pour répondre à mes questions et partager des discussions enrichissantes.

Je remercie tous les membres du CIRIAG pour tous les moments partagés ensemble. Vous m'avez accueilli à bras ouverts et j'ai toujours senti que je faisais partie de cette grande famille de Ciraigaulois.

Je remercie les étudiants de la CRVMR pour avoir rendu mon quotidien agréable, avec tous les moments dans une journée qui sont propice à prendre une pause et décrocher. Un merci particulier à Camille, Laurie et Fabrice pour toutes nos discussions à propos de tout et de rien.

Merci aux filles de PolyCarbone de m'avoir offert l'opportunité d'intégrer cette merveilleuse équipe. Laure, Catherine, Anne-France, Hassana et Gabrielle vous m'avez permis de mettre un pied dans l'entrepreneuriat social et vos folies vont me manquer.

Je remercie ma famille et mes amis qui m'ont encouragé et soutenu tout au long de ces deux années de maîtrise.

Finalement, un merci particulier à mon complice, à mon meilleur ami, à mon mari, Patrice. Tu m'as toujours épaulé et tu m'as encouragé à persévérer malgré toutes les difficultés que j'ai pu vivre durant cette maîtrise.

RÉSUMÉ

La performance environnementale globale d'une technologie de traitement des matières résiduelles dépend de plusieurs facteurs. L'un d'eux est la capacité des coproduits générés par le traitement des matières résiduelles à éviter la production primaire et les émissions qui y sont associées. Ce facteur est fréquemment le plus déterminant de la performance environnementale. La modélisation de la substitution vise à prendre en compte ce facteur dans les analyses du cycle de vie (ACV). Cependant, il n'existe actuellement aucune méthode qui est uniformément utilisée pour déterminer la substitution. L'utilisation de la substitution est complexe pour plusieurs raisons. Il s'agit tout d'abord de déterminer les matières substituables l'une par rapport à l'autre. Pour être substituables, les matières doivent être fonctionnellement équivalentes. Deuxièmement, il faut connaître les différents marchés de chacune des matières substituables. Or, le tout est interrelié par des mécanismes complexes de chaîne de cause à effet et plusieurs acteurs de la technosphère sont impliqués.

Pour répondre à la problématique, ce mémoire a pour objectif principal d'évaluer de manière critique l'utilisation des rapports de substitution en ACV de la gestion des matières résiduelles. Afin d'atteindre cet objectif, l'étude a été divisée en quatre sous-objectifs : 1) dresser un portrait des rapports de substitution utilisés dans le domaine des ACV de gestion des matières résiduelles; 2) déterminer l'importance de ces rapports sur la quantification des impacts environnementaux; 3) déterminer dans quelle mesure ces rapports sont justifiés en fonction de l'impact des propriétés des matières recyclées sur leur usage et 4) déterminer comment les technologies de recyclage affectent les propriétés des matières recyclées.

Pour répondre à ces objectifs, une méta-analyse sur les différents paramètres nécessaire à la quantification de la substitution a tout d'abord été réalisée. Par la suite, une série d'ACV simplifiée a été réalisée sur les processus de recyclage et de valorisation des matières résiduelles. Ces ACV ont permis de déterminer la sensibilité des impacts environnementaux vis-à-vis des ratios de substitution. En parallèle, une évaluation du réalisme des ratios de substitution par rapport à l'usage des matières récupérées a été menée. Finalement, une dernière étape a consisté à identifier les propriétés importantes des matières récupérées qui ont une influence sur la fonction principale du produit étudié et qui sont affectées par le recyclage.

Les résultats de l'étude ont démontré qu'une grande proportion des études ACV sur les matières résiduelles considère des rapports de substitution de 1 : 1 pour toutes catégories de matières confondues. Lorsque les ratios sont différents de 1 : 1, une grande dispersion entre les valeurs minimales et maximales est observée. L'évaluation du réalisme des ratios de substitution a révélé que premièrement une très grande proportion des ratios recensés ne sont tout simplement pas justifiés par les auteurs des études. Deuxièmement, aucune des justifications comptabilisées n'est réaliste par rapport aux propriétés des matières et de leur usage. Ensuite, les analyses de sensibilité ont démontré que le verre, le polyéthylène haute-densité et particulièrement le carton sont les matières les plus sensibles à la variation du ratio de substitution dans l'évaluation des impacts environnementaux. En se concentrant sur le carton, les recherches ont mis de l'avant que la force en compression et la résistance en flexion sont les propriétés les plus importantes pour répondre à l'usage des boîtes de carton. Finalement, il a été déterminé que ces propriétés sont influencées par la perte de liens entre les fibres formant la pâte et que c'est cette perte de qualité qui devrait justifier les ratios de substitution pour le recyclage des boîtes de carton ondulé.

ABSTRACT

The overall environmental performance of a waste treatment technology depends on several factors. The ability of co-products such as recycled materials to avoid primary production of materials and the associated emissions is frequently the most important determinant of the environmental performance of a residual material. Substitution modeling aims to take this factor into account in life cycle assessments (LCAs). However, there is currently no method that is uniformly used to determine the substitution. The use of substitution is a complex method. It is first of all necessary to determine the substitutable materials with respect to each other. It is, therefore, necessary to know the functional equivalence between the materials. It is also necessary to know the different markets of each material. However, the whole is interconnected by complex mechanisms of a chain of cause and effect and several actors of the technosphere are involved.

The main objective of this research is to critically assess the use of substitution in LCA on waste management. In order to achieve this objective, the study has been divided into four sub-objectives: 1) to draw a portrait of the substitution ratios used in LCAs of waste management; 2) determine the importance of these ratios on the quantification of environmental impacts; 3) determine the extent to which these ratios are justified based on the impact of recycled material properties on their use, and 4) determine how recycling technologies affect the properties of recycled materials.

To meet these objectives, a meta-analysis on the various parameters necessary for the quantification of the substitution was carried out. Subsequently, a series of simplified LCAs were carried out on the processes of recycling and recovery of residual materials to determine the sensitivity of environmental impacts towards the substitution ratios. In parallel, an assessment of the realism of substitution ratios in relation to the use of recovered materials was conducted. Finally, the last step was to identify the important properties of recovered materials that influence the main function of the product under study and are affected by recycling.

The results of the study show that a large proportion of LCA studies on residual materials consider substitution ratios of 1: 1 for all material categories. When the ratios are different from 1: 1, a large dispersion between the minimum and maximum values exists. The evaluation of the realism of the substitution ratios revealed that firstly a very large proportion of the ratios identified are simply not justified by the authors of the studies. Secondly, none of the identified justifications is realistic with respect to the properties of the materials and their use. Then, sensitivity analyzes showed that glass,

high-density polyethylene and particularly cardboard are the most sensitive materials to the variation of the substitution ratio in the environmental impacts evaluation. Focusing on cardboard, research has shown that compressive strength and bending strength are the most important properties for handling cardboard boxes. Finally, it has been determined that these properties are influenced by the loss of bonds between the fibers forming the pulp and that it is this loss of quality that should justify the substitution ratios for the recycling of corrugated boxes.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	3
2.1 Analyse du cycle de vie	3
2.1.1 Définition	3
2.1.2 Méthodologie	3
2.1.3 ACV attributionnelle et ACV conséquentielle.....	8
2.1.4 Analyse du cycle de vie et gestion des matières résiduelles	9
2.2 Processus multifonctionnels et imputations.....	10
2.2.1 Imputations dans les analyses du cycle de vie classique.....	10
2.2.2 Imputation dans les ACV sur les matières résiduelles	13
2.2.2.1 Méthode de substitution des processus de recyclage	16
2.2.2.2 Autres méthodes d'imputation pour les processus de recyclage.....	18
2.2.3 Nouvelle approche pour l'utilisation de la substitution en ACV de gestion des matières résiduelles.....	20
2.3 Résumé des enjeux et de la frontière de recherche	22

CHAPITRE 3	OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE.....	24
3.1	Objectif et sous-objectifs	24
3.2	Méthodologie	24
3.2.1	Méta-analyse des paramètres de substitution	26
3.2.2	Études d'impacts environnementaux des processus de recyclage et de valorisation	28
3.2.3	Évaluation du réalisme des ratios de substitution	34
3.2.4	Identification des propriétés mécaniques affectées par le recyclage.....	35
CHAPITRE 4	RÉSULTATS	37
4.1	Méta-analyse	37
4.1.1	Recensement des paramètres υ , η , α et π	37
4.1.2	Analyse sur le coefficient de substituabilité.....	39
4.1.3	Analyse du coefficient d'efficacité de conversion	46
4.2	Analyses des impacts environnementaux des processus de recyclage et de valorisation	47
4.2.1	Analyse de variabilité.....	48
4.2.2	Analyse de sensibilité.....	50
4.3	Évaluation du réalisme des justifications des ratios de substitution	53
4.4	Évaluation de l'influence du recyclage du carton sur ses propriétés mécaniques	58
CHAPITRE 5	DISCUSSION	62
5.1	Contributions et avancées de l'étude	62
5.2	Limites et faiblesses de l'étude	63
5.3	Limites des analyses du cycle de vie	64
5.3.1	La contamination des matières en ACV	66
CHAPITRE 6	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	68
BIBLIOGRAPHIE	69

ANNEXES 88

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Exemple fictif représentant la compilation des données lors de la revue de littérature.	27
Tableau 3-2 : Composition massique des différents flux de matière utilisés dans la modélisation ACV	31
Tableau 3-3 : Processus modélisés dans EASETECH pour l'étude de sensibilité.....	31
Tableau 6-1 : Résumé des technologies de traitement des matières résiduelles	100
Tableau 6-2 : Valeurs minimales et maximales du paramètre α recensées pour toutes les catégories de matières résiduelles	104

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Phases de l'analyse du cycle de vie. © S. Viau, 2018	4
Figure 2-2 : Exemple générique d'un processus élémentaire. © S. Viau, 2018	5
Figure 2-3 : Échange des flux élémentaires entre la technosphère et l'écosphère. © S. Viau, 2018	6
Figure 2-4 : Exemple générique d'un système de produit dans les études ACV. © S. Viau, 2018..	6
Figure 2-5 : Exemple simplifié d'un système de produit pour une ACV de gestion de matières résiduelles. © S. Viau, 2018.....	9
Figure 2-6 : Exemple de processus multifonctionnel, cas de recyclage du papier. © S. Viau, 2018	10
Figure 2-7 : Exemple des méthodes d'allocation pour les processus multifonctionnels. © S. Viau, 2018.....	12
Figure 2-8 : Exemple de l'application de la méthode par substitution à qualité équivalente. © S. Viau, 2018.....	16
Figure 2-9 : Exemple de l'application de la méthode par substitution avec un facteur de correction. © S. Viau, 2018.....	17
Figure 2-10 : Exemple de l'application de la méthode par substitution avec un produit alternatif. © S. Viau, 2018.....	18
Figure 2-11 : Exemple de l'application de la méthode d'allocation basée sur le contenu en matière recyclée. © S. Viau, 2018.....	19
Figure 2-12 : Exemple fictif illustrant les quatre paramètres nécessaires à la quantification du potentiel de substitution. © S. Viau, 2018	21
Figure 3-1 : Résumé de la méthodologie. © S. Viau, 2018	26
Figure 3-2 : Exemple générique de modélisation d'un procédé de recyclage incluant les frontières du système tel que modélisé dans le logiciel EASETECH. © S. Viau, 2018.....	30
Figure 3-3 : Exemple générique de modélisation d'un procédé de traitement biologique générant un compost ou un digestat incluant les frontières du système tel que modélisé dans le logiciel EASETECH. © S. Viau, 2018	30

Figure 4-1 : Proportions dans lesquelles les paramètres α , η , υ et π sont représentés dans la littérature.	38
Figure 4-2 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions du paramètre α exprimées de manière implicite et explicite, et proportions du paramètre α égales ou non à 1 qui sont exprimées de manière explicite. Le nombre entre crochet représente le nombre d'article recensés.	40
Figure 4-3 : Par catégorie de matières résiduelles recyclées, proportions des recyclages considérés en boucle ouverte ou en boucle fermée et proportions du paramètre α égales ou non à 1. Le nombre entre crochet représente le nombre d'articles recensés.	42
Figure 4-4 : Par catégorie de substitué/substituant, distribution des valeurs du paramètre α pour les catégories ayant plus de six valeurs recensées. Les lignes des boîtes représentent le premier quartile, la médian et le troisième quartile; le x représente la valeur moyenne de chaque distribution; les barres d'erreurs représentent les valeurs minimales et maximales de chaque distribution.	44
Figure 4-5 : Par catégorie de substituant/matière résiduelle, distribution des valeurs du paramètre η pour les catégories ayant plus de six valeurs recensées. Le x représente la valeur moyenne de chaque distribution, les barres verticales représentent les valeurs médianes, les barres d'erreurs représentent les valeurs minimales et maximales de chaque distribution.	47
Figure 4-6 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α pour les catégories d'impacts sur la santé humaine, les dommages aux écosystèmes et l'appauvrissement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.	49
Figure 4-7 : Ratio de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre pour les catégories d'impacts sur la santé humaine, les dommages aux écosystèmes et l'appauvrissement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.	51
Figure 4-8 : Analyse de contribution des impacts pour le processus « recyclage de l'aluminium ».	52

Figure 4-9 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions de ratios de substitution justifiés et non justifiés par les auteurs. Le nombre entre crochet représente le nombre d'articles recensés.	55
Figure 4-10 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions des différentes justifications utilisées pour les ratios de substitution justifiés. Le nombre entre crochet représente le nombre de ratio de substitution recensés qui sont justifiés.	56
Figure 4-11 : Conception d'une boîte de carton ondulé. © S. Viau, 2018	60
Figure 6-1 : Ligne de temps de l'apparition des modèles ACV spécifiques à la gestion des matières résiduelles. © S. Viau, 2018.....	88
Figure 6-2 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact changements climatiques de la méthode d'impact ReCiPe.....	107
Figure 6-3 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact appauvrissement de l'ozone de la méthode d'impact ReCiPe.....	107
Figure 6-4 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact acidification terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.	108
Figure 6-5 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact eutrophisation de l'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.....	108
Figure 6-6 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact eutrophisation marine de la méthode d'impact ReCiPe.	109
Figure 6-7 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact toxicité humaine de la méthode d'impact ReCiPe. ..	109

Figure 6-8 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact formation d'oxydants photochimiques de la méthode d'impact ReCiPe.	110
Figure 6-9 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact formation de particules de la méthode d'impact ReCiPe.	110
Figure 6-10 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.	111
Figure 6-11 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité de l'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.....	111
Figure 6-12 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité marine de la méthode d'impact ReCiPe.	112
Figure 6-13 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact radiation ionisante de la méthode d'impact ReCiPe.	112
Figure 6-14 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact épuisement de l'eau de la méthode d'impact ReCiPe.	113
Figure 6-15 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact épuisement des métaux de la méthode d'impact ReCiPe.	113
Figure 6-16 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact épuisement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.....	114
Figure 6-17 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur les changements climatiques de la méthode d'impact ReCiPe.....	115

Figure 6-18 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'appauvrissement de l'ozone de la méthode d'impact ReCiPe.....	115
Figure 6-19 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'acidification terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.....	116
Figure 6-20 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'eutrophisation d'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.....	116
Figure 6-21 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'eutrophisation marine de la méthode d'impact ReCiPe.....	117
Figure 6-22 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la toxicité humaine de la méthode d'impact ReCiPe.	117
Figure 6-23 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la formation d'oxydants photochimiques de la méthode d'impact ReCiPe.	118
Figure 6-24 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la formation de particules de la méthode d'impact ReCiPe.....	118
Figure 6-25 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.	119
Figure 6-26 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité d'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.....	119

Figure 6-27 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité marine de la méthode d'impact ReCiPe.	120
Figure 6-28 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur les radiations ionisantes de la méthode d'impact ReCiPe.....	120
Figure 6-29 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement de l'eau de la méthode d'impact ReCiPe.	121
Figure 6-30 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement des métaux de la méthode d'impact ReCiPe.....	121
Figure 6-31 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.....	122
Figure 6-32 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de compostage.	123
Figure 6-33 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de compostage.	123
Figure 6-34 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de digestion anaérobique.	124
Figure 6-35 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de digestion anaérobique.	124
Figure 6-36 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du verre.....	125
Figure 6-37 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du verre.	125

Figure 6-38 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'aluminium.....	126
Figure 6-39 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'aluminium.....	126
Figure 6-40 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'acier.	127
Figure 6-41 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'acier.	127
Figure 6-42 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du carton.	128
Figure 6-43 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du carton.	128
Figure 6-44 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du papier.	129
Figure 6-45 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du papier.	129
Figure 6-46 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du HDPE.....	130
Figure 6-47 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du HDPE.....	130
Figure 6-48 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du PET.	131
Figure 6-49 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du PET.	131
Figure 6-50 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du plastique.....	132

Figure 6-51 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du plastique.....132

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Abréviation

3RV-E	Réduction, Réutilisation, Recyclage, Valorisation et Élimination
AMF	Analyse des flux de matières
ACV	Analyse du cycle de vie
ACV-A	Analyse du cycle de vie attributionnelle
ACV-C	Analyse du cycle de vie conséquentielle
BOF	Convertisseur basique à oxygène
COD	Demande chimique en oxygène
CRD	Construction, Rénovation et Démolition
DTU	Université Technique du Danemark
EAC	Four à arc électrique
EU	Union Européenne
HDPE	Polyéthylène haute densité
ISO	Organisation international de normalisation
ICV	Inventaire du cycle de vie
kWh	Kilowattheure
LDPE	Polyéthylène basse densité
MFE	Équivalent d'engrais minéral
PET	Polyéthylène téréphtalate
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PVC	Polychlorure de vinyle
RS	Ratio de sensibilité

UF Unité fonctionnelle

Lettres grecques

$\alpha^{\text{rec:disp}}$ Substituabilité définit par Vadenbo et coll. (2017)

α Substituabilité

η^{rec} Efficacité de récupération définit par Vadenbo et coll. (2017)

η Efficacité de récupération

π^{disp} Réponse du marché par Vadenbo et coll. (2017)

π Réponse du marché

U^{rec} Potentiel de ressource récupérable définit par Vadenbo et coll. (2017)

u Potentiel de ressource récupérable

LISTE DES ANNEXES

Annexe A - Logiciels spécifiques en acv de gestion des matières résiduelles.....	88
Annexe B - Technologie de traitement des matières résiduelles	90
Annexe C – Résultats de la méta-analyses sur les valeurs minimales et maximales de α recensées	104
Annexe D – Résultats orientés dommage de l'étude de variabilité.....	107
Annexe E – Résultats orientés dommage de l'analyse de sensibilité.....	115
Annexe F – Résultats des analyses de contribution	123
Annexe G – Démonstration mathématique en relation avec le calcul du ratio de sensibilité	133

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

Pour bâtir son plan d'action concernant la politique de gestion des matières résiduelles, le gouvernement du Québec s'est basé sur la hiérarchie des 3RV-E¹ qui vise à prioriser les modes de gestion ayant le moins d'impact sur l'environnement. Le plan d'action stipule qu'à moins qu'une analyse du cycle de vie (ACV) démontre le contraire, la hiérarchie doit être appliquée strictement (MDDELCC, 2011). Or, il n'est pas rare de trouver dans la littérature des ACV de gestion de matières résiduelles qui démontrent des cas où la valorisation énergétique cause moins d'impacts sur l'environnement que le recyclage des matières pour certaines catégories d'impacts environnementaux tel que l'épuisement des ressources (Finnveden, Johansson, Lind, & Moberg, 2005).

Ce renversement de la hiérarchie peut s'expliquer par plusieurs facteurs. En fait, la performance environnementale globale d'une technologie de traitement des matières résiduelles dépend principalement de trois facteurs soit :

1. ses émissions directes (par exemple, les rejets de méthane, les émissions de CO₂),
2. ses besoins en matériaux et en énergie, ainsi que les impacts qui y sont associés en amont,
3. la capacité des coproduits comme les matières recyclées et l'énergie récupérée d'éviter la production primaire de matière et les émissions qui y sont associées.

Le dernier point est fréquemment le facteur le plus déterminant du profil environnemental d'une technologie de traitement des matières résiduelles (L. Rigamonti, Grosso, & Giugliano, 2010). La modélisation de la substitution, ou plus largement appelée l'expansion des frontières vise à prendre en compte ce facteur dans l'ACV. Ces méthodes sont préconisées par l'Organisation internationale de normalisation (ISO) pour résoudre les problèmes de processus multifonctionnels tels que ceux de traitement des matières résiduelles (ISO, 2006a). De manière générale, la substitution consiste à soustraire les impacts environnementaux de la production évitée de matières primaires par la production de matières secondaires. Par exemple, l'aluminium recyclé tient compte des impacts du procédé de recyclage et de la soustraction des impacts évités pour la production d'une quantité

¹ Réduction à la source, Réemploi, Recyclage, Valorisation (matière et énergie) et Élimination

équivalente d'aluminium primaire. Actuellement, aucune méthode n'est utilisée uniformément pour déterminer dans quelle mesure les matières se substituent les unes aux autres. S'il n'y a pas de changement dans les propriétés inhérentes des matières, ISO permet la substitution dans un rapport de 1 : 1. Dans une autre mesure, si le produit est recyclé en boucle ouverte, c'est-à-dire qu'il substitue une matière d'un autre secteur de l'économie, la quantification de cette substitution peut devenir ardue. Néanmoins, il faut se demander s'il existe réellement un marché pour les matières secondaires.

Depuis la fin des années 1990 et le début des années 2000, de nombreux chercheurs ont tenté de répondre à ce problème en proposant des lignes directrices ou des cadres méthodologiques. Cependant, personne ne s'entend sur la méthode à suivre et il est difficile pour les praticiens en ACV de choisir une méthode adéquate. Il devient donc primordial de dresser un portrait de l'utilisation des méthodes d'utilisation de la substitution et d'y poser un regard critique.

La section suivante présente une revue de la littérature critique sur la définition de la méthodologie ACV et les problématiques liées à la substitution et la gestion des matières résiduelles. Le chapitre 3 énonce l'objectif principal et ses sous-objectifs en plus de la méthodologie utilisée pour répondre aux sous-objectifs. Le chapitre 4 présente les différents résultats obtenus à chaque étape de la méthodologie ainsi qu'une analyse des résultats. Enfin, le chapitre 5 présente diverses discussions liées aux résultats obtenus et le chapitre 6 énonce les conclusions et recommandations dans l'éventualité de la poursuite des recherches.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Cette revue de littérature a pour objectif de présenter les notions nécessaires à la compréhension de ce mémoire. Tout d'abord, la définition de l'analyse du cycle de vie ainsi que de sa méthodologie est présentée. Ensuite, les problématiques associées à l'imputation des processus multifonctionnels sont présentées dans un contexte de gestion des matières résiduelles ainsi que la coproduction de matières secondaires.

2.1 Analyse du cycle de vie

La problématique à laquelle ce mémoire tente de répondre est directement reliée à la méthodologie d'analyse du cycle de vie (ACV), il est donc primordial d'expliquer ce en quoi consiste cette méthodologie. La section suivante explique la définition et la méthodologie de l'analyse du cycle de vie.

2.1.1 Définition

L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil d'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie. L'ACV utilise une approche du type « berceau à tombeau », ce qui représente tous les processus nécessaires pour remplir la fonction principale d'un produit ou d'un service. Typiquement, les processus d'un cycle de vie couvrent les étapes d'acquisition des ressources, de production, d'utilisation, de fin de vie ainsi que de transport (Jolliet et al., 2015).

L'ACV peut être très utile lorsqu'il est nécessaire d'évaluer l'amélioration de la performance environnementale d'un produit ou d'un service. L'interprétation des résultats de l'ACV permet d'identifier les zones critiques de la performance environnementale et de proposer des modifications nécessaires permettant la réduction d'impact. L'ACV permet également d'évaluer si les efforts de recyclage sont souhaitables pour réduire l'impact environnemental d'une matière résiduelle (Jolliet et al., 2015).

2.1.2 Méthodologie

La méthodologie ACV est normalisée par l'Organisation internationale de normalisation (ISO) avec la norme sur le management environnemental, ISO 14 040, qui énonce les principes et le cadre

de l'ACV et la norme ISO 14 044 qui énonce les exigences et lignes directrices de l'ACV (ISO, 2006a, 2006b). Selon ISO, la méthodologie ACV comporte quatre étapes soit :

1. la définition des objectifs et du champ de l'étude,
2. l'établissement de l'inventaire du cycle de vie,
3. l'analyse des impacts,
4. la phase d'interprétation.

Les quatre phases sont interreliées ce qui fait en sorte que la réalisation d'une ACV est un processus itératif. La Figure 2-1 présente la relation qui existe entre les différentes phases de l'ACV.

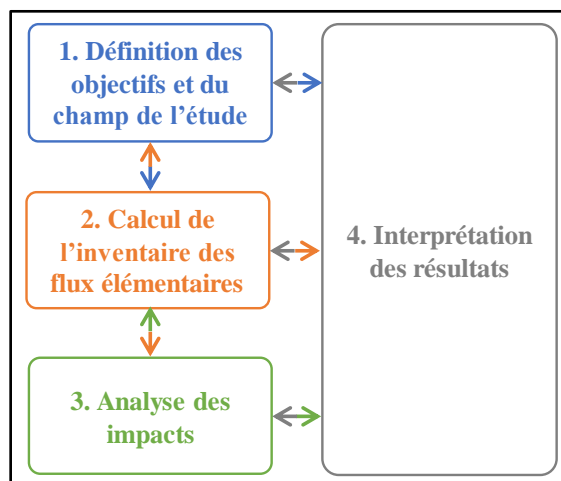


Figure 2-1 : Phases de l'analyse du cycle de vie. © S. Viau, 2018

Définition des objectifs et du champ de l'étude

La définition des objectifs et du champ de l'étude est la première étape lors de la réalisation d'une ACV. Cette étape est cruciale puisqu'elle y établit les bases de l'étude. Elle vise à décrire l'étude en établissant ses objectifs et son champ d'application, c'est-à-dire l'application prévue, les raisons de l'étude, l'auditoire visé et si les résultats sont destinés au grand public (ISO, 2006a).

Le champ de l'étude doit être défini par 12 éléments selon la norme ISO. Les premiers éléments à être défini sont l'identification du produit ou du service à étudier et la fonction du système à l'étude. Par la suite, il est essentiel de définir l'unité fonctionnelle (UF), car c'est le flux qui quantifie la fonction primaire du système. Un exemple d'UF pour une ACV de gestion des matières résiduelles est « le traitement de 1 tonne de matières organiques générée par la ville de Montréal en 2018 ».

Une fois l'UF définie, il est possible de quantifier tous les flux, appelés flux économiques, nécessaires à la réalisation de la fonction du système. L'établissement des frontières du système est un autre aspect important du champ de l'étude, car elles délimitent l'étude. Les autres éléments nécessaires sont les règles d'imputation pour les processus multifonctionnels, les catégories d'impact et la méthode d'impact sélectionnée, les exigences sur la qualité des données, les hypothèses, les limites, le type de revue critique et enfin le type et le format du rapport spécifié pour l'étude (ISO, 2006a; Jolliet et al., 2015).

La phase de définition des objectifs et du champ de l'étude permet d'établir le système de produit à l'étude. Un système de produit est selon la norme ISO 14 044 un regroupement de tous les processus élémentaires, incluant ses flux de produits et ses flux élémentaires, qui permet de remplir la fonction définie (ISO, 2006b). Un processus élémentaire est défini comme une boîte noire dans laquelle ce qu'il se passe à l'intérieur est inconnu et qui n'est pas nécessaire de connaître, mais que les entrants et les sortants sont connus. La Figure 2-2 illustre un exemple de processus élémentaire relié à d'autres processus élémentaires. Les flux élémentaires entrants représentent les ressources qui sont consommées et les flux élémentaires sortants représentent les émissions à l'environnement. Les flux économiques sont des flux intermédiaires tels des produits, des matériaux, de l'énergie ou des services échangés entre les processus élémentaires.

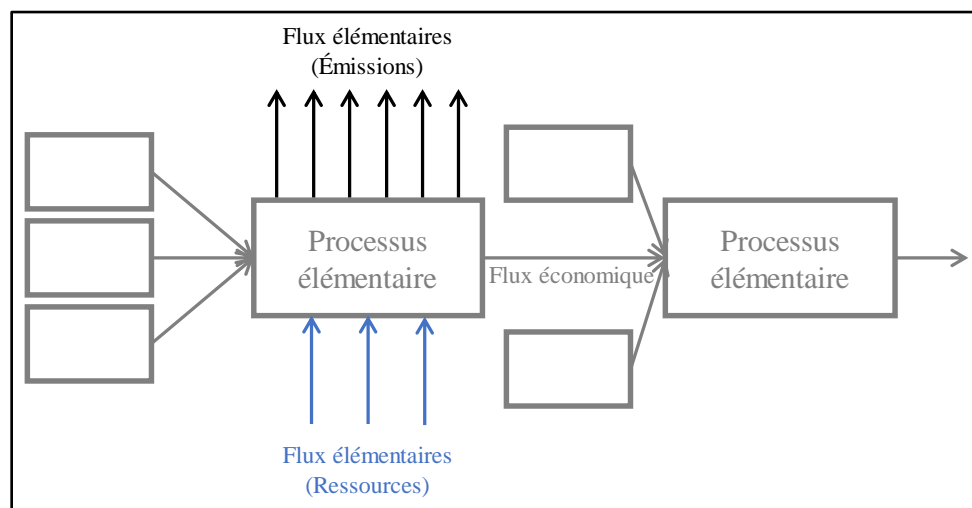


Figure 2-2 : Exemple générique d'un processus élémentaire. © S. Viau, 2018

Les flux élémentaires sont perçus comme étant un échange entre l'écosphère et la technosphère. L'écosphère regroupe l'environnement naturel comme les êtres vivants et les ressources, tandis

que la technosphère regroupe l'ensemble des activités anthropiques. La Figure 2-3 illustre le concept d'échange de flux élémentaires entre la technosphère et l'écosphère.

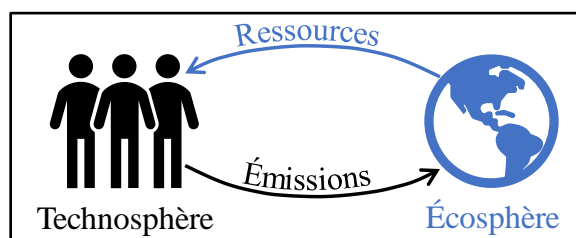


Figure 2-3 : Échange des flux élémentaires entre la technosphère et l'écosphère. © S. Viau, 2018

L'ensemble des processus élémentaires inclus dans les frontières du système représente le système de produit tel que décrit précédemment. La Figure 2-4 illustre un exemple générique d'un système de produit.

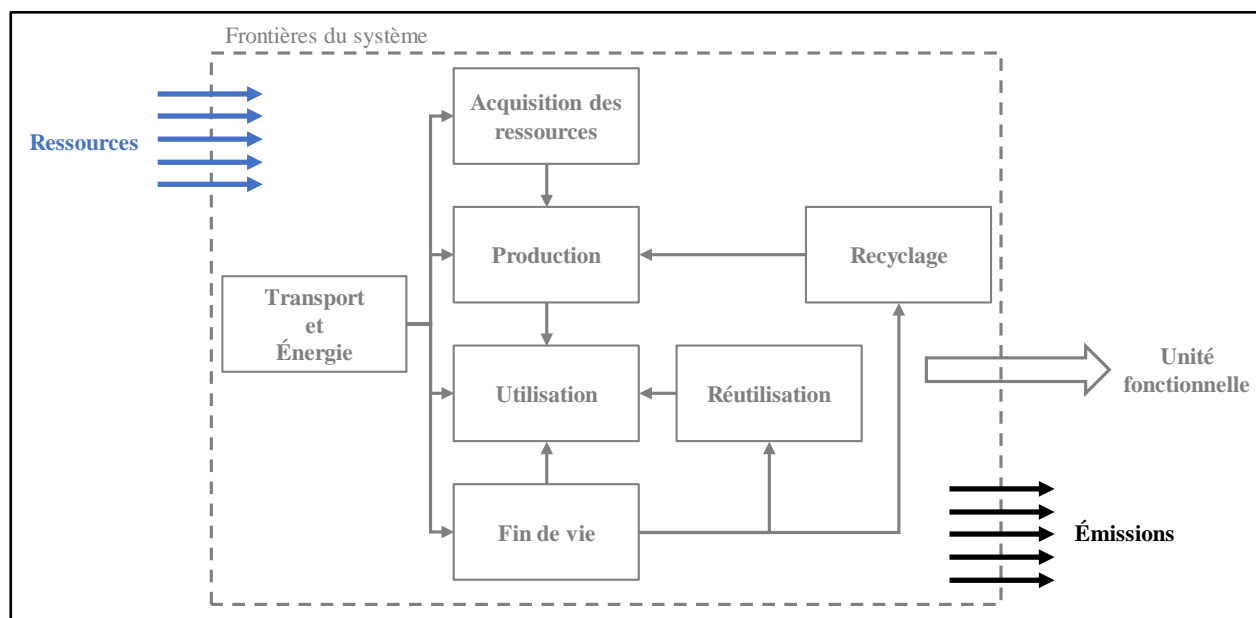


Figure 2-4 : Exemple générique d'un système de produit dans les études ACV. © S. Viau, 2018

Inventaire du cycle de vie

L'inventaire du cycle de vie (ICV) est la phase de l'ACV où tous les flux élémentaires des processus élémentaires inclus dans les frontières du système sont comptabilisés. C'est à cette étape que le lien entre la technosphère et l'écosphère est quantifié. En d'autres mots, c'est à cette étape que les émissions à l'air, à l'eau et au sol sont calculées. C'est également à cette étape que l'extraction des matières renouvelables et non renouvelables requise pour remplir l'UF est

quantifiée (ISO, 2006a; Jolliet et al., 2015). Le calcul de l'ICV est une étape laborieuse, car il faut premièrement récolter les données pour tous les flux économiques du système de produit. Cette collecte peut être relativement longue et difficile à cause, entre autres, de la confidentialité des données. Par la suite, il faut connaître les facteurs d'émissions ou d'extraction de chaque flux économique. Pour un système moyennement complexe, l'utilisation de logiciels ACV ainsi que d'une base de données devient plus que nécessaire pour le calcul de l'ICV. Les différents logiciels disponibles pour réaliser des ACV de gestion de matières résiduelles sont explicités en Annexe A.

Analyse des impacts

L'analyse des impacts se fait à la suite du calcul de l'ICV. Le but de cette phase est d'évaluer concrètement l'impact des polluants sur l'environnement. Cette étape permet de comparer par exemple l'émission de CO₂ avec l'émission de plomb. En fonction de la méthode d'impact et des catégories d'impact choisies lors de la première phase de l'ACV, les émissions sont classées par catégories d'impact, ce qu'on appelle l'étape de classification. Ensuite, une étape de catégorisation est nécessaire pour comparer les émissions entre elles. Les méthodes d'évaluation d'impact vont permettre de faire l'association entre le polluant et la catégorie d'impact. Par exemple, l'émission du polluant CFC-11 va être classée sous la catégorie d'impact détérioration de la couche d'ozone (ISO, 2006a; Jolliet et al., 2015). La catégorisation des impacts peut se faire à deux niveaux. Le premier niveau est le niveau intermédiaire ou le niveau appelé problème (*midpoint*). Ce niveau se détaille en plusieurs catégories d'impact par exemple les changements climatiques, la détérioration de la couche d'ozone, l'eutrophisation aquatique, etc. Le deuxième niveau est le niveau dommage (*endpoint*) qui agrège les impacts intermédiaires afin de simplifier l'interprétation des résultats. Dans la méthode ReCiPe, les catégories d'impact de niveau dommage sont :

- dommage à la santé humaine,
- dommage aux écosystèmes,
- appauvrissement des ressources (Goedkoop et al., 2013).

Les catégories d'impact intermédiaires sont plus précises que les catégories d'impact dommage, cependant elles rendent l'interprétation de l'étude plus complexe.

Interprétation des résultats

Cette dernière étape a pour but d'identifier les étapes du cycle de vie les plus contributrices aux impacts environnementaux. Elle permet aussi d'analyser les incertitudes sur les résultats. C'est à cette étape qu'il est possible de tirer des conclusions, d'apporter des recommandations et d'exposer les limites de l'analyse. C'est également durant cette étape qu'une analyse de sensibilité peut être réalisée afin de tester la robustesse des résultats, des hypothèses et des modèles utilisés (Jolliet et al., 2015).

2.1.3 ACV attributionnelle et ACV conséquentielle

Il existe deux principales approches en ACV, soit l'ACV attributionnelle (ACV-A) et l'ACV conséquentielle (ACV-C). L'ACV-A est l'approche la plus couramment utilisée, car elle la plus simple à appliquer. Elle vise à déterminer la répartition des impacts environnementaux entre les processus élémentaires. C'est surtout une méthode qui vise à décrire ce qui se passe et elle est donc typiquement définie comme étant rétrospective. L'ACV-C est une méthode plus récente et elle est plus complexe à mettre en application. Elle tente d'évaluer les conséquences d'une perturbation dans le système. Elle peut donc être définie comme étant prospective (Ekvall & Weidema, 2004). Un exemple typique d'application d'ACV-C est de déterminer les processus et les flux élémentaires qui seront affectés ou altérés par l'augmentation de production d'électricité générée par l'incinération des matières résiduelles. Ainsi, l'aspect temporel est un facteur important dans l'ACV-C.

Une distinction majeure entre ces deux types d'ACV est que l'ACV-A étudie toutes les technologies impliquées dans le cycle de vie du bien ou du service, alors que l'ACV-C s'intéresse principalement aux technologies affectées par la perturbation. Ces technologies affectées sont dites marginales, c'est-à-dire que les capacités de production sont affectées par une perturbation aussi minime soit-elle (Ekvall & Weidema, 2004). La difficulté de l'ACV-C est la détermination des technologies marginales. Face à cette difficulté, Ekvall et Weidema (2004) ont développé une méthodologie qui vise à répondre à quatre questions afin de déterminer la technologie marginale.

1. Quels sont les aspects temporels pertinents ?
2. La perturbation affecte-t-elle les processus spécifiques ou les marchés globaux ?
3. Si le marché est atteint, quelle est la tendance du marché ?

4. Si les processus sont affectés, est-ce que les technologies sont flexibles ?

En résumé, si l'objectif de l'étude ACV est de déterminer l'impact d'une décision, par exemple quel sera l'impact d'implanter une usine de digestion anaérobique dans le système actuel de traitement des matières résiduelles, il est suggéré de réaliser une ACV-C. En contrepartie, si l'objectif est plutôt de comparer deux produits et de déterminer celui qui a le moins d'impact, il est judicieux de faire une ACV-A.

2.1.4 Analyse du cycle de vie et gestion des matières résiduelles

Les ACV de gestion des matières résiduelles sont des ACV quelque peu différentes des ACV classiques de par leur champ d'étude. Typiquement, l'approche des ACV d'un système de gestion des matières résiduelles est plutôt du type « porte à tombeau », c'est-à-dire que le cycle de vie débute à l'étape de fin de vie et que tous les processus en amont ne sont pas considérés (Clavreul, Baumeister, Christensen, & Damgaard, 2014). La Figure 2-5 présente un exemple simplifié d'un système de produit pour une ACV de gestion des matières résiduelles.

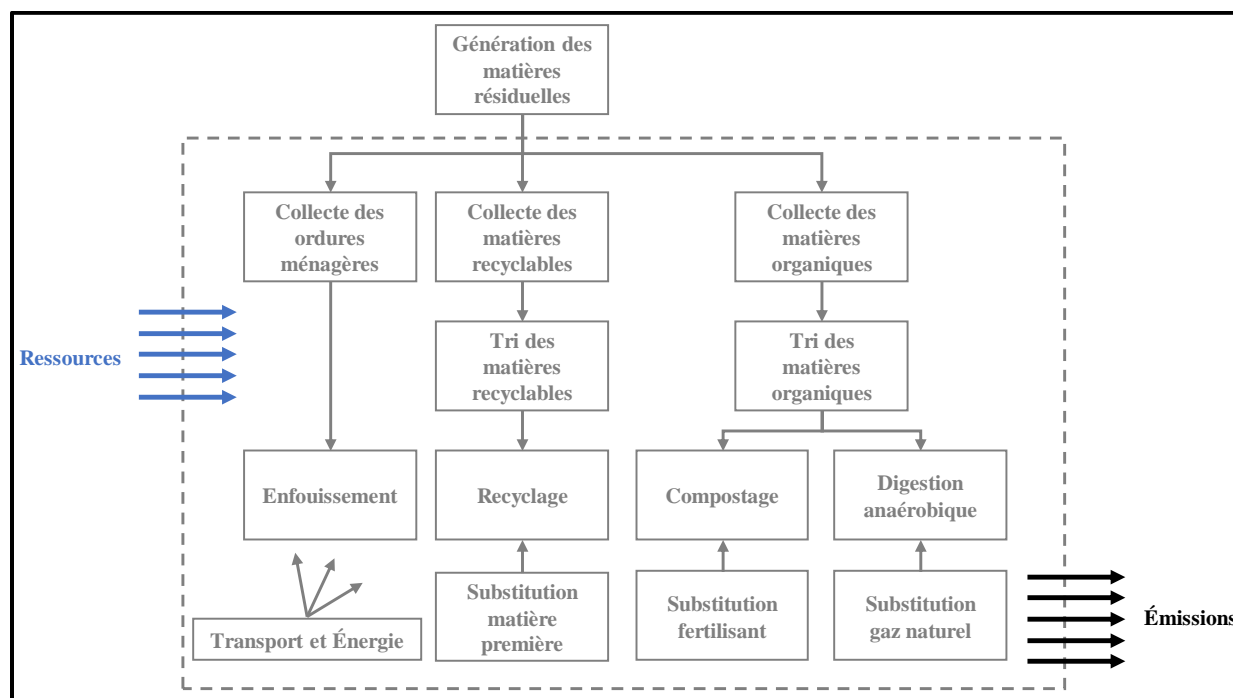


Figure 2-5 : Exemple simplifié d'un système de produit pour une ACV de gestion de matières résiduelles. © S. Viau, 2018

Les ACV de gestion des matières résiduelles consistent généralement à évaluer les impacts environnementaux directs et indirects associés aux méthodes de traitement (E. C. Gentil et al., 2010). Ces méthodes incluent le recyclage des matières, le compostage, la digestion anaérobie et les méthodes de valorisation énergétique telles que l'incinération, la gazéification et la pyrolyse. Ces diverses technologies de traitement sont détaillées en Annexe B.

Les processus de gestion des matières résiduelles sont pour la plupart des processus multifonctionnels, c'est-à-dire qu'ils remplissent plus d'une fonction. Un processus de traitement de matières résiduelles remplit généralement deux fonctions. La première fonction est d'offrir le service de traitement de la matière. La deuxième fonction est la production d'une matière secondaire. La Figure 2-6 illustre un exemple de multifonctionnalité pour un cas de traitement d'un type de matière recyclable, par exemple le papier. L'exemple présente un processus de recyclage qui répond à l'unité fonctionnelle « traiter 1 tonne de papier recyclable ». Le processus remplit la fonction principale par le traitement du papier. Le processus fournit aussi un coproduit qui est le papier secondaire. Ainsi, le processus de recyclage à deux fonctions. Cependant, comment cette deuxième fonction est-elle prise en compte en ACV ? Comment ce processus peut-il être comparé équitablement avec une autre méthode de traitement qui ne produirait pas ces matières secondaires, ou qui produirait d'autres types de matières secondaires ?

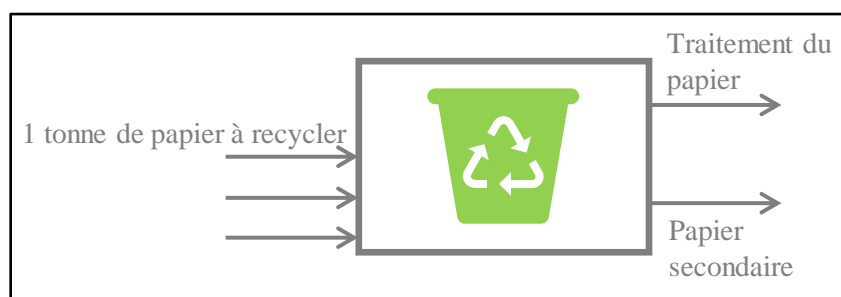


Figure 2-6 : Exemple de processus multifonctionnel, cas de recyclage du papier. © S. Viau, 2018

2.2 Processus multifonctionnels et imputations

2.2.1 Imputations dans les analyses du cycle de vie classique

La section précédente a présenté un exemple de processus multifonctionnel et a illustré un aperçu de la problématique liée à la multifonctionnalité. Cette problématique est palliée en ACV par des règles d'imputation, c'est-à-dire que les charges environnementales des deux fonctions sont

assignées de manière différente entre celles-ci. Dans une tentative d'uniformisation des méthodes d'imputation, la norme ISO 14 044 a défini une hiérarchie à respecter (ISO, 2006b). Dans un premier temps, il faut éviter autant que possible toute modélisation subjective d'imputation en subdivisant le processus élémentaire de manière à avoir deux processus distincts. Cette subdivision se fait en observant de façon empirique quels flux sont associés indépendamment à la fourniture de chaque fonction. S'il est impossible de subdiviser le processus multifonctionnel (comme c'est typiquement le cas pour les processus de traitement de matières résiduelles), ISO recommande de premièrement faire une expansion des frontières du système pour y inclure les processus qui permettent de remplir la fonction du coproduit. S'il est impossible d'appliquer cette méthode, ISO recommande de faire dans un deuxième temps ce qu'on appelle de la partition selon une relation physique sous-jacente entre les deux fonctions ou les coproduits. La relation physique doit refléter la manière dont les entrants et les sortants du processus sont affectés par un changement dans la production. Un exemple de relation physique est l'équilibre stœchiométrique entre deux coproduits. Finalement, lorsqu'aucune relation physique ne peut être établie, ISO recommande de faire une partition selon une autre relation existante entre les coproduits ou les fonctions. Les relations peuvent être basées sur la masse, le contenu énergétique ou même sur les relations économiques.

La Figure 2-7 illustre des cas simples de méthodes d'imputation. Le processus illustré dans le carré en haut à gauche présente uniquement le cas de multifonction de base, un processus élémentaire quelconque qui a deux produits soit le produit A et le produit B et qui a comme intrant un produit x , 3 fois un produit y et 2 fois un produit z . La subdivision est illustrée dans le carré en bas à gauche. La subdivision s'applique lorsque dans un système étudié certains processus servent uniquement à produire l'un des coproduits ou s'il est connu qu'une fraction d'un processus sert à produire l'un des coproduits. Par exemple, à la Figure 2-7 il est illustré que le flux de produit x et $2/3$ du flux de produit y servent à produire le coproduit A, alors que $1/3$ du flux de produit y et le flux de produit z servent uniquement à produire le coproduit B. De cette manière, le processus élémentaire initial est séparé en deux processus élémentaires, soit le processus A et le processus B qui produisent respectivement les produits A et B.

L'expansion de système ou l'expansion des frontières est illustrée dans le carré du haut à droite. Dans ce cas-ci, le produit d'intérêt est le produit A et l'imputation se fait sur le produit B. Cette méthode consiste à étendre les frontières du système de manière à y inclure un processus dont le

flux sortant est un produit semblable à B. Dans l'exemple présenté, on note qu'à l'entrée du processus élémentaire un flux $-B'$ est ajouté. Ce flux est considéré comme étant semblable au produit B. Ainsi, les impacts environnementaux qu'aurait le produit B sont soustraits du processus multifonctionnel. Bien souvent, cette méthode d'imputation est également appelée substitution.

La dernière méthode d'imputation, la partition, est illustrée dans le carré du bas à droite. La partition consiste à déterminer la relation de proportionnalité qui existe entre les produits A et B. Comme il a été mentionné précédemment, la relation de proportionnalité peut être une relation physique sous-jacente aux deux coproduits ou sur une autre relation tels la masse, le contenu énergétique ou la valeur économique. Une fois cette relation déterminée, les impacts environnementaux imputés au coproduit A sont la multiplication d'un facteur β , inférieur à 1, représentant la proportionnalité aux entrants du processus multifonctionnel. D'un autre côté, les impacts environnementaux du coproduit B sont imputés par la multiplication d'un facteur $(1-\beta)$.

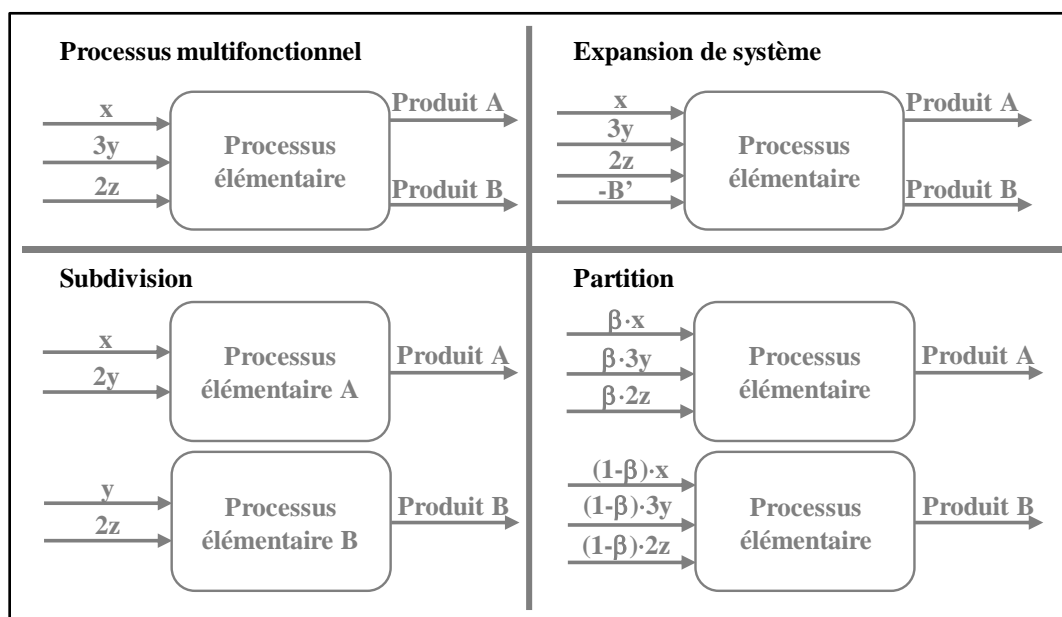


Figure 2-7 : Exemple des méthodes d'allocation pour les processus multifonctionnels. © S. Viau,

2018

L'imputation est un problème grandement débattu dans la littérature scientifique. Une partie du débat vise entre autres à savoir comment il est possible de s'assurer du respect de tous les bilans tels les bilans de masse, d'énergie, financier ou de production (Heijungs & Guinée, 2007; Majeau-Bettez, Wood, Hertwich, & Strømman, 2016; Weidema & Schmidt, 2010). Weidema et Schmidt

(2010) expliquent qu'il faut à tout prix éviter la partition, car les bilans seront respectés uniquement selon la propriété sur laquelle la partition est faite. En d'autres mots, ils disent que le bilan de masse va être respecté si la partition est faite sur la masse, mais que le bilan énergétique ou même le bilan carbone ne seront pas respectés. Selon eux, il faudrait toujours choisir l'expansion des frontières, car dans tous les cas tous les bilans sont respectés. Cependant, cela est vrai uniquement lorsque le substituant choisi est exactement identique au produit à substituer. D'ailleurs, Majeau-Bettez et ses collègues (2015) ont démontré qu'à l'exception du cas de substitution identique, dans aucun cas, peu importe la méthode d'imputation, l'ensemble des bilans n'est respecté. D'un autre côté, Heijungs et Guinée (2007) prônent fortement l'utilisation de la partition au détriment de l'expansion de frontières. Selon eux, l'utilisation de l'expansion de frontières conduit à trop de choix spéculatif en tentant de répondre à la question : « qu'est-ce qu'il arrive si ? ». Ils poursuivent leur argumentaire en disant que même si la partition consiste à une séparation artificielle d'un processus multifonctionnel et qu'elle ne respecte pas tous les bilans, au moins dans tous les cas la multifonctionnalité est rompue. En effet, selon eux l'expansion de frontières peut complexifier la multifonctionnalité si le processus substituant choisi est multifonctionnel lui-même et donc dans ce cas-là, ne pas régler le problème initial de multifonctionnalité. Au final, le débat à savoir est quel bilan doit être respecté entre le bilan massique, énergétique, financier ou de production est fonction de l'objectif de l'étude. Bien souvent la substitution ou la partition aide à pallier le problème de multifonctionnalité sans qu'il soit nécessaire que tous les bilans soient respectés, notamment lorsqu'il est question de répondre à une question de responsabilité et d'attribution des impacts.

2.2.2 Imputation dans les ACV sur les matières résiduelles

La multifonctionnalité est un aspect important en ACV de gestion des matières résiduelles puisque comme il a été décrit dans la section 2.1.4, la plupart des processus de gestion des matières résiduelles sont des processus multifonctionnels. En plus de répondre à la fonction première qui est de traiter les matières résiduelles, les processus de traitement fournissent un coproduit. Les processus de recyclage génèrent des matières secondaires. De leur côté, les procédés biologiques sont également multifonctionnels. Les processus de compostage génèrent un compost et les processus de biométhanisation génèrent un flux de biogaz et un digestat. Finalement, les processus

d'incinérations génèrent des flux d'électricité et de chaleur (Ekvall, Assefa, Björklund, Eriksson, & Finnveden, 2007).

Dans une revue de littérature sur plus de 200 ACV de gestion des matières résiduelles, Laurent et ses collègues (2014) ont recensé que 75 % des études ont utilisé l'expansion des frontières pour résoudre les processus multifonctionnels alors que 4 % des études ont utilisé la partition (Laurent et al., 2014). La majeure partie des études semble avoir respecté la hiérarchie établie par les normes ISO en évitant d'utiliser la partition.

L'expansion de système et la substitution ne sont toutefois pas évidentes à appliquer dans un cas de gestion des matières résiduelles même si fondamentalement ces situations ne diffèrent pas des autres cas de multifonctionnalité. Tout d'abord, la norme ISO 14 044 fait la distinction entre le recyclage en boucle fermée et le recyclage en boucle ouverte (ISO, 2006b). Si une matière provenant d'un système de produit est recyclée de manière à retourner dans le même système de produit, cela est considéré comme un recyclage en boucle fermée. Un exemple de recyclage en boucle fermée peut s'illustrer par un contenant en verre, par exemple une bouteille de vin qui est recyclée de manière à former de nouveau une bouteille de vin. Dans ce type de recyclage, les propriétés inhérentes des matières ne sont pas altérées et la matière secondaire peut substituer la matière primaire dans un ratio 1 : 1. Inversement, si une matière provenant d'un système de produit est recyclée de manière à retourner dans un autre système de produit, il s'agit d'un recyclage en boucle ouverte. Par exemple, un recyclage en boucle ouverte s'illustre par la même bouteille de vin que précédemment, mais cette bouteille va être recyclée de manière à fabriquer de la laine minérale. De cette manière, le recyclage de la bouteille se fait en boucle ouverte puisque le produit recyclé est réinjecté dans un autre système de produit. Il est possible qu'une matière secondaire recyclée dans une boucle ouverte substitue dans un ratio 1 : 1 la matière primaire évitée. Cela s'applique seulement si les deux matières substituables ont les mêmes propriétés inhérentes. Dans l'exemple cité précédemment, la laine minérale secondaire pourrait substituer la laine minérale primaire dans un ratio 1 : 1 si les deux types de laine possèdent les mêmes propriétés inhérentes. À l'opposé, si les propriétés inhérentes sont différentes, la substitution ne sera alors pas parfaite entre les matières. Toutefois, ISO ne précise pas ce qu'il est entendu par changement de propriétés inhérentes. De ce fait, le niveau de détail de l'ACV est très important. Si le niveau est trop faible, cela peut mener à tort à la considération d'un recyclage en boucle fermée et entraîner une sous-estimation importante des impacts environnementaux. Par exemple, si le niveau de détail se limite

à un plastique secondaire qui substitue un plastique primaire, il est possible qu'un recyclage en boucle fermée soit considéré et qu'ainsi les deux matières se substituent parfaitement. Cependant, en augmentant le niveau de détail, le plastique secondaire devient par exemple un mobilier urbain secondaire fait de plastique secondaire qui substitue du mobilier urbain primaire fait de bois. Dans ce cas-ci, le recyclage est en boucle ouverte et le ratio de substitution est nécessairement différent de 1 : 1 puisque les deux matières n'ont pas la même densité.

Il est également important de prendre en compte la perte de qualité que peuvent engendrer les processus de traitement des matières résiduelles. Les procédés de recyclage, par exemple, entraînent presque tous la perte de qualité des matières secondaires par rapport aux matières primaires. Dans le cas des métaux ferreux et non-ferreux, la présence de différents éléments d'alliage peut causer des problèmes lors du recyclage. Les lois thermodynamiques font en sorte qu'il est soit très exigeant d'un point de vue énergétique de séparer les éléments d'alliage ou soit qu'il est tout simplement impossible de les séparer (Reck & Graedel, 2012). Dans le cas de l'acier, les éléments tels que le tungstène, le molybdène, le cobalt, le nickel, le cuivre et l'étain sont impossibles à séparer de la phase solide, c'est-à-dire que les éléments ne se retrouvent ni dans les scories ni dans la phase gazeuse lors de la fusion de l'acier. Dans le cas de l'aluminium, un grand nombre d'éléments sont impossibles à séparer. Sans tous les nommer, Reck et Graedel (2012) ont illustré que presque tous les éléments qui se retrouvent dans les alliages d'aluminium ne peuvent en être séparés. En ce qui concerne le verre, l'enjeu majeur provient du mélange des couleurs et du mélange entre les types de verre. Par exemple, s'il arrive que du verre de type borosilicate se retrouve mélangé avec du verre de type sodocalcique, des traînées de couleurs peuvent apparaître sur le produit fini. Également, chaque couleur de verre a une tolérance limite vis-à-vis la contamination avec les autres couleurs. À titre d'exemple, le verre vert a la plus grande tolérance à la contamination avec les autres couleurs de verre (Dyer, 2014). Du côté des plastiques, l'enjeu provient du mélange des différents types de polymères et de la détérioration des chaînes de polymères à chaque cycle de recyclage. La présence d'eau et de contaminants lors du procédé de recyclage entraîne la scission des chaînes de polymères ce qui a pour effet de réduire la masse moléculaire des polymères et ainsi affecter leur propriété (Sethi, 2017). Finalement, le recyclage des papiers et cartons comporte aussi ses enjeux vis-à-vis la qualité de la matière secondaire produite. Les fibres perdent de la longueur à chaque boucle de recyclage en plus de perdre la possibilité de former des liens entre elles, ce qui altère les propriétés mécaniques du produit fini.

D’ailleurs, les fibres sont considérées comme étant recyclables uniquement cinq fois avant d’être éliminées. De cette manière, il est souvent nécessaire d’ajouter de la fibre vierge au produit recyclé afin d’obtenir une qualité comparable à la matière primaire (Christensen & Damgaard, 2011b).

2.2.2.1 Méthode de substitution des processus de recyclage

Au fil des années, diverses méthodes de substitution ont été développées pour les processus de recyclage qui incluent également les processus de valorisation. La première méthode est équivalente au processus de recyclage en boucle fermée détaillé précédemment. Cette méthode se nomme substitution à qualité équivalente (van der Harst, Potting, & Kroeze, 2016). Un exemple générique de l’application de la méthode est illustré à la Figure 2-8. La matière secondaire issue du processus « Recyclage du produit A » a exactement la même qualité que la matière sortant du processus « Production du produit A » et donc le processus de recyclage permet d’éviter la production du produit primaire A. Dans ce cas-ci, le ratio de substitution entre la matière primaire A et la matière secondaire A est égal à 1. Le traitement de la matière résiduelle (fonction principale) est ainsi pleinement crédité pour avoir permis d’éviter la production primaire de A. Un exemple concret d’application est le verre qui ne se dégrade pas pendant le processus de recyclage. De cette manière, le verre secondaire a donc la même qualité que le verre primaire s’il est bien trié en amont du processus de recyclage (Larsen, Merrill, & Christensen, 2009). Le verre secondaire se verra assigner les mêmes flux et les mêmes impacts environnementaux que le verre primaire, mais ces impacts seront déduits de la fonction primaire.

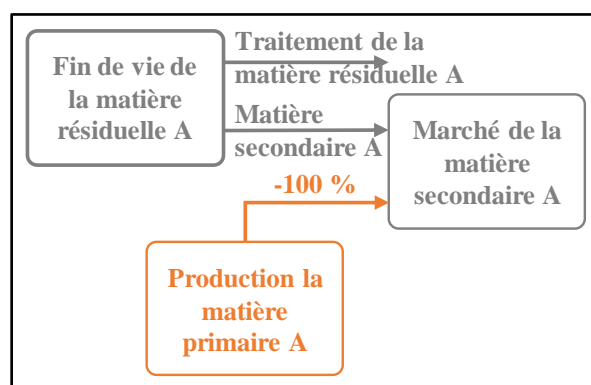


Figure 2-8 : Exemple de l’application de la méthode par substitution à qualité équivalente.

La deuxième méthode se nomme substitution avec un facteur de correction (van der Harst et al., 2016). Un exemple générique de l'application de la méthode est illustré à la Figure 2-9. La matière secondaire issue du processus « Recyclage du produit A » n'a pas tout à fait la même qualité que la matière sortant du processus « Production du produit A » et c'est pourquoi il est noté comme étant A'. De cette manière, le produit A et A' ne sont pas totalement équivalents ce qui fait en sorte que le processus de recyclage ne peut être crédité de 100 % des impacts environnementaux de la production du produit A. Ainsi, un facteur de correction α est appliqué. Le facteur de correction α est basé sur la divergence entre les propriétés des produits. Ces divergences peuvent être basées sur la différence de masse, la différence entre les contenus énergétiques ou même sur des lois des économiques. Ce dernier est plutôt utilisé comme proxy lorsqu'aucune information ne permet de déterminer la divergence de qualité. Le facteur de correction utilisé dans ce cas-ci est le « *value-corrected substitution ratio* » (Werner & Richter, 2000). Le calcul de ce facteur est basé sur l'hypothèse que la divergence de prix entre la matière primaire et la matière secondaire représente la divergence de propriété. Le ratio de substitution se calcule donc selon le rapport du prix de la matière secondaire sur le prix de la matière primaire. L'utilisation du facteur de correction peut se faire généralement sur le recyclage des plastiques par exemple. Les procédés de recyclage entraînent la dégradation des chaînes de polymère ce qui nécessite l'ajout d'une plus grande quantité de matière secondaire pour atteindre la même qualité que la matière primaire (Sevigné-Itoiz, Gasol, Rieradevall, & Gabarrell, 2015a).

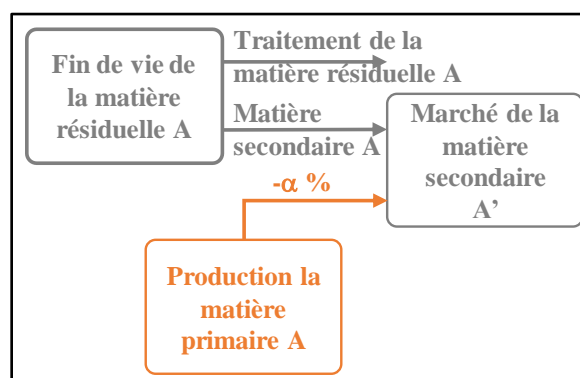


Figure 2-9 : Exemple de l'application de la méthode par substitution avec un facteur de correction. © S. Viau, 2018

La troisième méthode s'apparente au processus de recyclage en boucle ouverte. Cette méthode se nomme substitution avec un produit alternatif et est illustrée à la Figure 2-10 (Majeau-Bettez et al.,

2017; van der Harst et al., 2016). Cette fois-ci le produit sortant du processus de recyclage est un produit A'' qui a une qualité tout à fait différente de celle du produit A et ne peut donc pas substituer le produit A. Cependant, il substitue un produit B issu d'un autre système de produit. Un exemple concret serait le recyclage de PET alimentaire en laine polaire (Chraïbi, 2017b). Le processus de recyclage du produit A'' est crédité des impacts environnementaux du processus de production du produit B multiplié par un facteur α qui varie en 0 et 1.

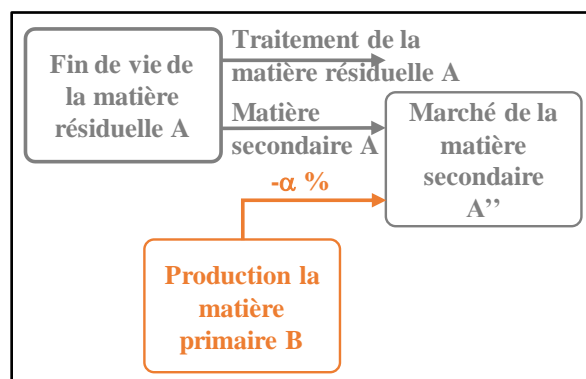


Figure 2-10 : Exemple de l'application de la méthode par substitution avec un produit alternatif.

© S. Viau, 2018

2.2.2.2 Autres méthodes d'imputation pour les processus de recyclage

La section précédente a présenté les méthodes de substitution pour le recyclage des matières. Il est possible d'utiliser deux autres méthodes d'imputation pour résoudre les problèmes de multifonctionnalité liés au traitement des matières résiduelles.

La première méthode d'imputation se base sur le principe que certaines matières ne peuvent être recyclées à l'infini comme le papier. La perte de qualité engendrée par chaque cycle de recyclage mène après un certain nombre de cycle à l'élimination de la matière. Cette méthode se nomme partition selon le nombre de boucles de recyclage (Gaudreault, 2012; ISO, 2000; van der Harst et al., 2016). Elle consiste à déterminer un facteur de partition basé sur le nombre de cycles de recyclage. L'imputation des impacts environnementaux se fait donc sur tout le long du cycle de vie du produit A. En d'autres mots, les impacts de la production du produit A sont répartis au produit A' et au produit A'' et ce jusqu'à l'élimination du produit A'' (A' et A'' étant la matière secondaire qui perd de la qualité à chaque boucle de recyclage). Un exemple concret s'applique sur le cas du papier. L'imputation sur cette matière s'effectue de manière à considérer que les

intrants nécessaires à la fabrication du papier primaire peuvent être répartis sur six entités de papier (1 papier primaire + 5 papiers secondaires). Ainsi, à la production de 1 kg de papier secondaire, il faut ajouter les impacts environnementaux de $1/6$ kg des intrants du papier primaire ($1 \text{ kg} + 1/6 \text{ kg} = 1.167 \text{ kg}$ de papier secondaire). De cette manière, 1 kg de papier secondaire substitue 0,83 kg de papier primaire. La perte de qualité est donc prise en compte, mais elle n'est pas fondée sur les propriétés du papier secondaire (Lucia Rigamonti, Grosso, & Sunseri, 2009).

La deuxième méthode est celle qui considère le contenu en matière recyclée dans un produit. Elle est communément appelée règle du « *cut-off* » (van der Harst et al., 2016). La Figure 2-11 illustre le fonctionnement de cette méthode. Dans cette méthodologie, le processus de recyclage est exclu des frontières du système et donc aucune imputation ne lui est attribuée. L'imputation se fait au niveau de l'évitement de la quantité de matières premières requise pour la production du produit A basé sur la quantité de matière recyclée contenu dans A. En d'autres mots, si le produit A contient y % de produit recyclé R et bien $(1-y)$ % de matières premières sont évitées.

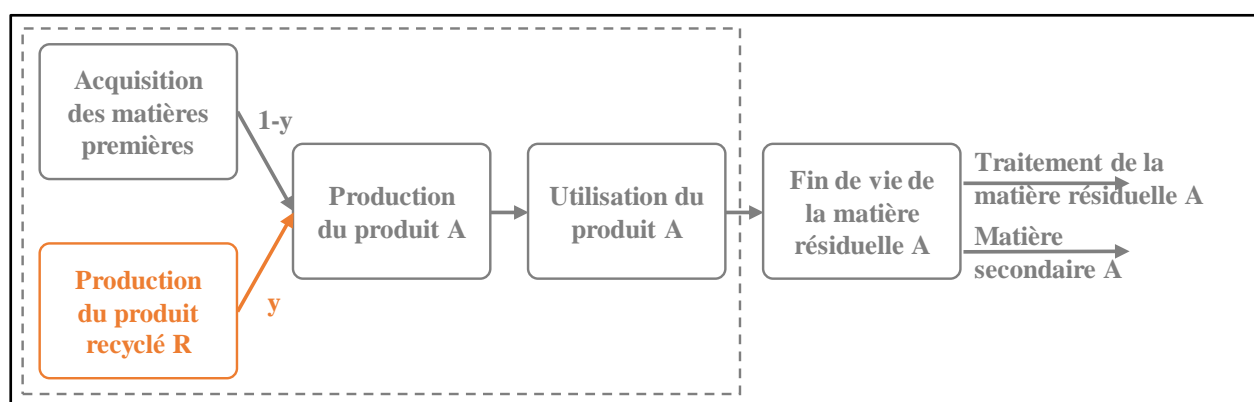


Figure 2-11 : Exemple de l'application de la méthode d'allocation basée sur le contenu en matière recyclée. © S. Viau, 2018

Toutes ces méthodes décrites comportent leurs avantages et leurs inconvénients et il peut être difficile de s'y retrouver. Certains auteurs ont appliqué ces méthodes à des produits concrets pour tenter de déterminer quelle méthode serait la meilleure et ils en sont venus à la conclusion que l'application d'une méthode par rapport à une autre dépend du produit étudié (Johnson, McMillan, & Keoleian, 2013; van der Harst et al., 2016). Également, certaines de ces méthodes s'appliquent mieux à des cas d'ACV attributionnelles et d'autres aux ACV conséquentielles. L'aspect prospectif des méthodes de substitution s'applique très bien aux ACV-C alors que l'aspect rétrospectif de la méthode « *cut-off* » s'applique parfaitement aux ACV-A (Pelletier, Ardente, Brandão, Camillis, &

Pennington, 2015). De même, il a été démontré que les méthodes de partition telles celles basées sur le nombre de boucles de recyclage ne s'appliquent presque uniquement qu'aux ACV-A (Majeau-Bettez et al., 2017).

Malgré tous les efforts d'identification à savoir quelle méthode doit être appliquée dans quel cas (Heijungs & Guinée, 2007; Johnson et al., 2013; Majeau-Bettez et al., 2016; Weidema & Schmidt, 2010), 18 % des cas d'études recensés par Laurent et ses collègues (2014) ne spécifient pas la méthode d'allocation utilisée. Il devient donc difficile de comparer les résultats d'une étude à l'autre puisque les méthodes et les hypothèses utilisées ne sont pas clairement explicitées. Devant ce constat, un groupe de chercheurs de l'école polytechnique fédérale de Zurich a développé un cadre méthodologique afin d'appliquer les méthodes de substitution de manière claire et transparente (Vadenbo, Hellweg, & Astrup, 2017).

2.2.3 Nouvelle approche pour l'utilisation de la substitution en ACV de gestion des matières résiduelles

Vadenbo et ses collègues (2017) se sont penchés sur le cas spécifique de la substitution pour plusieurs raisons. Premièrement, la substitution est une méthode complexe à utiliser puisqu'il est essentiel de déterminer le ou les produits substituables l'un par rapport à l'autre. Deux produits sont substituables s'ils sont fonctionnellement équivalents pour un usage spécifique. Cela induit donc une notion de qualité puisque l'équivalence fonctionnelle provient du fait que les deux matières remplissent la même fonction et donc qu'elles possèdent les mêmes propriétés. Cependant, ce n'est pas parce que deux produits remplissent la même fonction principale qu'ils partagent le même marché. Par exemple, une feuille de papier d'impression et une feuille de papier journal remplissent la même fonction, c'est-à-dire qu'elles servent de support d'impression d'un texte, mais elles ne compétitionnent pas sur le même marché. Deuxièmement, ce n'est pas parce que l'offre pour une matière secondaire augmente que la demande pour la matière primaire substituable diminue. Il faut prendre en compte tous les différents mécanismes qui entrent en ligne de compte dans la gestion de l'offre et la demande. Ainsi, en plus de connaître l'équivalence fonctionnelle entre les deux produits, il est primordial de connaître les différents marchés. Or, le tout est interrelié par des mécanismes complexes de chaîne de cause à effet et plusieurs acteurs de la technosphère sont impliqués. Face à cette complexité, Vadenbo et ses collègues (2017) ont développé une méthodologie qui consiste à déterminer le potentiel de substitution γ d'une matière

secondaire vis-à-vis une matière primaire. Mathématiquement γ est la multiplication des quatre paramètres tel que présenté par l'équation (2-1). Le potentiel de substitution s'exprime généralement en quantité massique ou volumique du produit primaire substitué par unité fonctionnelle.

$$\gamma = U^{rec} \cdot \eta^{rec} \cdot \alpha^{rec:disp} \cdot \pi^{disp} \quad (2-1)$$

Afin de bien comprendre la signification des quatre paramètres, la Figure 2-12 présente un exemple fictif illustrant la représentation des quatre paramètres répondant à l'unité fonctionnelle « traiter 1 tonne de déchets papier ».

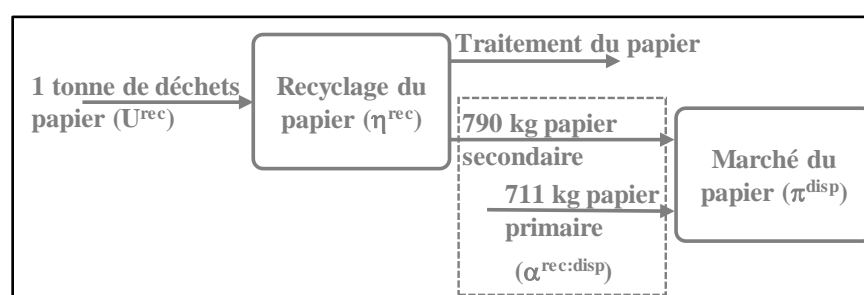


Figure 2-12 : Exemple fictif illustrant les quatre paramètres nécessaires à la quantification du potentiel de substitution. © S. Viau, 2018

Le premier paramètre est le potentiel de ressource physique récupérable (*physical resource potential*) U^{rec} . De manière concrète, ce paramètre représente le gisement en ressource disponible dans la matière résiduelle, et ce, par unité fonctionnelle à l'étude. Dans l'exemple présenté à la Figure 2-12, U^{rec} est égal à 840 kg de papier secondaire par tonne de déchets papier. En d'autres mots, il est potentiellement possible de récupérer 840 kg de papier secondaire dans une tonne de déchets papier entrant dans le processus de recyclage. Ce paramètre permet donc d'identifier et de quantifier la ressource qu'il est possible de récupérer dans la matière résiduelle.

Le deuxième paramètre est l'efficacité de récupération ou l'efficacité de recyclage (*resource recovery/recycling potential*) η^{rec} . Ce paramètre est l'équivalent du rendement du processus de conversion de la matière résiduelle en matière secondaire. Il s'exprime en pourcentage. Dans l'exemple de la Figure 2-12, η^{rec} égal 94 %.

Le troisième paramètre est celui qui définit la substituabilité (*substitutability*) entre deux matières, $\alpha^{rec:disp}$. Ce paramètre représente un rapport de fonctionnalité entre la matière secondaire et la

matière première, c'est-à-dire les proportions pour lesquelles les deux matières sont fonctionnellement équivalentes. Selon Vandebo et ses collègues (2017) le paramètre $\alpha^{\text{rec:disp}}$ peut être influencé par des restrictions technologiques, des restrictions institutionnelles telles les normes en contaminants et des restrictions de type utilisateur telles l'aversion des fermiers à utiliser un compost issu des matières organiques. De manière générale, le paramètre $\alpha^{\text{rec:disp}}$ est exprimé en quantité massique ou volumique de la matière primaire substituée sur la quantité massique ou volumique de la matière secondaire substituant. Dans l'exemple du papier, $\alpha^{\text{rec:disp}}$ est 0.9 kg papier primaire/kg papier secondaire.

Le dernier paramètre est celui qui définit la réponse du marché (*market response*) π^{disp} . Ce paramètre indique les changements attendus dans le niveau d'activité du système primaire. En d'autres mots, dans un contexte d'ACV conséquentielle, π^{disp} devrait être de 100 % si le produit substitué représente la technologie marginale et que son niveau d'activité va être totalement affecté par l'ajout du produit secondaire. Ainsi, dans l'exemple du papier, π est égal à 100% puisqu'il est supposé que le papier primaire représente la technologie marginale affectée par la production de papier secondaire.

2.3 Résumé des enjeux et de la frontière de recherche

La revue de littérature a permis de soulever les différentes problématiques majeures dans la gestion des matières résiduelles et dans l'analyse du cycle de vie. Tout d'abord, les procédés de traitement influencent grandement la qualité de la matière secondaire produite.

- Le recyclage des métaux est très sensible à la présence de contaminants. Ces contaminants sont dans certains cas impossibles à séparer et influencent donc la qualité du produit final récupéré.
- Le recyclage des plastiques et des papiers entraîne des pertes de qualités. Les chaînes de polymères qui constituent les plastiques s'altèrent à chaque cycle de recyclage. De même, dans le cas du recyclage des papiers et cartons, la longueur des fibres constituant la pâte diminue à chaque cycle et influence grandement les propriétés mécaniques des produits recyclés.

Deuxièmement, l'application de l'ACV à la gestion des matières résiduelles implique des processus multifonctionnels et la nécessité d'utiliser des méthodes d'imputation. Actuellement, aucun consensus n'existe sur l'application de ces méthodes.

- Le respect des différents bilans n'est assuré par aucune des méthodes d'imputation.
- Les méthodes de partitions ne visent pas à représenter des mécanismes de causalité et ne sont pas typiquement applicables à des analyses du cycle de vie conséquentielles.
- L'utilisation de la substitution implique des choix spéculatifs.
- L'identification du ratio de substitution entre la matière secondaire et la matière vierge dépend de plusieurs facteurs.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE

Le chapitre précédent a permis d'établir les problématiques liées à la gestion des matières résiduelles et à l'analyse du cycle de vie. L'identification de ces problématiques a mené à la définition de l'objectif principal de ce projet ainsi que de ses sous-objectifs qui sont énoncés dans le chapitre présent. Il s'ensuit l'établissement de la méthodologie afin de répondre aux différents sous-objectifs.

3.1 Objectif et sous-objectifs

L'objectif principal de ce projet est d'évaluer de manière critique l'utilisation des rapports de substitution en ACV de gestion des matières résiduelles. Afin d'atteindre cet objectif, les sous-objectifs suivants ont été définis :

1. Dresser un portrait des rapports de substitution utilisés dans le domaine des ACV de gestion des matières résiduelles;
2. Déterminer l'importance de ces rapports sur la quantification des impacts environnementaux;
3. Déterminer dans quelle mesure ces rapports sont justifiés en fonction de l'impact des propriétés des matières recyclées sur leur usage;
4. Déterminer comment les technologies de recyclage affectent les propriétés des matières recyclées qui ont une influence sur l'usage de la matière recyclée.

3.2 Méthodologie

La méthodologie qui permet de répondre à l'objectif principal et ses quatre sous-objectifs se divise en quatre grandes étapes. La première étape permet de répondre au premier sous-objectif. Elle consiste, dans un premier temps, à faire le recensement dans la littérature des paramètres présentés par Vadenbo et ses collègues (2016). Ce recensement va permettre, dans un deuxième temps, d'effectuer une méta-analyse en étudiant les tendances et les intervalles de valeurs des quatre paramètres nécessaires à la quantification de la substitution. La deuxième étape s'effectue à la suite de la première et permet de répondre au deuxième sous-objectif. En fonction des intervalles recensés à l'étape précédente, plusieurs ACV simplifiées sont réalisées sur les processus de recyclage, de compostage et de biométhanisation. La réalisation de ces ACV simplifiées permet

tout d'abord de quantifier la variabilité des résultats d'impacts environnementaux de ces processus en fonction des différentes valeurs de ratio de substitution présentes dans la littérature. Par la suite, les ACV simplifiées permettent d'étudier la sensibilité des processus de traitement vis-à-vis les ratios de substitution et de déterminer la matière et le processus le plus sensible à la variation des ratios de substitution. La troisième étape se fait en parallèle à la deuxième étape et permet de répondre au troisième sous-objectif. Elle consiste à faire le recensement des justifications utilisées pour la quantification des ratios de substitution et d'identifier si les justifications utilisées prennent en compte les changements de propriétés à la suite des processus de traitement. La dernière étape se fait à la suite de la deuxième et de la troisième étape et permet de répondre au dernier sous-objectif. Elle consiste à identifier les propriétés importantes affectées par la technologie de traitement de la matière traitée qui est la plus sensible à la variation du ratio de substitution. La Figure 3-1 présente les principales étapes de la méthodologie et les liens qui les unies.

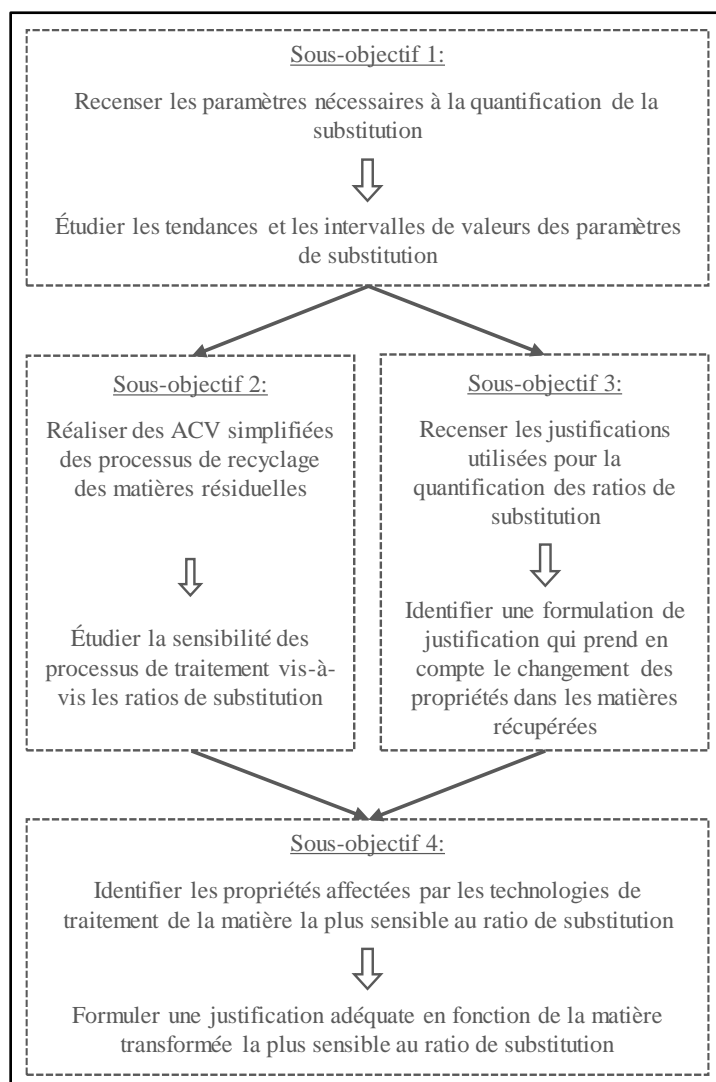


Figure 3-1 : Résumé de la méthodologie. © S. Viau, 2018

3.2.1 Méta-analyse des paramètres de substitution

La première étape de la méthodologie consiste à réaliser une méta-analyse sur les paramètres essentiels à la quantification des ratios de substitution pour les ACV de gestion des matières résiduelles. Les paramètres recherchés sont analogues à ceux identifiés par Vadenbo et ses collègues (2017), c'est-à-dire le potentiel de ressource physique récupérable (υ), l'efficacité de récupération (η), la substituabilité (α) et la réponse du marché (π). Il est à noter que la notation des paramètres a été changée puisque ce ne sont pas expressément les paramètres tels qu'énoncés par Vadenbo et ses collègues (2017) qui sont recensés, mais bien leurs équivalents à la suite d'une interprétation de la littérature. Le recensement des paramètres se fait dans un tableau comme celui

illustré au Tableau 3-1. L'exemple présenté est fictif et reprend les mêmes valeurs que celles illustrées à la Figure 2-12.

Tableau 3-1 : Exemple fictif représentant la compilation des données lors de la revue de littérature.

Contexte	Paramètre	Valeur	Unité	Substituant	Substitué ou matière résiduelle	Conditions	Implicite / Explicite	Boucle ouvert/ Boucle fermée	Source
Recyclage du papier	α	0.9	kg papier primaire/ kg papier secondaire	Papier secondaire	Papier primaire	$[H_2O] < 0.1 \%$	Explicite	Boucle fermé	-
Recyclage du papier	η	94	%	Papier secondaire	Déchet papier	N/A	Explicite	N/A	-
Recyclage du papier	υ	0.84	tonne papier secondaire/ tonne déchet papier	Papier secondaire	Déchet papier	N/A	Explicite	N/A	-
Recyclage du papier	π	100	%	Papier secondaire	Papier primaire	N/A	Implicite	N/A	-

La première colonne indique le contexte dans lequel le paramètre se trouve. Dans l'exemple du Tableau 3-1, le contexte est le recyclage du papier. La deuxième colonne indique quel paramètre est recensé, soit υ , η , α ou π . La troisième colonne indique la valeur du paramètre, tandis que la quatrième colonne identifie les unités du paramètre. La cinquième colonne identifie le substituant. Pour le paramètre υ , le substituant est la ressource potentiellement récupérable dans la matière résiduelle. Dans le cas du paramètre η , le substituant est la matière secondaire créée à partir de la matière résiduelle. Pour les paramètres α et π , le substituant est la matière secondaire qui remplacera la matière première. Il est à noter que pour un même contexte, le substituant va être le même pour chacun des quatre paramètres. Dans un même ordre d'idées, la sixième colonne identifie le substitué ou la matière résiduelle. Dans le cas des paramètres α et π , le substitué est la matière première qui est évitée par la production de la matière secondaire. Il n'y a pas de substitué pour les paramètres η et υ , mais on parle plutôt de matière résiduelle. La matière résiduelle qui sera transformée dans le cas de η et la matière considérée dans l'unité fonctionnelle pour υ . La septième colonne indique les conditions pour lesquelles le paramètre est applicable, cela peut être par exemple la concentration en eau ou en un contaminant quelconque. La huitième colonne indique si le paramètre est énoncé de manière implicite ou explicite. Cela s'applique principalement aux paramètres α et π . Il est possible qu'il soit mentionné par exemple que le papier secondaire évite la production de papier primaire. Dans ce cas-ci, α est implicitement égal à 1. L'avant-dernière colonne identifie dans le contexte de recyclage, s'il est effectué en boucle ouverte ou en boucle fermée. Finalement, la dernière colonne identifie la source d'où provient le paramètre.

La recherche des paramètres dans les articles s'effectue à l'aide des mots-clés « *life cycle assessment* » (Analyse du cycle de vie), « *substitution* », « *system expansion* » (Expansion des frontières), « *recycling* » (Recyclage), « *municipal solid waste management* » (Gestions des matières résiduelles municipales). La recherche se concentre sur des articles de journaux scientifiques publiés en anglais entre les années 2000 et 2017, c'est-à-dire que les articles de conférences sont exclus. Les bases de données utilisées sont Compendex et Inspec à l'aide des moteurs de recherche Engineering Village et Google Scholar. Tous les articles ne faisant pas mention de substitution ou l'équivalent, c'est-à-dire expansion de frontières, évitement de matière première ou de matière vierge, frontières évitées ou impacts crédités ne sont pas retenus. De plus, les articles axés sur les déchets électroniques et les eaux usées sont exclus.

3.2.2 Études d'impacts environnementaux des processus de recyclage et de valorisation

La deuxième étape de la méthodologie est la réalisation de différentes ACV simplifiées sur les processus de recyclage et de valorisation. Ces modélisations sont réalisées à l'aide du logiciel EASETECH développé par l'Université technique du Danemark (DTU). Ce logiciel a été choisi parmi ceux présentés à l'Annexe B puisqu'il est actuellement le logiciel spécialisé en ACV de gestion des matières résiduelles le plus développé. Il possède sa propre base données sur la caractérisation des matières résiduelles et sur la modélisation des technologies de traitement qui est plus complète de ce qu'il est possible de trouver dans Ecoinvent. De plus, il est actuellement le logiciel spécialisé en ACV de gestion des matières résiduelles le plus développé et le plus utilisé.

Définition et champ de l'étude

L'objectif de l'étude est d'évaluer la sensibilité du paramètre de substituabilité α sur les impacts environnementaux des procédés de recyclage et des procédés de traitement biologique des matières résiduelles. Cela dit, l'objectif n'est pas d'évaluer les impacts environnementaux d'un système intégré de gestion de matières résiduelles comme celui illustré à la Figure 2-5. Ainsi, l'analyse sera plusieurs études qui seront chacune modélisées par un seul procédé soit de recyclage ou de valorisation. Les procédés de valorisation sont les procédés de traitement biologique comme le compostage et la digestion anaérobique. Chacun des procédés répond à sa propre unité

fonctionnelle. Pour les procédés de recyclage, l'unité fonctionnelle est « traiter 1 tonne de matière x recyclable » où x est :

- Métaux ferreux
- Métaux non-ferreux
- Verre
- Plastique
- Papier
- Carton

Dans le cas des procédés de traitement biologique, l'unité fonctionnelle est « traiter 1 tonne de matière organique » où la matière organique est :

- des résidus verts, c'est-à-dire des résidus de jardins comme des branches, des feuilles et du gazon,
- des résidus alimentaires qui sont d'origine végétale ou animale.

Il est possible de modéliser deux types de procédés pour répondre à l'objectif de l'étude. Le premier type de procédés permet de modéliser tous les procédés de recyclage. La Figure 3-2 présente un exemple générique de la modélisation d'un procédé de recyclage. Le deuxième type de procédés est celui d'un traitement biologique par compostage ou d'un traitement biologique par digestion anaérobique qui génère un digestat. Un exemple de modélisation de ce type de procédé est illustré à la Figure 3-3. Les processus de génération de matière sont exclus des frontières, car ils fournissent l'unité fonctionnelle et par définition l'unité fonctionnelle n'est pas incluse dans les frontières du système à l'étude. De plus, ces processus sont créés uniquement pour générer le flux entrant et aucun impact environnemental n'y est associé. Ainsi, l'exclusion de ces processus n'a aucune influence sur les résultats finaux.

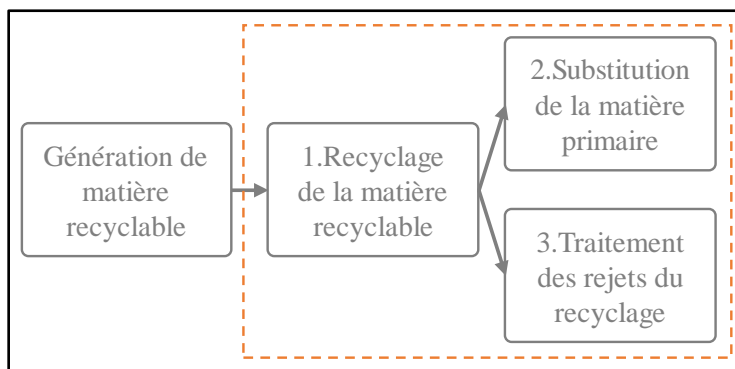


Figure 3-2 : Exemple générique de modélisation d'un procédé de recyclage incluant les frontières du système tel que modélisé dans le logiciel EASETECH. © S. Viau, 2018

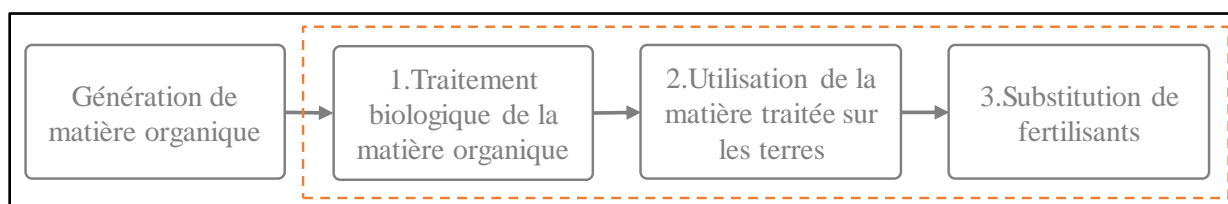


Figure 3-3 : Exemple générique de modélisation d'un procédé de traitement biologique générant un compost ou un digestat incluant les frontières du système tel que modélisé dans le logiciel EASETECH. © S. Viau, 2018

Il va de soi que les méthodes d'imputation utilisées sont les méthodes de substitution puisque cela fait partie de l'objectif de l'étude d'évaluer la sensibilité de la substitution.

Inventaire

L'établissement de l'inventaire du cycle de vie se fait grâce au logiciel EASETECH qui possède sa propre base de données. La première étape de cet inventaire est la modélisation des flux entrants aux différents procédés qui remplissent l'unité fonctionnelle. La modélisation des processus de génération de matière est possible en effectuant un couplage des données du bilan 2015 de la gestion des matières résiduelles de Recyc-Québec, qui regroupe 76 catégories de matières, avec la caractérisation des matières résiduelles effectuée par des chercheurs à DTU, qui regroupent 73 catégories de matières (Götze, Pivnenko, Boldrin, Scheutz, & Astrup, 2016; RECYC-QUÉBEC, 2017a). Toutefois, le couplage de ces données ne correspond pas parfaitement au catalogue de caractérisation des matières présent dans EASETECH. Ainsi, un deuxième couplage de données est nécessaire, et ce, avec le catalogue des matières du logiciel. Le Tableau 3-2 détaille la composition de chaque type de matière traité selon la base de données de EASETECH.

Tableau 3-2 : Composition massique des différents flux de matière utilisés dans la modélisation ACV

Nom des flux à traiter	Composition des flux selon les noms dans EASETECH
Matière recyclable – Métaux non-ferreux	90 % Beverage cans (aluminium) 10 % Aluminium foil and containers
Matière recyclable – Métaux ferreux	100 % Food cans (tinplate/steel)
Matière recyclable – Verre	70 % Green glass 22 % Clear glass 9 % Brown glass
Matière recyclable – Plastiques	100 % Soft plastic
Matière recyclable – HDPE	100 % Soft plastic
Matière recyclable – PET	100 % Plastic bottles
Matière recyclable – Papier journal	84 % Newsprint 16 % Magazines
Matière recyclable – Papier mixte	71 % Other clean paper 20 % Office paper 10 % Books, phone books
Matière recyclable – Carton	100 % Cardboard, Greenland
Matière organique – Résidus verts	57 % Yard waste, flowers 43 % Garden waste, Grass and leaves
Matière organique – Résidus alimentaires	80 % Vegetable food waste 20 % Animal food waste

La deuxième étape dans l'établissement de l'inventaire est la sélection des processus à modéliser. Comme il est illustré à la Figure 3-2, les procédés de recyclage sont modélisés par trois processus. De plus, la Figure 3-3 illustre que les procédés de traitement biologique générant un compost ou un digestat sont modélisés par un ensemble de quatre processus. Le Tableau 3-3 présente pour chaque procédé de recyclage et de traitement biologique, l'unité fonctionnelle correspondante et les processus qui se retrouvent dans EASETECH nécessaires à la modélisation.

Tableau 3-3 : Processus modélisés dans EASETECH pour l'étude de sensibilité

Processus modélisé	Unité fonctionnelle	Nom des processus dans EASETECH
Recyclage des métaux ferreux	Recyclage de 1 tonne de métaux ferreux	1. Shredding and reprocessing of steel scrap, Sweden 2007 2. Substitution Steel sheet 3. Residue is handled in the recycling process

Processus modélisé	Unité fonctionnelle	Nom des processus dans EASETECH
Recyclage des métaux non-ferreux	Recyclage de 1 tonne de métaux non-ferreux	1. Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2015 2. Substitution Aluminium, Market response 100 % 3. Waste treatment_landfill of metals
Recyclage du verre	Recyclage de 1 tonne de verre	1. Glass recycling, Europe based on Rigamonti 2. Substitution glass, market response ratio 100 % 3. Waste treatment_landfill of glass
Recyclage des plastiques	Recyclage de 1 tonne de plastique	1. Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006 2. Substitution PE-HD 90 % 3. Waste treatment_plastic
Recyclage du HDPE	Recyclage de 1 tonne de HDPE	1. Plastic (PE) to granulate, DK, 2000 2. Substitution PE-HD 90 % 3. Waste treatment_landfill of plastic
Recyclage du PET	Recyclage de 1 tonne de PET	1. PET recycling, USA 2010 2. Substitution PET, market ratio 90 % 3. Waste treatment_landfill of plastic
Recyclage des papiers	Recyclage de 1 tonne de papier	1. Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Generic EU BAT, 2001 2. Substitution virgin newspaper and CTMP, Market response 100 % 3. Waste treatment_incineration of paper
Recyclage des cartons	Recyclage de 1 tonne de carton	1. Paper (Cardboard and mixed paper) to Cardboard, Fiskybybruk, Sweden, 2006 2. Substitution of cardboard market response 90 % 3. Waste treatment_incineration of paper
Compostage des résidus verts	Compostage de 1 tonne de résidus verts	1. Composting, windrows (Green waste), high-quality compost, generic, USA, 2003 2. OFMSW composted, Use on land, Sandy loam soil – Ave. DK crop rotation (High), DK, 2015, kg 3. Mineral fertilizer, Use on land, Sandy loam soil – Ave. DK crop rotation (High), DK, 2015, kg
Digestion anaérobique des résidus alimentaires générant un digestat	Digestion anaérobique de 1 tonne de résidus alimentaire	1. Anaerobic digestion 2. OFMSW anaerobically digested, Use on land, Sandy loam soil – Ave. DK crop rotation (High), DK, 2015, kg 3. Mineral fertilizer, Use on land, Sandy loam soil – Ave. DK crop rotation (High), DK, 2015, kg

Évaluation des impacts environnementaux

L'évaluation des impacts environnementaux se fait à l'aide de la méthode d'impact ReCiPe. EASETECH permet d'évaluer les catégories d'impacts au niveau problème pour un système

hiérarchique. L'utilisation de facteurs de caractérisation permet la conversion des résultats orientés problèmes en résultats orientés dommages. Les catégories d'impacts orientés dommages sont les dommages sur la santé humaine exprimés en DALY, les dommages sur les écosystèmes exprimés en espèces multipliées par des années et l'appauvrissement des ressources exprimé en dollars (Goedkoop et al., 2013).

Autant au niveau problème qu'au niveau dommage, il est tout d'abord possible d'établir la variabilité des résultats d'impacts selon les différentes valeurs du paramètre de substituabilité α recensées. La réalisation de la méta-analyse à la première étape de la méthodologie va permettre d'établir une distribution des valeurs de α présentes dans la littérature. Une distribution de valeurs fournit les données qui représentent le premier quartile, la médiane et le troisième quartile. Ainsi, lorsqu'il est possible d'établir une plage de distribution, chaque procédé présenté au Tableau 3-3 est évalué trois fois soit pour une valeur de α correspondant au premier quartile, pour une valeur de α correspondant à la médiane et pour une valeur de α correspondant au troisième quartile. Par la suite, la normalisation des résultats selon les équations (3-1) et (3-2) permet l'interprétation des résultats de façon à pouvoir comparer les résultats des différents procédés entre eux.

$$\text{Variabilité } (> 0) = \frac{R_{\alpha=\text{médiane}} - R_{\alpha=Q1}}{R_{\alpha=\text{médiane}}} \quad (3-1)$$

$$\text{Variabilité } (< 0) = \frac{R_{\alpha=\text{médiane}} - R_{\alpha=Q3}}{R_{\alpha=\text{médiane}}} \quad (3-2)$$

Où :

- $R_{\alpha=Q1}$ correspond aux résultats d'impact évalués à α égal la valeur du premier quartile de la distribution;
- $R_{\alpha=\text{médiane}}$ correspond aux résultats d'impact évalués à α égal la valeur de la médiane de la distribution;
- $R_{\alpha=Q3}$ correspond aux résultats d'impact évalués à α égal la valeur du troisième quartile de la distribution.

Dans un deuxième temps, l'évaluation des impacts environnementaux permet d'établir les ratios de sensibilité pour chaque procédé du Tableau 3-3. Le ratio de sensibilité (RS) se calcule selon l'équation (3-3).

$$RS = \frac{\frac{R_2 - R_1}{R_1}}{\frac{\alpha_2 - \alpha_1}{\alpha_1}} \quad (3-3)$$

Où :

- R_2 correspond aux résultats d'impact évalués à α_2 égal à $1,1 \cdot \alpha_1$;
- R_1 correspond aux résultats d'impact évalués à α_1 égal la valeur de la médiane de la distribution;

L'évaluation du ratio de sensibilité démontre les proportions pour lesquelles l'augmentation ou la diminution d'un pourcentage quelconque de α affecte les résultats globaux de l'évaluation d'impacts pour chaque procédé. La sensibilité sera évaluée pour une augmentation de 10 % du paramètre α . Ainsi, $\frac{\alpha_2 - \alpha_1}{\alpha_1}$ est égal à 0,1. Tout comme pour l'analyse de variabilité, l'analyse du RS peut se faire au niveau problème et au niveau dommage.

3.2.3 Évaluation du réalisme des ratios de substitution

La troisième étape de l'étude est réalisée en parallèle avec la deuxième étape sur l'analyse des impacts environnementaux. Cette troisième étape permet d'évaluer le réalisme physique des ratios de substitution recensés pendant la méta-analyse. Il s'agit principalement d'une analyse qualitative et le but n'est pas de déterminer si les valeurs recensées sont justes, mais plutôt de déterminer si elles sont premièrement justifiées et deuxièmement de déterminer quelles méthodes ont été utilisées pour justifier les valeurs des ratios de substitution.

Dans un premier temps, il est nécessaire de répertorier et de classer les ratios de substitution selon s'ils sont justifiés ou non. Un ratio est considéré comme non justifié s'il est implicite ou s'il est mentionné, par exemple dans un tableau, sans explications subséquentes ou si seulement une citation est utilisée à titre de justification. Dans un deuxième temps, les ratios de substitution ayant une justification sont catégorisés selon le type de justification utilisé. Essentiellement, trois types de justification généraux et plus spécifiquement cinq types de justification peuvent être émis selon les méthodes d'imputation détaillées à la section 2.2.2. Les justifications possibles sont :

- Il n'y a pas de perte de qualité, alors les matières peuvent se substituer dans un ratio 1 : 1.
- Une perte de qualité entraîne l'utilisation d'un facteur de correction basé sur :

- la différence de prix entre la matière secondaire et la matière primaire,
 - la différence des propriétés inhérentes entre la matière secondaire et la matière primaire,
 - un choix subjectif vis-à-vis la qualité de la matière secondaire.
- Dans le cas du compost et du digestat, le ratio de substitution se base sur la valeur équivalente d'engrais minéral (MFE).

La suite de cette étape de l'étude est de déterminer si les justifications énoncées dans la littérature sont réalistes. Une justification est considérée comme réaliste si elle prend en compte la différence entre les masses de la matière secondaire et de la matière primaire pour remplir la même fonction. Il est important de rappeler que les ratios de substitution sont exprimés comme étant des rapports massiques. Ainsi, ces rapports doivent refléter la différence en termes de masse qui existe entre la matière secondaire et la matière primaire pour obtenir les mêmes performances mécaniques pour les deux matières. De cette manière, il est attendu qu'une justification du ratio de substitution basée sur les propriétés mécaniques des matières s'énonce comme suit :

- suite à la perte de qualité x engendrée par la transformation de la matière secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de matière secondaire afin d'obtenir les performances mécaniques z .

Si les propriétés mécaniques sont inconnues, il est attendu qu'une justification réaliste du ratio de substitution s'énonce comme suit :

- suite à la perte de qualité x engendrée par la transformation de la matière secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de matière secondaire afin de remplir la fonction f .

Le recensement des justifications va permettre de déterminer si des justifications telles que celles énoncées précédemment sont présentes dans la littérature.

3.2.4 Identification des propriétés mécaniques affectées par le recyclage

Cette dernière étape se réalise à la suite de l'analyse de sensibilité et de l'évaluation du réalisme des valeurs du paramètre α . L'analyse de sensibilité permet de déterminer la catégorie de matière résiduelle la plus sensible à la variation du ratio de substitution. Après l'identification de la matière la plus sensible, une investigation de l'influence des technologies de recyclage sur les propriétés

mécaniques des matières est réalisée. Il s'agit tout d'abord d'identifier l'usage premier de la matière, c'est-à-dire identifier la fonction première de la matière.

Après l'identification de la fonction première, la deuxième étape consiste à déterminer la ou les propriétés de la matière qui permettent de remplir la fonction principale. Une recherche dans la littérature est réalisée afin d'identifier les propriétés importantes selon la fonction identifiée. Finalement, la recherche dans la littérature va également permettre d'établir la façon dont ces propriétés sont affectées par le recyclage. Le but de cette étape est qualitatif comme pour l'étape précédente. Il s'agit simplement d'identifier si les technologies de recyclage affectent les propriétés qui permettent de remplir la fonction et de quelles manières ces technologies affectent les propriétés, et ce, afin de bien cerner quels mécanismes devraient être pris en compte dans la réalisation d'une ACV conséquentielle.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre présente les résultats obtenus ainsi qu'une analyse critique pour les quatre étapes de l'étude détaillés au chapitre précédent. Tout d'abord, les résultats découlant de la méta-analyse sont présentés, suivis des résultats de l'analyse de sensibilité. Par la suite, les résultats du réalisme des justifications sur l'utilisation des ratios de substitution sont présentés. Finalement, cette section présente les résultats de l'impact des technologies de recyclage sur la qualité des matières secondaires.

4.1 Méta-analyse

4.1.1 Recensement des paramètres υ , η , α et π

La recherche des paramètres dans la littérature à l'aide des mots clés présentés à la section 3.2.1 a fait ressortir 188 articles scientifiques entre les années 2000 et 2017. De ces 188 articles, seulement 53 ont été retenus pour réaliser la méta-analyse. Les principaux critères de rejets sont ceux explicités à la section 3.2.1, c'est-à-dire que les articles doivent faire mention d'une manière ou d'une autre de ratio de substitution et donc ne doivent pas être des imputations basées sur la partition. Également, les articles ne doivent pas être des ACV de traitement des eaux usées ou de traitement des déchets électroniques, mais doivent être axés sur la gestion des matières résiduelles. Ainsi, 134 articles ont été rejetés de l'analyse. Sur les 53 articles retenus, diverses analyses ont été réalisées. La première analyse consiste à déterminer les proportions dans lesquelles les quatre paramètres, soit le potentiel de ressource récupérable υ , l'efficacité de conversion η , la substituabilité α et la réponse du marché π , sont présents dans la littérature. La Figure 4-1 présente ces proportions. L'interprétation des 53 articles a permis de recenser 31 valeurs pour le paramètre υ , 91 valeurs pour le paramètre η , 272 valeurs pour le paramètre α et aucune valeur pour le paramètre π .

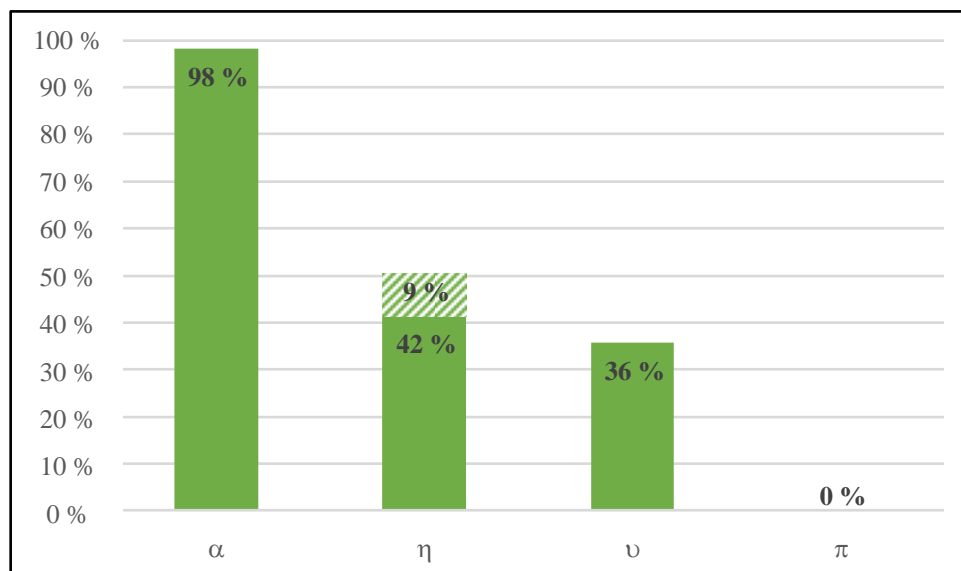


Figure 4-1 : Proportions dans lesquelles les paramètres α , η , ν et π sont représentés dans la littérature.

La Figure 4-1 semble être en contradiction avec les critères de rejets puisque le paramètre de substituabilité α n'est pas inclus dans 100 % des articles et qu'un article ne parlant pas de substitution devait être rejeté. Cette contradiction s'explique par le fait que certains paramètres α ont été rejetés de l'analyse sans que l'article au complet le soit puisque les autres paramètres ont été conservés dans l'analyse. Il s'est révélé que certains α ont été jugés non crédibles, c'est-à-dire que la substitution ne se semblait pas se faire au bon endroit sur le cycle de vie. Par exemple si le papier secondaire produit par le recyclage du papier permettait de substituer le bois servant à la fabrication du papier primaire, cette substitution a été jugée non crédible puisque toutes les étapes en aval de la substitution du bois ont été négligées. De plus, le bois et le papier secondaire ne compétitionnent pas sur le même marché et ne remplissent pas la même fonction. Ceci est en contradiction avec la définition de substituabilité. Également, le paramètre α a pu être rejeté si ses unités n'étaient pas spécifiées rendant impossible toutes analyses subséquentes. Au total sur les 272 valeurs de α recensées, seulement 10 valeurs ont été rejetées de l'analyse, ce qui explique la valeur de 98 % sur la Figure 4-1.

En ce qui concerne le coefficient d'efficacité η , il est présent dans seulement 51 % des articles retenus. Sur les 51 %, il s'est avéré que 9 % des paramètres η recensés (partie hachurée sur la figure) n'ont pas été exprimés en pourcentage, mais plutôt en kilogramme de matière secondaire

par kilogramme de matière résiduelle. Par exemple, au lieu de dire que l'efficacité de conversion du papier transformé sur le papier potentiel est de 94 %, il était dit que pour une tonne de déchets de papier brute il est possible d'obtenir 940 kg de papier transformé. Ainsi cela s'apparente comme étant la multiplication du paramètre υ par η et ne peut être considéré comme une valeur de η pour le reste de l'analyse puisque la valeur de υ est inconnue.

En observant la troisième colonne de la Figure 4-1, seulement 35 % des sources retenues ont exprimé une valeur pour le potentiel de ressource récupérable υ . En désagrégant les données pour déterminer le contexte spécifique de traitement des matières résiduelles pour lequel ces valeurs sont recensées, aucune valeur de υ n'a été exprimée pour le compostage et le recyclage. Essentiellement, uniquement des valeurs pour la digestion anaérobique et l'incinération sont exprimées. De plus, pour la digestion anaérobique ce sont seulement des valeurs de potentiel de biogaz ou de biométhane qui sont exprimés et non de digestat.

Comme il a été mentionné précédemment, aucune valeur pour la réponse du marché n'est exprimée dans les 53 articles retenus. Selon la définition de Vadenbo et coll. (2017), si le produit substitué (le produit primaire) représente la technologie marginale et bien π devrait être égal à 100 %. Ainsi, il est possible qu'aucune valeur n'ait été recensée explicitement. S'il était implicitement considéré que les technologies primaires substituées étaient bel et bien les technologies marginales, la réponse du marché est alors implicitement considérée comme étant à 100 %. Cependant, peu d'études semblent réellement prendre en compte le concept de technologie marginale et l'aspect de marché est totalement négligé. De cette manière, l'aspect conséquentiel est totalement négligé et limite l'analyse des effets rebonds potentiels (Ekvall & Weidema, 2004; Zink, Geyer, & Startz, 2016).

4.1.2 Analyse sur le coefficient de substituabilité

La suite des analyses de cette méta-analyse se concentre sur le coefficient de substituabilité α puisque l'objectif premier de ce mémoire est d'évaluer la quantification des ratios substitution. La première analyse par rapport à α est une analyse présentant les proportions des valeurs de α exprimées de manière implicite et explicite, ainsi que les proportions des valeurs de α égales à 1 et les valeurs de α différentes de 1. Dans leur revue de littérature sur plus de 200 ACV de gestion de matières résiduelles, Laurent et ses collègues (2014) ont soulevé le fait que la majorité des études recensées considéraient un ratio de substitution égal à 1 sans toutefois en quantifier la proportion

et encore moins de les détailler par catégorie de matière. La Figure 4-2 présente les proportions des valeurs de α égales à 1 et les valeurs de α différentes de 1, et ce, par catégorie de matières résiduelles. Il arrive que pour certaines catégories de matières résiduelles le paramètre α soit exprimé de manière implicite. Par exemple, certains articles énoncent que l'électricité générée par l'incinération substitue l'électricité générée par combustion du charbon. Dans ce cas-ci, il est implicite que la substituabilité entre les deux types d'électricité est de 1. La Figure 4-2 présente également les proportions du paramètre α énoncées de manière implicite et explicite.

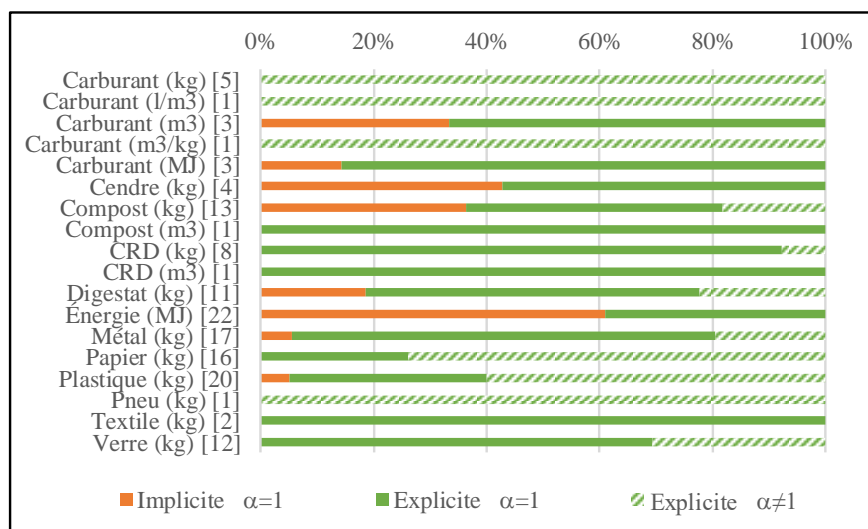


Figure 4-2 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions du paramètre α exprimées de manière implicite et explicite, et proportions du paramètre α égales ou non à 1 qui sont exprimées de manière explicite. Le nombre entre crochet représente le nombre d'article recensés.

L'essentiel de l'information à retenir à la suite de l'interprétation de cette figure est la grande proportion de catégories de matières résiduelles pour lesquelles le paramètre α est égal à 1 (traits pleins orange et vert sur la figure). En effet, 88 % des articles retenus considèrent des ratios de substitution équivalents à 1 pour toutes catégories de matières confondues. En observant séparément les catégories de matières résiduelles, la Figure 4-2 illustre dans le cas de la substitution des carburants (m³ et MJ), des cendres, de l'énergie et des textiles que 100 % des valeurs recensées sont égales à 1. Cependant, l'échantillon d'articles est relativement faible pour les carburants (m³ et MJ), les cendres et les textiles ce qui empêche d'énoncer des conclusions sur les tendances. De plus, cette figure ne permet pas d'évaluer si la substitution se fait selon un recyclage en boucle ouverte ou en boucle fermée, ce qui limite également les conclusions. Pour ce qui est de la catégorie

énergie, il est tout à fait logique que le ratio de substitution soit de 1. En effet, 1 kWh d'électricité reste 1 kWh peu importe la façon dont est généré ce kilowattheure. Dans ce cas-là, c'est principalement le choix de la technologie marginale qui va avoir des conséquences majeures sur les résultats de l'ACV. Dans le cas des métaux et du compost, c'est plus de 80 % des ratios de substitution recensés qui sont égaux à 1, plus de 75 % pour le digestat, plus de 90 % des résidus de construction, de rénovation et de démolition (CRD) et plus de 60 % du verre.

À la suite de ce qui a été observé à la Figure 4-2, une analyse un peu plus approfondie sur les cas de recyclage en boucle ouverte et en boucle fermée a été menée. Comme il a été énoncé à la section 2.2.2, un recyclage en boucle fermée est considéré lorsque la matière secondaire récupérée est réintroduite dans le même système de produit et qu'elle possède les mêmes propriétés inhérentes que la matière primaire qu'il remplace. Selon la norme ISO 14 044, lorsqu'un recyclage est considéré en boucle fermée, les deux matières peuvent se substituer parfaitement l'une à l'autre. D'un autre côté, si la matière recyclée substitue une matière qui provient d'un autre système de produit, il s'agit d'un cas de recyclage en boucle ouverte. Ce type de recyclage peut avoir un ratio de substitution égal ou différent de 1 en fonction des propriétés inhérentes des matières substituables. Ainsi, la troisième analyse effectuée classifie par type de matière recyclée les proportions de recyclage considérées en boucle ouverte et en boucle fermée ainsi que les proportions de α égales et non à 1. La Figure 4-3 présente ces proportions.

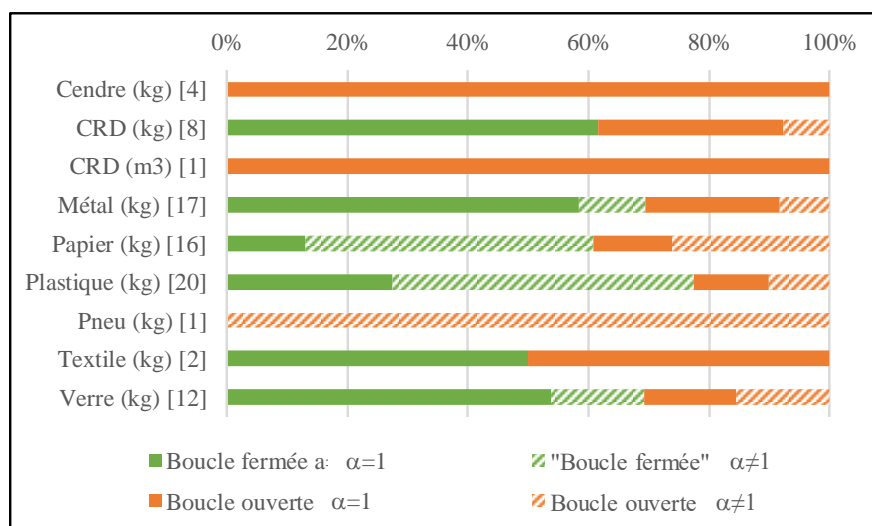


Figure 4-3 : Par catégorie de matières résiduelles recyclées, proportions des recyclages considérés en boucle ouverte ou en boucle fermée et proportions du paramètre α égales ou non à 1. Le nombre entre crochet représente le nombre d'articles recensés.

Il est à noter que l'identification des recyclages en boucle ouverte ou boucle fermée est issue d'une interprétation des articles consultés. Il a été considéré comme étant un recyclage en boucle fermée si la matière récupérée était réintroduite dans le même système de produit qu'elle était avant de devenir une matière résiduelle. Par exemple, si l'aluminium résiduel était recyclé en aluminium secondaire et qu'il substituait de l'aluminium primaire, le recyclage en boucle fermée a été considéré. À l'inverse, si la matière transformée était réintroduite dans un autre système de produit, cela a été considéré comme un recyclage à boucle ouverte. Par exemple, si la matière résiduelle est un métal non-ferreux qui est recyclé en aluminium, cela est considéré comme un recyclage en boucle ouverte.

Il est possible de constater de grandes proportions de papier (48 %) et de plastique (50 %) qui sont considérées comme étant recyclées en boucle fermée avec un ratio de substitution différent de 1. Une proportion non négligeable de verre (15 %) et de métal (11 %) ont également été considérés en boucle fermée avec un ratio de substitution différent de 1. Selon ISO, si un recyclage s'effectue en boucle fermée c'est qu'il n'y a aucun changement dans les propriétés inhérentes des matières et qu'elles devraient donc pouvoir se substituer parfaitement. Toutefois, deux hypothèses peuvent être émises pour expliquer cette apparente contradiction entre la norme ISO et les résultats présentés à la Figure 4-3.

Premièrement, dans beaucoup de cas, le niveau de détail sur les matières est relativement faible. Les catégories de matières ne sont pas assez détaillées pour permettre une meilleure interprétation des types de recyclage. En effet, s'il est mentionné que la matière résiduelle est du papier qui est transformé en papier secondaire sans distinction sur le type de papier et bien cela est considéré comme un recyclage en boucle fermée. En réalité, il peut s'agir d'un recyclage en boucle ouverte si la matière résiduelle est du papier d'impression transformé en papier journal. Ainsi, il est possible qu'un certain nombre de matières considérées recyclées en boucle fermée soient en réalité recyclées en boucle ouverte, ce qui explique la considération des ratios de substitution différents de 1 pour les recyclages en boucle fermée.

Une deuxième hypothèse est que même si la matière est réellement recyclée en boucle fermée, il a été détaillé à la section 2.2.2 que les technologies de recyclage avaient presque toutes un impact sur la qualité des matériaux qu'elles produisent. De cette manière, la matière est réintroduite dans le même système, mais avec une qualité inférieure ce qui empêche la substitution parfaite. Cela voudrait donc dire que la définition d'ISO concernant un recyclage en boucle fermée ne s'applique pas parfaitement au contexte des matières résiduelles. D'ailleurs, la définition d'ISO pour les recyclages en boucle fermée a été établit dans le cas du recyclage d'un rejet ou d'un surplus de production qui est réintroduit dans le cycle de production et non pour les matières résiduelles (ISO, 2000).

À la suite de ce constat une attention particulière a été portée sur la distribution des valeurs du paramètre de substituabilité α catégorisée par substitué/substituant. Lorsque les catégories de matières résiduelles sont désagrégées en catégorie substitué/substituant, 84 catégories sont comptabilisées. En Annexe C se trouve un tableau regroupant toutes les catégories de substitué/substituant avec leurs valeurs minimales et maximales ainsi que le nombre de valeurs recensé pour chaque catégorie. Des 84 catégories ce ne sont pas toutes les catégories qui possèdent un nombre suffisant de valeurs permettant d'établir une plage de distribution incluant le premier, deuxième et troisième quartile. En effet, 60 catégories de substitué/substituant ne possèdent que deux valeurs de α et moins. De ce fait, la plage de distribution des valeurs de α a été établie pour les catégories possédant plus de six valeurs. La Figure 4-4 présente ces plages de distribution. Afin de simplifier la figure, les catégories de substitué/substituant dont toutes les valeurs étaient toutes égales à 1 n'ont pas été présentées. Ces catégories sont :

- quantité de potassium dans les fertilisants (kg) / quantité de potassium dans le compost (kg),
- quantité de potassium dans les fertilisants (kg) / quantité potassium dans le digestat (kg),
- quantité de phosphate dans les fertilisants (kg) / quantité de phosphate dans le compost (kg),
- quantité de phosphate dans les fertilisants (kg) / quantité de phosphate dans le digestat (kg),
- chaleur primaire (MJ) / chaleur secondaire (MJ),
- électricité primaire (MJ) / électricité secondaire (MJ).

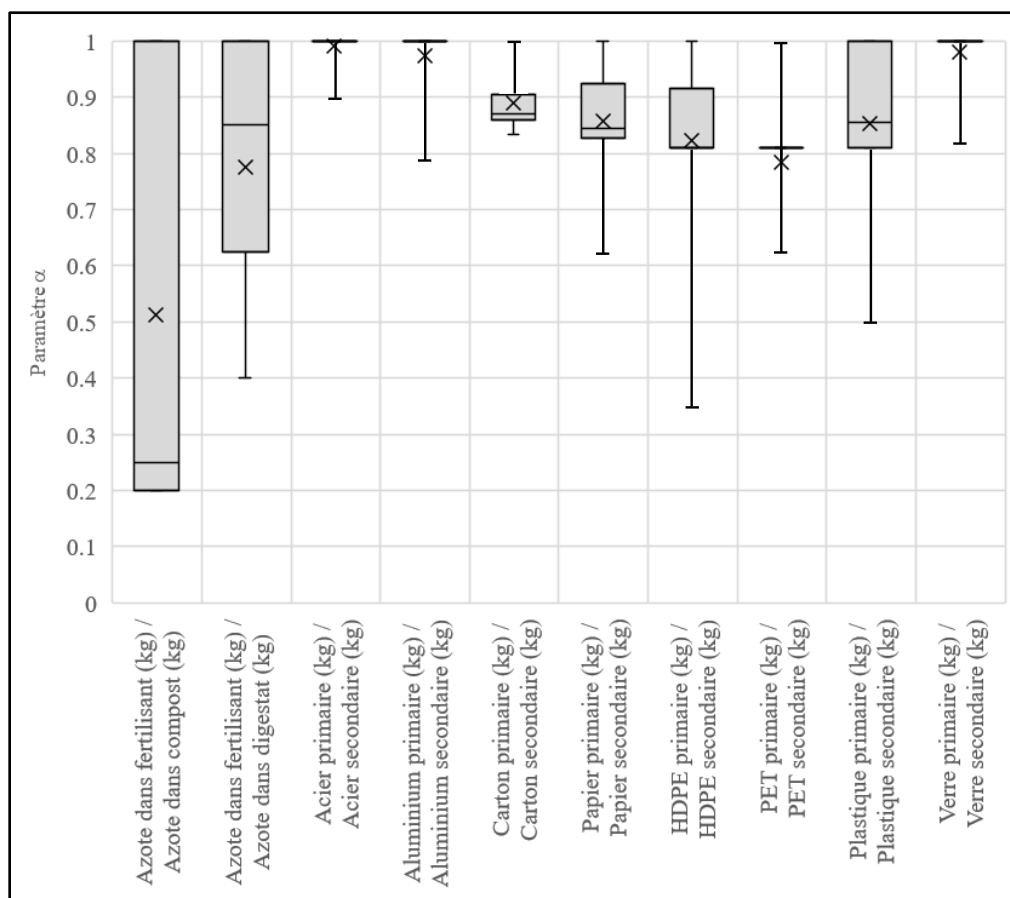


Figure 4-4 : Par catégorie de substitué/substituant, distribution des valeurs du paramètre α pour les catégories ayant plus de six valeurs recensées. Les lignes des boîtes représentent le premier quartile, la médian et le troisième quartile; le x représente la valeur moyenne de chaque distribution; les barres d'erreurs représentent les valeurs minimales et maximales de chaque distribution.

La distribution de valeurs est très différente pour chacune des catégories illustrées sur la Figure 4-4. La substituabilité de la concentration d'azote dans le compost avec la concentration d'azote dans les fertilisants conventionnels présente la plus grande distribution avec un coefficient de dispersion égal à 0,8. Il peut paraître étonnant de retrouver des valeurs de substituabilité égales à 1, car l'azote présent dans le compost est majoritairement sous forme organique (Amlinger, Götz, Dreher, Geszti, & Weissteiner, 2003). Or, les plantes ont besoin d'azote sous forme minérale, c'est-à-dire sous forme d'ammoniac et de nitrates. Il est important de faire la distinction entre les différentes formes d'azote, car cela peut avoir une grande influence sur le ratio de substitution et ainsi influencer les résultats de l'analyse d'impacts environnementaux. La substituabilité peut être égale à 1 s'il est spécifié que la concentration d'azote considérée est sous forme minérale. Il est donc important de faire la distinction entre les types d'azote avant de poser un ratio de substitution, L'observation de la Figure 4-4 permet de constater que la médiane de cette distribution est au bas de celle-ci à 0,25. Cela veut donc dire que plus de la moitié des valeurs recensées sont plus près 0,2 que de 1. Le même raisonnement s'applique pour la concentration d'azote dans le digestat qui substitue l'azote dans les fertilisants.

Dans le cas de l'acier, de l'aluminium et du verre, un consensus semble exister au niveau des ratios de substitution. L'hypothèse qu'il n'y a aucun changement dans les propriétés inhérentes est majoritairement posée dans le cas des métaux et du verre. Ces matières sont considérées comme étant recyclables à l'infini et donc que leurs propriétés ne sont pas affectées par le recyclage. Cela explique le déplacement de la plage de distribution vers 1. Toutefois, la présence de contaminant dans les métaux peut affecter leur capacité de substitution. Le verre doit également être bien séparé par type et par couleur pour éviter d'altérer le verre secondaire.

Dans le cas du polyéthylène téréphtalate (PET), un consensus semble également exister sur la substituabilité entre le PET secondaire et le PET primaire. La plage de distribution se concentre autour de α égal 0,81. La majorité des sources consultées se sont basées sur la différence de prix entre le PET primaire et le PET secondaire pour évaluer le coefficient de substitution. Cette méthode de substitution est nommée « *value-corrected substitution ratio* » et a été décrite à la section 2.2.2.1. Cette méthode de substitution est également appliquée pour la détermination du ratio de substitution du HDPE ce qui explique le fait que le premier quartile et la médiane ont la même valeur.

En ce qui concerne le carton et le papier, le choix des ratios n'est pas toujours explicité. Dans bien des cas, il est seulement stipulé la valeur du ratio sans qu'aucune explication ne soit donnée. Dans d'autres cas, il est seulement dit que la perte de longueur dans les fibres nécessite une plus grande quantité de pâte pour obtenir la même qualité que le produit primaire. Plus spécifiquement pour le papier, certains auteurs ont utilisé la méthode d'imputation basée sur le nombre de fois que la fibre peut être utilisée, nommée nombre d'utilisations ultérieures. Cette méthode a été décrite à la section 2.2.2, mais sommairement elle est basée sur le nombre de fois qu'une matière peut être recyclée avant d'être éliminée. Elle vise à répartir les charges environnementales de la fabrication de la matière primaire sur tous les cycles de récupération. Selon ISO/TR 14 049, cette méthode détermine la partition de la phase de production sur plusieurs cycles de recyclage et non la capacité de substitution. Pourtant, certains auteurs d'étude ACV sur le papier se basent sur la méthode du nombre d'utilisations ultérieures pour déterminer le ratio de substitution du papier secondaire vis-à-vis le papier primaire. Le papier n'étant pas recyclé à l'infini, il peut être recyclé jusqu'à cinq fois avant de ne plus être d'assez bonne qualité et d'être éliminé. La perte de qualité est donc prise en compte, mais elle n'est pas fondée sur les propriétés du papier secondaire comme le suggère la définition du ratio de substitution.

4.1.3 Analyse du coefficient d'efficacité de conversion

Avec ses 91 valeurs recensées, le coefficient d'efficacité de conversion η est le deuxième paramètre le plus présent dans la littérature. Une analyse aussi détaillée sur ce paramètre que sur le coefficient de substituabilité α n'est pas pertinente puisque le coefficient d'efficacité dépend avant tout de la technologie utilisée. Il est toutefois pertinent de présenter les plages de distribution de valeurs recensées. La Figure 4-5 illustre ces plages. Tout comme pour le paramètre α , il n'a pas été possible d'établir une distribution pour chacune des catégories substituant/matière résiduelle recensée par manque de valeur. De ce fait, la plage de distribution des valeurs de η a été établie pour les catégories possédant plus de six valeurs.

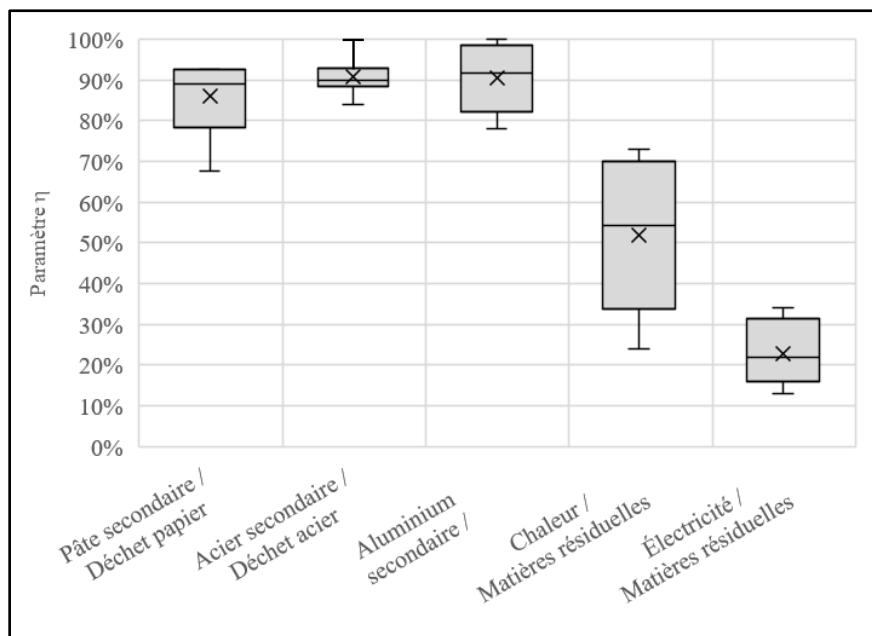


Figure 4-5 : Par catégorie de substituant/matière résiduelle, distribution des valeurs du paramètre η pour les catégories ayant plus de six valeurs recensées. Le x représente la valeur moyenne de chaque distribution, les barres verticales représentent les valeurs médianes, les barres d'erreurs représentent les valeurs minimales et maximales de chaque distribution.

Un rapide coup d'œil permet d'observer que les plages de distribution sont plus grandes pour le coefficient η que pour le coefficient α . Ces plages sont plus grandes puisqu'un plus grand nombre de technologies différentes pour une même matière est considéré. Également, la plus grande plage de valeur reflète une plus grande variabilité entre les technologies de traitement qu'entre les propriétés intrinsèques des matières primaires et secondaires. La Figure 4-5 est présentée qu'à titre informatif et aucune analyse détaillée n'est réalisée. De plus, l'influence de ce paramètre ne sera pas prise en compte puisqu'il est directement dépendant de la technologie utilisée et qu'il influence la quantité de rejets générée qui peut être traitée de multiples façons.

4.2 Analyses des impacts environnementaux des processus de recyclage et de valorisation

À la suite de l'interprétation de la méta-analyse, des études ACV simplifiées ont été réalisées sur les processus de recyclage d'un mélange de plastiques, du PET, du HDPE, du papier, du carton, de

l'acier, de l'aluminium et du verre, ainsi que sur les processus de compostage et de digestion anaérobique.

4.2.1 Analyse de variabilité

À la section 3.2.2, il est spécifié que les premières études réalisées concernent l'analyse de la variabilité des résultats selon les plages de distribution établies à la Figure 4-4. En appliquant les équations (3-1) et (3-2), des résultats sont obtenus pour :

- la substitution de la quantité d'azote dans le compost avec la quantité d'azote dans les fertilisants,
- la substitution de la quantité d'azote dans le digestat avec la quantité d'azote dans les fertilisants,
- la substitution du carton secondaire avec le carton primaire,
- la substitution du papier secondaire avec le papier primaire,
- la substitution du HDPE secondaire avec le HDPE primaire,
- la substitution d'un mélange de plastiques secondaire avec un mélange de plastiques primaire.

La Figure 4-6 présente les résultats orientés dommages de la méthode ReCiPe obtenus à l'aide des processus présentés au Tableau 3-3 et des compositions présentées au Tableau 3-2. Les résultats orientés problèmes sont présentés en Annexe D. Les substitutions de l'acier, de l'aluminium, du verre et du PET ne sont pas considérées à étape-ci, car les plages de distribution des valeurs de ratio de substitution ne permettent pas de réaliser les trois modélisations nécessaires à l'analyse de variabilité.

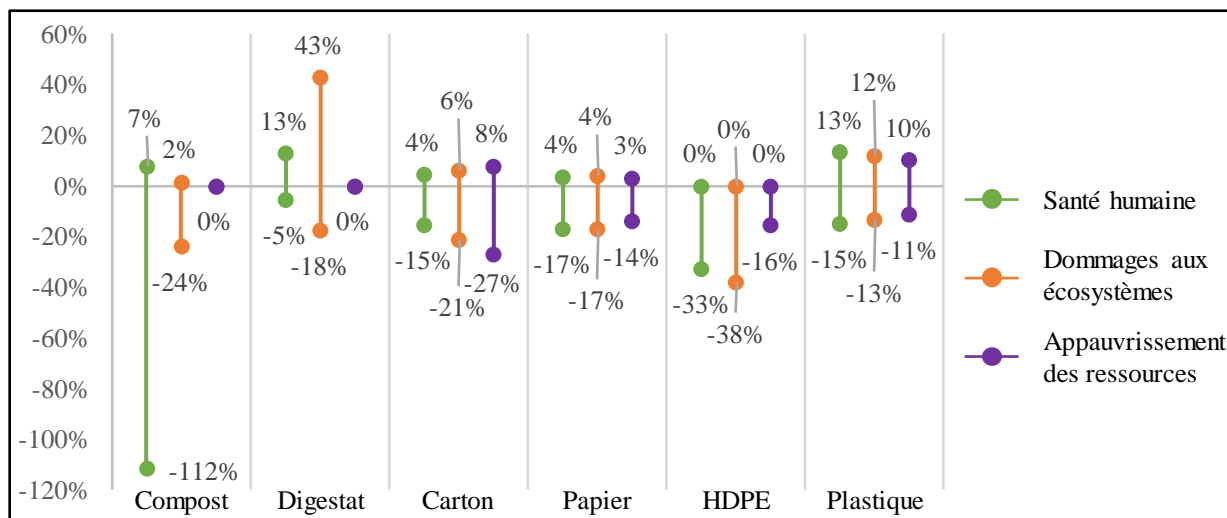


Figure 4-6 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α pour les catégories d'impacts sur la santé humaine, les dommages aux écosystèmes et l'appauvrissement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.

L'objectif de la Figure 4-6 est d'illustrer la variabilité dans les résultats selon les différentes valeurs de ratio de substitution présentes dans la littérature et qui ont été recensées lors de la méta-analyse. Les résultats ont été normalisés par rapport à la médiane selon les équations (3-1) et (3-2). Ainsi, les résultats supérieurs à zéro représentent la différence normalisée entre les impacts modélisés pour α égal au premier quartile et les impacts modélisés pour α égal à la médiane. Les résultats inférieurs à zéro représentent la différence normalisée entre les impacts modélisés pour α égal au troisième quartile et les impacts modélisés pour α égal à la médiane.

Comme il a été énoncé précédemment, la Figure 4-6 est présentée à titre indicatif afin d'illustrer la variabilité possible dans les résultats d'analyse d'impacts environnementaux. Ainsi, choisir un ratio de substitution égal à 0,92 au lieu de 0,81 lors de l'évaluation de la substitution du HDPE secondaire avec le HDPE primaire par exemple, entraîne une diminution de 33 % des impacts sur la santé humaine. Cette variation peut ainsi entraîner une sous-estimation des impacts réels dans l'interprétation des impacts du recyclage du HDPE et mener les décideurs vers de mauvaises décisions. Également, la variation de -112 % pour les impacts sur la santé humaine de la substitution de la quantité d'azote dans le compost avec la quantité d'azote dans les fertilisants peut paraître très grande. Cependant, la plage de distribution du compost est la plus grande. Sachant que le ratio de substitution au troisième quartile est quatre fois plus grand que le ratio de substitution à

la médiane et que la variation est uniquement de 112 %, ces résultats peuvent être indicateur de la sensibilité de l'analyse d'impacts environnementaux vis-à-vis les ratios de substitution.

4.2.2 Analyse de sensibilité

À la suite du constat établi à la section précédente, une analyse de sensibilité a été réalisée afin de tester la sensibilité des matières aux différents ratios de substitution. L'analyse de sensibilité est testée pour une augmentation de 10 % des différents ratios de substitution. Le ratio de substitution initial est celui correspondant à la valeur médiane des plages de distribution. À l'aide de l'équation (3-3), la détermination des ratios de sensibilité (RS) a été réalisée sur toutes les catégories de matières présentées à la Figure 4-4, c'est-à-dire :

- la substitution de la quantité d'azote dans le compost avec la quantité d'azote dans les fertilisants,
- la substitution de la quantité d'azote dans le digestat avec la quantité d'azote dans les fertilisants,
- la substitution de l'acier secondaire avec l'acier primaire,
- la substitution de l'aluminium secondaire avec l'aluminium primaire,
- la substitution du carton secondaire avec le carton primaire,
- la substitution du papier secondaire avec le papier primaire,
- la substitution du HDPE secondaire avec le HDPE primaire,
- la substitution du PET secondaire avec le PET primaire,
- la substitution d'un mélange de plastique secondaire avec un mélange de plastique primaire,
- la substitution du verre secondaire avec le verre primaire.

Les résultats des ratios de sensibilité pour les trois catégories d'impacts orientées dommages de la méthode ReCiPe sont présentés à la Figure 4-7. Ces résultats ont été obtenus à l'aide des procédés présentés au Tableau 3-3 et des compositions présentées au Tableau 3-2. Les résultats des ratios de sensibilité pour les catégories d'impacts orientées problèmes sont présentés en Annexe E.

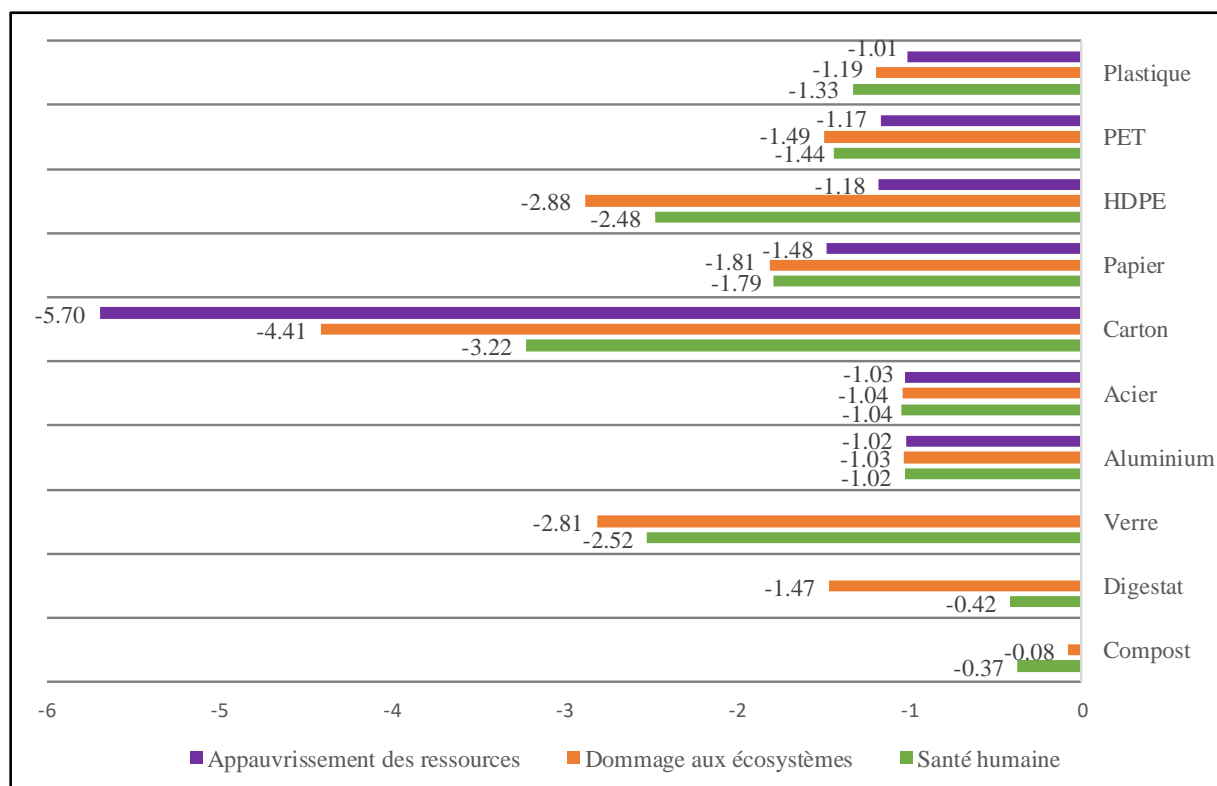


Figure 4-7 : Ratio de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre pour les catégories d'impacts sur la santé humaine, les dommages aux écosystèmes et l'appauvrissement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.

Au premier coup d'œil, les résultats de la Figure 4-7 peuvent paraître surprenants. Sachant que le recyclage de l'aluminium permet d'économiser 95 % de l'énergie nécessaire à la fabrication de l'aluminium primaire (Langlois-Blouin, 2010), il aurait été attendu à ce que le ratio de sensibilité de l'aluminium soit très grand. Toutefois, ce n'est pas le cas, puisque ces ratios de sensibilité pour les trois catégories d'impacts se situent très près de 1. Ce résultat s'explique à l'aide de l'équation (4-1) et de l'analyse de contribution présentée à la Figure 4-8. Le calcul des impacts des procédés de recyclage s'effectue selon l'équation (4-1). Cette équation démontre que la variation du ratio de substitution affecte uniquement la partie de l'équation nommée B. De cette manière, A et C ne sont pas affectés par le ratio de substitution et ne varient donc pas avec l'augmentation du ratio.

$$R = A - \alpha \cdot \eta \cdot B + (1 - \eta) \cdot C \quad (4-1)$$

Où :

- R est le résultat de l'évaluation des impacts du processus de recyclage
- A est l'impact du procédé de recyclage
- B est l'impact du procédé de fabrication de la matière vierge
- C est l'impact du traitement des rejets du procédé de recyclage

L'analyse de contribution présentée à la Figure 4-8 illustre que les impacts environnementaux du processus de recyclage de l'aluminium sont dominés presque à 100 % par le processus de substitution avec l'aluminium primaire. Ainsi, pour une augmentation de 10 % du ratio de substitution, le terme $\frac{R_2 - R_1}{R_1}$ dans l'équation (3-3) va être très près de 0,1. En appliquant le calcul du RS, le résultat va être approximativement égal à 1 pour le ratio de sensibilité. Il en va de même pour l'acier, l'analyse de contribution démontre que les impacts environnementaux sont guidés par le processus de substitution avec l'acier vierge.

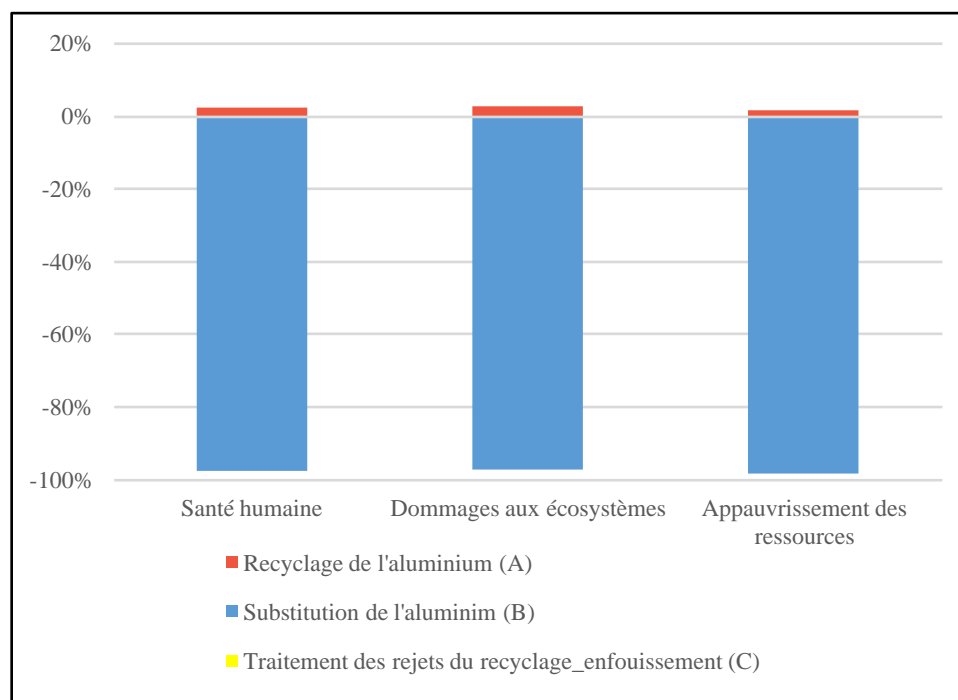


Figure 4-8 : Analyse de contribution des impacts pour le processus « recyclage de l'aluminium ».

De manière générale, si dans l'analyse de contribution il est montré que les résultats sont dominés par le processus de substitution, il est possible de considérer que R_1 va tendre vers $-B$ et que R_2 va tendre vers $-1,1 \cdot B$. De cette façon, le paramètre $\frac{R_2 - R_1}{R_1}$ de l'équation (3-3) va tendre vers 0,1 et

l'évaluation du SR va tendre vers 1. Les analyses de contribution de chaque matière évaluée sont présentées en Annexe F et la démonstration mathématique se trouve en Annexe G.

À l'inverse, si l'analyse de contribution démontre que les résultats sont dominés par le processus de recyclage, R_1 et R_2 vont tendre vers A et $\frac{R_2-R_1}{R_1}$ va tendre vers 0. Ainsi, l'évaluation du SR va être inférieure à 1. C'est d'ailleurs le cas pour l'évaluation du ratio de substitution du compost au niveau de la santé humaine et pour le digestat au niveau de la santé humaine et des dommages aux écosystèmes. Dans un troisième cas de figure, si l'analyse de contribution démontre que les résultats sont partagés entre le processus de recyclage et le processus de substitution, R_1 va tendre vers A-B et R_2 va tendre vers A-1,1·B. Ainsi, $\frac{R_2-R_1}{R_1}$ va être \gg à 0,1·B et RS va être supérieur à 1. Cette situation illustre le cas du carton, du verre et du HDPE.

L'observation de la Figure 4-7 permet de constater que le carton est la catégorie de matière la plus sensible à la variation du ratio de substitution. En effet, une augmentation de 10 % du ratio de substitution entraîne une diminution de 32.2 % des impacts sur la santé humaine, une diminution de 44,1 % des impacts sur les dommages aux écosystèmes et une diminution de 57 % des impacts sur l'appauvrissement des ressources. À l'opposé, une augmentation de 10 % du ratio de substitution sur le remplacement de la quantité d'azote dans les fertilisants par la quantité d'azote dans le compost entraîne une diminution de 3.7 % des impacts sur la santé humaine, une diminution de 0,8 % des impacts sur les dommages aux écosystèmes et n'a aucun effet sur l'appauvrissement des ressources. La dernière étape de l'étude va donc être concentrée sur le recyclage des cartons.

4.3 Évaluation du réalisme des justifications des ratios de substitution

La méta-analyse a permis de recenser plus de 260 valeurs de ratio de substitution. Cette section évalue de manière qualitative si les différents ratios de substitution sont physiquement réalistes par rapport aux propriétés des matières secondaires.

Par définition, la substituabilité entre deux matières est liée à la fonction principale que chacune des matières remplit. Par exemple, si la fonction d'un produit est de contenir 500 ml d'eau, le choix du papier comme matière substituable au plastique n'est pas adéquat puisque le papier ne permet pas de remplir la fonction primaire. Ainsi, le ratio de substitution entre le papier et le plastique dans

ce cas-ci est de 0. Un deuxième cas de figure pourrait être la substitution d'une bouteille en plastique par une bouteille en verre en considérant toujours la fonction primaire de contenir 500 ml d'eau. Il paraît évident dans ce cas-ci que 1 kg de verre ne remplacera pas 1 kg de plastique. Normalement, il est exigé d'une bouteille d'eau qu'elle soit pratiquement incassable pour éviter tous dégâts malheureux. Le PET, matériau généralement utilisé dans la fabrication des bouteilles d'eau, est reconnu pour sa résistance au bris alors qu'il en est autrement pour le verre. Ainsi, pour rendre le verre pratiquement incassable, il faut augmenter son épaisseur ce qui entraîne l'augmentation de sa masse. Alors pour remplir la même fonction, les deux bouteilles n'auront pas la même masse et les matières ne se substitueront pas dans un ratio 1 : 1.

L'exemple cité est un cas très simple de substitution en boucle ouverte. En revanche, il permet de comprendre la complexité qui existe dans la détermination du ratio de substitution. Mais, qu'en est-il pour les cas de recyclage en boucle fermée ? Est-ce qu'une bouteille d'eau fait de PET secondaire à la même masse qu'une bouteille d'eau fait en PET primaire ? En d'autres mots, si les deux bouteilles avaient exactement la même masse, est-ce qu'elles auraient exactement les mêmes propriétés ? C'est à ce genre de question qu'une justification réaliste des ratios de substitution devrait répondre.

Avec le recensement des 262 valeurs de ratio de substitution, la première étape dans l'analyse des justifications est de savoir si lesdits ratios sont justifiés d'une manière ou d'une autre par les auteurs. La Figure 4-9 présente les proportions des ratios de substitution justifiés et non justifiés. Les catégories Énergie (MJ) et Carburant (MJ) ont été retirées de cette analyse, car aucune justification n'est nécessaire. Il est sans contredit que 1 MJ substitue 1 MJ. Pour ces catégories, ce sont les choix des technologies de substitution qui ont un impact sur les résultats d'impacts environnementaux.

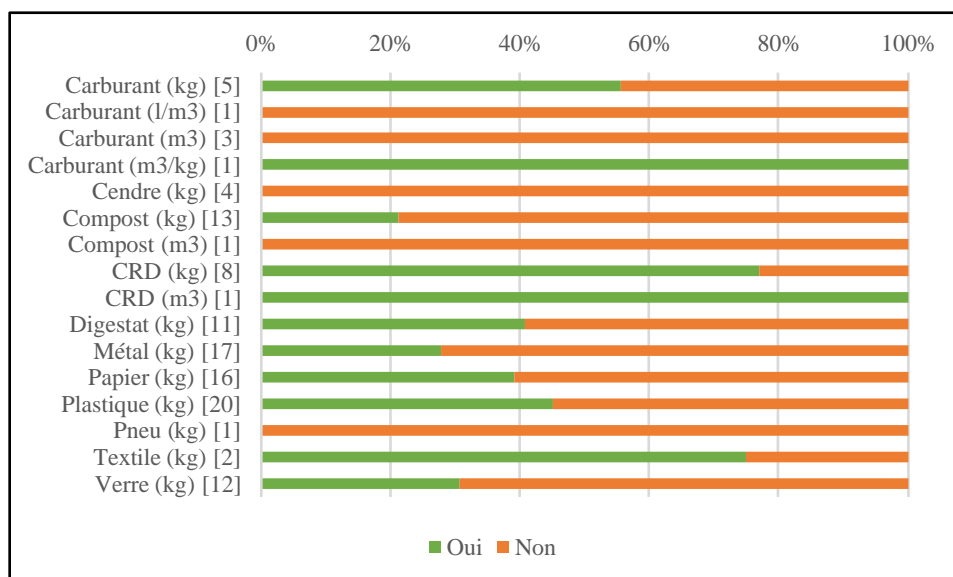


Figure 4-9 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions de ratios de substitution justifiés et non justifiés par les auteurs. Le nombre entre crochet représente le nombre d'articles recensés.

De la Figure 4-9, il est possible d'observer qu'à l'exception des catégories de matière carburants (kg et m³/kg), CRD (kg et m³) et textiles, la majorité des ratios de substitution ne sont pas justifiés. Comme il a été décrit à la section 3.2.3, un ratio de substitution est considéré comme étant non justifié s'il est implicite ou s'il est mentionné, par exemple dans un tableau, sans explication subséquente ou si seulement une citation est utilisée à titre de justification. D'une certaine manière, il peut être implicite pour les ratios de substitution qui sont égaux à 1 et qui ne sont pas justifiés que la justification considérée est la qualité équivalente entre les deux matières. Toutefois, c'est 32 % de tous les ratios non justifiés qui ne sont pas égaux à 1. Dans ces cas-là, il est impossible d'évaluer le réalisme de ces ratios.

La deuxième étape de cette analyse consiste à déterminer quelles justifications ont été utilisées pour les ratios de substitution qui sont justifiés. La Figure 4-10 présente les différentes proportions de chacune des justifications recensées pour chaque catégorie de matières résiduelles.

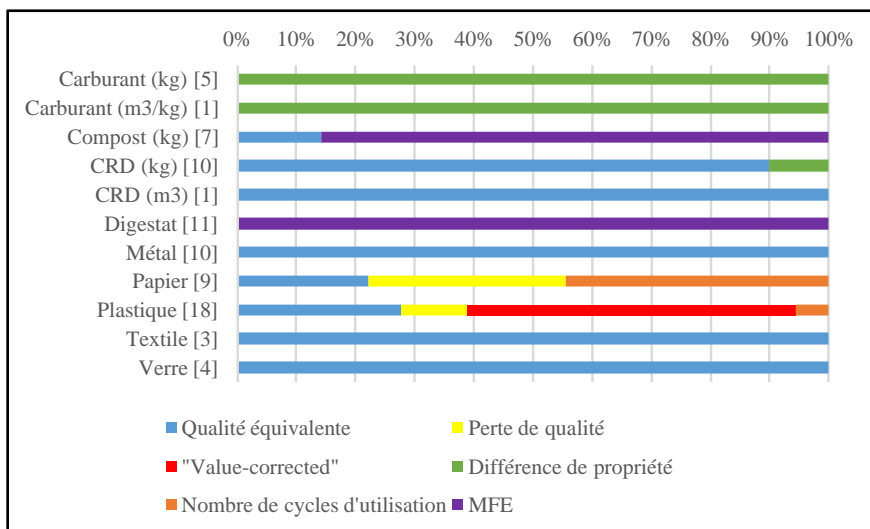


Figure 4-10 : Par catégorie de matières résiduelles, proportions des différentes justifications utilisées pour les ratios de substitution justifiés. Le nombre entre crochet représente le nombre de ratio de substitution recensés qui sont justifiés.

Les différentes justifications recensées diffèrent légèrement de celles identifiées à la section 3.2.3. Sur la Figure 4-10, il est possible d'observer que six types de justification ont été recensés alors que seulement cinq types ont été identifiés à la section 3.2.3. Tout d'abord, la première justification est celle qui considère que les deux matières substituables sont de qualité équivalente, c'est-à-dire que les ratios de substitution sont égaux à 1. Tous les ratios qui sont justifiés pour le verre, les textiles, les métaux et la majorité des CRD considèrent une qualité équivalente entre la matière primaire et la matière secondaire. Comme il a été mentionné à la section 4.1.2 à la suite de l'interprétation de la Figure 4-4, dans le cas des métaux et du verre, l'hypothèse qu'il n'y a aucun changement dans les propriétés inhérentes est posée pour justifier les ratios de substitution égaux à 1. Ainsi, cela explique le choix de la qualité équivalente pour ces matières. Dans le cas des CRD et des textiles, il est tout simplement stipulé que soit les deux matières possèdent les mêmes propriétés ou qu'elles sont de même qualité.

Le deuxième type de justification recensé concerne la différence de qualité, plus spécifiquement la perte de qualité. Sur la Figure 4-10, il est possible d'observer que le tiers des ratios de substitution justifiés pour le papier et le dixième des ratios justifiés pour le plastique utilisent la perte de qualité comme méthode de justification. Dans ces cas particuliers, le ratio semble être posé pour démontrer la perte de qualité sans réellement quantifier cette perte. La valeur du ratio en tant que telle n'est

pas justifiée, mais il est justifié que sa valeur soit différente de 1 à cause d'une perte de qualité. Il est important de ne pas confondre ce type de justification avec un ratio non justifié qui est un ratio dont la valeur est donnée sans aucune justification. En utilisant la perte de qualité comme argumentaire, c'est comme si certains auteurs d'ACV cherchent à pénaliser d'un point de vue environnemental la matière secondaire puisqu'elle n'a pas la même qualité que la matière primaire sans toutefois chercher à quantifier réellement cette perte. Ils ne cherchent pas non plus à quantifier l'impact que peut avoir cette perte de qualité sur la substitution.

Le troisième type de justification est celui qui utilise le « *value-corrected substitution ratio* » qui est basé sur la différence de prix entre la matière primaire et la matière secondaire. Comme il a été explicité à la section 4.1.2 à la suite de l'interprétation de la Figure 4-4, cette méthode considère que la différence de prix entre les deux matières reflète la différence de qualité entre les deux matières. Cette méthode n'est donc pas basée sur les propriétés mécaniques des matières, mais bien uniquement sur la différence de prix. Ce type de justification est uniquement utilisé dans le cas des plastiques et est utilisé pour plus de la moitié des ratios justifiés pour cette matière.

Le quatrième type de justification utilisé considère une différence entre les propriétés des matières. Comme il est possible de le constater sur la Figure 4-10, cette méthode de justification est utilisée uniquement dans un contexte énergétique, c'est-à-dire pour les carburants. La différence entre les pouvoirs calorifiques est utilisée pour quantifier les ratios de substitution puisqu'il est directement relié à la masse de la matière. Ainsi, pour obtenir la même quantité d'énergie, il est nécessaire d'avoir une masse supérieure ou inférieure de carburant alternatif par rapport aux carburants traditionnels. Il est à noter aussi que 10 % des justifications utilisées dans le cas de la substitution des CRD (kg) utilise cette méthode. En observant plus en profondeur, il est possible de constater que ce 10 % correspond à une seule source et qu'elle fait uniquement mention qu'en raison d'une différence de propriété, le ratio de substitution est inférieur à 1 sans plus amples justifications.

Le cinquième type de justification et le plus surprenant est que certains auteurs ont considéré le nombre de cycles d'utilisation pour déterminer le ratio de substitution. Ce type de justification n'avait pas été considéré dans les choix possibles puisqu'il ne s'agit pas d'une méthode de substitution. Selon ISO/TR 14049, le nombre de cycles d'utilisation est une méthode d'imputation et non une méthode de substitution (ISO, 2000). Toutefois, près de la moitié des ratios de substitution justifiés pour le papier et moins de 10 % des ratios justifiés pour le plastique utilisent

le nombre de cycles d'utilisation pour justifier le choix des ratios de substitution. Les auteurs se servant de cette méthode l'utilisent comme approximation pour évaluer la perte de qualité engendrée par le recyclage sachant que les papiers et les plastiques ne sont pas recyclables à l'infini.

Finalement, le dernier type de justification est uniquement utilisé pour le compost et le digestat. Cette justification utilise la valeur équivalente en engrais minéral (MFE) pour déterminer le ratio de substitution. En effet, sachant que les nutriments présents dans le compost et le digestat sont en partie sous forme organique et que les plantes ont besoin de nutriments sous forme minérale, l'utilisation du MFE permet d'évaluer le potentiel de substitution entre le compost et le digestat avec les engrais minéraux.

En conclusion, à la suite de l'interprétation de la Figure 4-10, aucun des ratios de substitution ne semble être justifié de manière réaliste selon l'impact des propriétés des matières recyclées sur leur usage. Aucun des ratios n'utilise une formulation de justification qui s'apparente à :

- suite à la perte de qualité x engendrée par la transformation de la matière secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de matière afin d'obtenir les performances mécaniques z ; ou
- suite à la perte de qualité x engendrée par la transformation de la matière secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de matière afin d'obtenir les performances nécessaires à la réalisation de la fonction f .

4.4 Évaluation de l'influence du recyclage du carton sur ses propriétés mécaniques

L'analyse de variabilité présentée à la Figure 4-6 a démontré que le choix d'un ratio de substitution par rapport à un autre entraîne une surestimation ou une sous-estimation des impacts environnementaux dans presque tous les cas. Cependant, la variabilité des résultats d'impact n'est pas directement proportionnelle à la variabilité du ratio de substitution. L'analyse de sensibilité présentée à la Figure 4-7 a démontré que l'augmentation de 10 % du ratio de substitution pouvait entraîner une diminution de jusqu'à 57 % des impacts sur l'appauvrissement des ressources pour le recyclage du carton. Aussi, l'analyse de sensibilité a illustré que le carton est la matière la plus sensible à la variation du ratio de substitution parmi les matières étudiées. Parallèlement, l'évaluation du réalisme des ratios de substitution a démontré qu'aucune des justifications utilisées

n'est réaliste vis-à-vis les propriétés des matières. En désagrégeant la catégorie papier de la Figure 4-9 pour obtenir spécifiquement les proportions pour le carton, 43 % des ratios de substitution recensés ne sont pas justifiés et donc seulement 57 % sont justifiés. Il y a précisément trois types de justification qui ont été recensés pour le carton. Le premier type est celui concernant la qualité équivalente, c'est-à-dire que 1 kg de carton secondaire substitue 1 kg de carton primaire. Le deuxième type est celui utilisant le nombre de cycles d'utilisation, mais comme il a été précisé précédemment cette méthode n'est pas jugée comme adéquate pour quantifier le ratio de substitution. Puis, le troisième type de justification est celui prenant en compte la perte de qualité. Spécifiquement, les auteurs ayant utilisés cette justification précisent qu'une masse supplémentaire est nécessaire pour pouvoir substituer le carton primaire, sans toutefois préciser à quoi est dû cette augmentation de la masse.

Sur les sept valeurs de ratio de substitution recensées pour le recyclage du carton lors de la méta-analyse, une seule de ces valeurs est égale à 1. Ainsi, il semble être accepté par la communauté ACV que le carton secondaire n'est pas exactement de même qualité que le carton primaire. Cela veut donc dire que pour remplir la même fonction le carton secondaire est plus lourd que le carton primaire. La question à se poser alors est « quelle est la fonction première d'une boîte de carton ? ». Plusieurs fonctions peuvent être associées à une boîte de carton, elle peut premièrement être utilisée pour transporter un contenu quelconque sans l'endommager. Ainsi, la boîte de carton assure une fonction de protection. La boîte de carton peut également servir pour l'entreposage à court ou long terme. De cette manière, elle doit pouvoir résister aux conditions d'entreposage tels le taux d'humidités, la température et l'empilement avec d'autres boîtes. Devant ces fonctions, le carton doit offrir une bonne résistance en flexion et en compression pour remplir ces diverses fonctions. D'ailleurs, la force de compressions et la résistance à la flexion sont les propriétés les plus importantes pour le carton (Estes, 1986; Lee & Park, 2004). Connaissant la fonction première d'une boîte de carton et les propriétés qui y sont liées, la prochaine question est « de quelle manière les propriétés du carton sont-elles affectées par le procédé de recyclage ? ».

Tout d'abord, il est essentiel de comprendre de quoi est constitué un carton ondulé qui est la base des boîtes de carton. Un carton ondulé est composé d'un assemblage de couches de papier. La partie externe, qui est la partie visible du carton, se nomme carton de couverture ou « *testliner* » en anglais. Deux épaisseurs de carton de couverture emprisonnent en sandwich le papier cannelé ou « *flutting medium* » en anglais. En fonction de la résistance voulue, le papier cannelé peut être

d'une ou de deux épaisseurs. La Figure 4-11 illustre la conception d'une boîte de carton ondulé. De manière générale, la fibre constituant le carton de couverture est de meilleure qualité, c'est-à-dire que les fibres sont plus longues pour des questions d'esthétique et de force (Haupt, Kägi, & Hellweg, 2018). À l'inverse, les fibres peuvent être plus courtes pour la composition du papier cannelé (Singh, 1996).

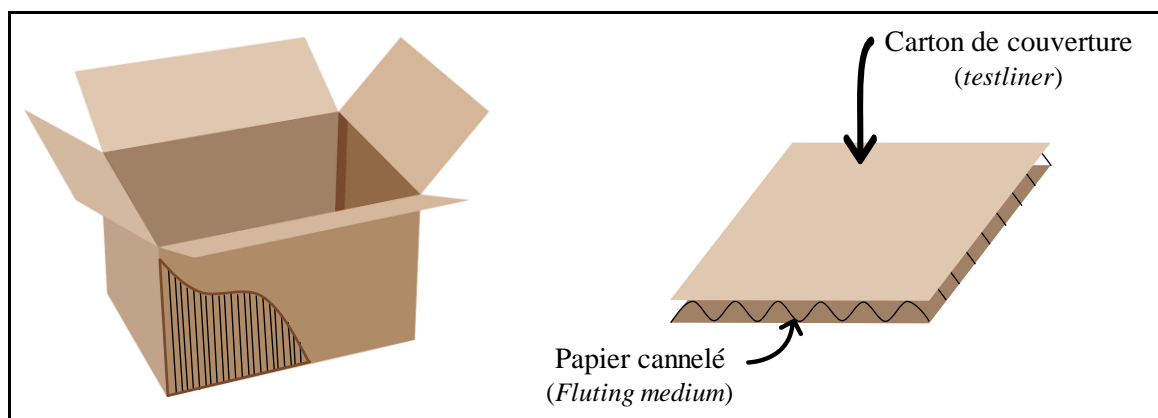


Figure 4-11 : Conception d'une boîte de carton ondulé. © S. Viau, 2018

Dans un deuxième temps, il est nécessaire de comprendre les différentes étapes du procédé de recyclage du carton. Le recyclage de la fibre de carton en soi n'est pas très différent du recyclage de la fibre de papier à l'exception de l'épaisseur de la feuille fabriquée. Les feuilles servant à la fabrication du carton sont plus épaisses que les feuilles de papier d'impression. La première étape du processus de recyclage est la remise en pâte des ballots de carton. Cette étape se fait à l'aide d'un pulpeur muni d'un agitateur où le carton collecté est déchiqueté et mélangé à l'eau pour en faire une pâte de faible consistance. La deuxième étape est la phase d'épuration qui consiste à faire passer la pâte à travers une série de tamis pour en retirer les impuretés comme le plastique, le métal et la colle. La troisième étape consiste à séparer les fibres selon leur longueur. Les fibres plus longues sont utilisées pour la production des cartons de couverture alors les fibres plus courtes sont utilisées pour la production du papier cannelé. Une fois la pâte nettoyée de toutes impuretés et séparée selon la longueur de fibre, elle poursuit son chemin à travers une machine à papier afin d'obtenir la consistance et l'épaisseur désirée. C'est ce qui est appelé la phase de raffinage. Tout au long de son passage dans la machine à papier, la pâte s'égoutte et elle est pressée par des cylindres chauffés à la vapeur afin de la sécher. Les rouleaux de papier ainsi obtenus poursuivent leur chemin afin d'être assemblés en carton ondulé (Grossmann, Handkle, & Brenner, 2014; Haupt et al., 2018; Morneau, 2017b).

Par la description du processus de recyclage, il est évident que la longueur des fibres est affectée par le processus. D'ailleurs, c'est le raccourcissement des fibres qui fait en sorte que les cartons et papiers ne sont pas recyclables à l'infini (Singh, 1996). La longueur des fibres est responsable de la force et de la rigidité du carton, plus elles sont longues et plus la feuille de carton est forte. Toutefois, la force de la feuille de carton n'est pas entièrement dépendante de la longueur des fibres. En effet, la force intrinsèque des fibres quant'à elle n'est pas perdue pendant le recyclage. La perte de force sur une feuille de carton est majoritairement due à la perte de liens entre les fibres (Guest & Weston, 1990; Hubbe, Venditti, & Rojas, 2007). Lorsque les fibres sont séchées lors de leur première transformation en feuille de carton, une partie des pores contenus dans les fibres se referment de manière irréversible. Or, ces pores permettent aux fibres de capturer l'eau pendant le procédé de mise en pâte et de créer des liens forts entre les fibres. Une fois séchée, la fibre perd un certain nombre de ces pores et ainsi la possibilité de créer des liens forts (Guest & Weston, 1990; Hubbe et al., 2007). Il devient donc évident que pour obtenir une feuille de carton secondaire aussi forte que la feuille de carton primaire, il faut ajouter une plus grande masse de fibre à la feuille de carton secondaire. De cette manière, si la boîte de carton est entièrement fabriquée de fibres recyclées, elle va nécessairement être plus lourde qu'une boîte de carton fait de fibres vierges. Ainsi, une justification réaliste d'un ratio de substitution entre un carton ondulé secondaire et un carton ondulé primaire devrait être énoncée comme suit :

- suite à la perte de liens entre les fibres engendrée par la transformation du carton secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de fibres à la production de carton secondaire afin d'atteindre une force de x N/m.

Ou bien,

- suite à la perte de liens entre les fibres engendrée par la transformation du carton secondaire, il est nécessaire d'ajouter y kg de fibres à la production de carton secondaire afin de remplir la fonction d'entreposage sans endommager le contenu de la boîte.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Ce chapitre présente différentes discussions selon les résultats obtenus dans le cadre des travaux réalisés. Une première discussion se concentre sur les contributions et avancées que cette étude a permis de réaliser. Dans un deuxième temps, les limites de l'étude réalisée sont apportées. Une troisième discussion concerne les limites des analyses du cycle de vie en lien avec le choix des ratios de substitution. Finalement, une quatrième discussion s'arrime autour de la présence des contaminants dans les matières secondaires et la nécessité de combiner l'ACV avec l'analyse des flux de matières.

5.1 Contributions et avancées de l'étude

La réalisation des travaux de cette recherche a démontré qu'il y a actuellement un manque de transparence et de clarté dans l'application de la substitution dans les ACV de gestion des matières résiduelles. Tout d'abord, une proportion non négligeable (20 %) des ratios de substitution n'est pas mentionnée de manière explicite pour toutes catégories de matières confondues. Ensuite, lorsque les ratios de substitution sont explicites, plus de 60 % d'entre eux ne sont pas justifiés d'une manière quelconque par les auteurs des études. D'un autre côté, la considération d'une qualité équivalente est utilisée dans près de 50 % des cas comme justification lorsqu'une justification est fournie. Finalement, des méthodes de partition telles le nombre de boucles d'utilisation sont utilisées pour déterminer les ratios de substitution.

Dans l'atteinte de ses objectifs spécifiques, cette recherche a illustré la complexité de l'application de la substitution dans un contexte de gestion des matières résiduelles. Il est, non seulement, nécessaire de considérer les dynamiques de marchés pour déterminer l'impact réel de la réintroduction de la matière secondaire dans l'économie, mais il est aussi nécessaire se poser un certain nombre de questions afin de déterminer si les matières sont substituables l'une par rapport à l'autre. En ACV tout est relié à la fonction principale des produits, il est donc important de prendre en compte la fonctionnalité des matières lors de l'application de la substitution. Ainsi, les travaux de cette recherche ont démontré que les méthodes actuelles de substitution appliquées au recyclage des matières résiduelles ne permettent pas d'obtenir une modélisation réaliste qui prend en compte la divergence de propriétés des matières secondaires.

5.2 Limites et faiblesses de l'étude

La présente étude comporte certaines limites et faiblesses. Tout d'abord, la modélisation des ACV simplifiées provient directement de la base de données incluse dans le logiciel EASETECH. Les technologies de traitement incluses dans le logiciel sont des technologies développées pour un contexte danois et plus généralement européen. Ainsi, les résultats d'impacts environnementaux ne s'appliquent pas parfaitement dans un contexte québécois. Dans le cas de cette étude, il n'était pas nécessaire de modéliser les technologies québécoises puisque seulement la sensibilité au ratio de substitution était testée. De plus, ce n'est pas le système intégré de gestion de traitement des matières résiduelles qui a été évalué.

Deuxièmement, l'étude étant orienté sur la gestion des matières résiduelles générale et non sur une matière spécifique, certaines catégories de matière y sont sous-représentées. Le manque de donnée n'a pas permis de faire des analyses plus approfondies et limite ainsi les conclusions sur un grand nombre de catégories de matières. Le Tableau 6-2 présenté à l'Annexe C illustre la grande variabilité des matières recensées lors de la revue de littérature. Ainsi, sur les 84 catégories de substituant/substitué recensés il y a seulement 10 catégories ont été évaluées. De plus, le manque de temps et de ressource a fait en sorte qu'il n'a pas été possible d'évaluer les conséquences du recyclage sur au minimum les 10 catégories de matières retenues et donc seulement le carton a été évalué.

Finalement, l'influence des autres paramètres (υ , η et π) n'a pas été étudiée. Premièrement, il a été impossible d'évaluer les paramètres υ et π puisque EASETECH ne permet pas de les prendre en compte dans sa modélisation. Toutefois, le potentiel de matière récupérable υ est présent dans la banque de données du logiciel pour certaines catégories de matières. En effet, le potentiel en méthane et le pouvoir calorifique des matières représentent le potentiel de matière récupérable pour les procédés de digestion anaérobique et d'incinération. Ces potentiels sont caractérisés dans la composition des matières présente dans la base de données de EASETECH. Cependant, le paramètre υ est impossible à modéliser pour les matières recyclables. En ce qui concerne l'efficacité de conversion η , la grande variabilité de valeur qui représente la grande variabilité de technologie possible rend pratiquement impossible l'évaluation de son influence en se basant sur les données recensées dans cette étude. Il aurait été nécessaire de déterminer la technologie qui était associée à chaque valeur de η recensée afin d'évaluer l'influence de ce paramètre.

5.3 Limites des analyses du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie comporte certaines limites et plus particulièrement dans les cas d'application aux matières résiduelles. Tout d'abord, l'analyse du cycle de vie attributionnelle (ACV-A) est une analyse descriptive du cycle de vie d'un produit. Elle est considérée comme statique dans le temps, c'est équivalent à prendre une photo instantanée (Ekvall et al., 2007; Pelletier et al., 2015). Dans une ACV-A tous les processus du cycle de vie sont physiquement connectés entre eux. De cette manière, les processus qui ne sont pas directement liés au produit étudié ne sont pas évalués dans l'ACV (Majeau-Bettez et al., 2017). Il est donc impossible de parler de substitution dans les cas d'ACV-A puisque la substitution implique des processus qui ne sont pas physiquement liés au système de produit. L'imputation des processus multifonctionnels devrait donc se faire soit par subdivision, ce qui n'est pas applicable dans le cas des matières résiduelles, soit par partition. Ceci est l'une des limites majeures des ACV-A dans un contexte des matières résiduelles. Le recyclage des matières qui inclut le compostage et la digestion anaérobie est un cas particulier de processus multifonctionnels. La multifonctionnalité de ces processus se situe entre le service de traitement de la matière et le coproduit de matière secondaire. Ainsi, la partition est difficilement applicable dans ces cas-là puisqu'il n'existe aucune relation physique entre les deux fonctions et le seul facteur de partition possible est un facteur basé sur des relations économiques (Gaudreault, 2012).

D'un autre côté, les analyses du cycle de vie conséquentielles (ACV-C) cherchent à déterminer les conséquences d'une perturbation sur un système de produit (Ekvall & Weidema, 2004). De cette manière, les ACV-C peuvent évaluer les impacts d'un processus qui n'est pas directement lié au système de produit étudié. Ainsi, l'imputation des processus multifonctionnels par substitution s'applique parfaitement dans les cas d'ACV-C. Toutefois, les ACV-C sont complexes à réaliser puisqu'elles prennent en compte autant que possible les chaînes de cause à effet qui ont lieu autant au niveau physique, qu'au niveau des marchés et des politiques en vigueur (Majeau-Bettez et al., 2017).

Les ACV-C nécessitent l'acquisition de données marginales afin de pouvoir modéliser les chaînes de cause à effet. Lors de la construction de l'inventaire du cycle de vie (ICV), il est fortement recommandé d'utiliser les données primaires avant l'utilisation des données secondaires. Le premier type de données provient généralement des industries, tandis que le deuxième type provient

de la littérature. Il n'est bien évidemment pas toujours possible d'obtenir toutes les données primaires, et ce, souvent par souci de confidentialité de la part des entreprises. Il n'est également pas toujours nécessaire d'avoir recours aux données primaires. En effet, si la donnée recherchée n'est pas une donnée sensible pour le processus à modéliser, l'utilisation de données secondaires peut s'avérer être suffisante dans ces cas-là. Cependant, la détermination de la sensibilité des données s'effectue seulement lors de l'évaluation des impacts environnementaux qui est l'étape après l'établissement de l'inventaire. De plus, la réalisation des ACV est un processus itératif et donc la nécessité d'obtenir les données primaires peut apparaître seulement après l'interprétation des résultats (ISO, 2006a). Dans le cas du ratio de substitution, les travaux réalisés dans le cadre de ce mémoire ont démontré que ce ratio était un paramètre sensible lors de la modélisation des impacts environnementaux de la gestion des matières résiduelles. Selon la catégorie de matière résiduelle et la catégorie d'impact évaluée, la sensibilité du ratio de substitution peut être très grande, de l'ordre de 57 % pour le carton.

Dans un même ordre d'idées, le recensement des ratios de ratios de substitution et de leur justification a démontré que de manière générale l'expression des ratios de substitution se fait à l'aide de données secondaires. Également, l'analyse du réalisme des ratios de substitution a fait ressortir le constat qu'aucun des ratios recensés n'est justifié de manière réaliste. Il a été défini qu'une justification réaliste doit être basée sur les propriétés mécaniques de la matière secondaire selon le type de matière. Or, les données secondaires permettent rarement de justifier adéquatement le choix des ratios en fonction de ces propriétés. Une évaluation réaliste des ratios de substitution se fait généralement à l'aide des experts de l'industrie qui connaissent la qualité à atteindre afin de pouvoir mettre leur produit sur le marché. Ils connaissent également la masse du produit en fonction des propriétés mécaniques. Par exemple, Haupt et ses collègues (2018) ont obtenu des experts de l'industrie du PET que les produits recyclés en PET amorphe devaient avoir une masse 5 % supérieure que le PET amorphe primaire pour avoir les mêmes.

L'établissement du ratio de substitution est un paramètre essentiel lors de la réalisation d'ACV-C puisqu'elles tentent d'évaluer les conséquences environnementales d'une décision. Il a été démontré que parmi plusieurs paramètres tels l'efficacité de conversion et le traitement des résidus de conversion, le ratio de substitution est celui ayant la plus grande influence sur les résultats d'impacts environnementaux dans la majorité des cas (L. Rigamonti et al., 2010). Il apparaît donc essentiel d'avoir recours le plus possible aux données primaires lors du choix du ratio de

substitution afin d'avoir des résultats d'ACV crédibles qui reflètent de manière juste l'introduction de matière secondaire dans l'économie.

5.3.1 La contamination des matières en ACV

Une des grandes limites de cette étude et de la majorité des études ACV consultées est que la contamination des matières n'est pas prise en compte dans l'évaluation des impacts environnementaux (Niero & Olsen, 2016). Dans tous les cas, il est considéré que la matière secondaire est aussi pure que la matière primaire. Pourtant, la contamination peut avoir une très grande influence sur la transformation de la matière résiduelle en matière secondaire. Comme il a été expliqué à la section 2.2.2, la présence de contaminant affecte la qualité de matière secondaire qu'il est possible de produire pour presque toutes les catégories de matières. Cette contamination devient encore plus importante lorsqu'il est impossible de la retirer. Il a été démontré dans le cas particulier des métaux qu'il était impossible par les lois thermodynamiques de séparer différents alliages selon le type de métal (Reck & Graedel, 2012).

Dans le cas spécifique de l'aluminium, presque tous les éléments d'alliage présents sont impossibles à séparer. De cette manière, chaque secteur de l'économie qui utilise l'aluminium a des requis différents selon la concentration des différents éléments d'alliage, il est nécessaire d'effectuer une dilution des contaminants avec l'ajout d'aluminium primaire. De plus, dans une perspective d'économie circulaire qui encourage le recyclage, le taux de recyclage de l'aluminium va augmenter avec le temps. L'augmentation de ce taux va entraîner une accumulation des contaminants dans l'aluminium, et ce, selon le nombre de boucles de recyclages (Løvik & Müller, 2014). Dans un article où ils se questionnaient sur le recyclage en boucle fermée des cannettes d'aluminium, Niero et Olsen (2016) sont venus à la conclusion que les méthodes actuelles de quantification d'ACV ne permettent pas réellement de quantifier le recyclage en boucle fermée puisque l'accumulation des contaminants ou des éléments d'alliage n'est pas prise en compte. Ils introduisent donc le concept de co-fonction multiple dans la définition de l'unité fonctionnelle. Ainsi, afin de bien prendre en compte l'économie circulaire en ACV et de bien quantifier le recyclage, l'unité fonctionnelle devrait répondre à deux fonctions, soit la fonction première du produit en tant que telle (contenir un certain volume de liquide pour une canette par exemple) et la fonction de fournir une ressource secondaire. En formulant l'unité fonctionnelle de cette manière,

les auteurs s'assurent que la canette secondaire produite respecte la concentration en contaminant tolérée pour une canette (Niero & Olsen, 2016).

L'évaluation des impacts environnementaux du recyclage en boucle fermée nécessite de déterminer la concentration en contaminant à chaque boucle de recyclage. La détermination de cette concentration permet de calculer la quantité d'aluminium primaire nécessaire à la dilution et de quantifier la production évitée des différents éléments d'alliage. Pour ce faire, il est essentiel de réaliser une analyse des flux de matières (AFM) qui est une analyse systématique des flux et des stocks d'un produit défini dans le temps et dans l'espace (Brunner & Rechberger, 2004). La réalisation de ce type d'analyse permet de prendre en compte l'accumulation des contaminants dans un système de produit. Toutefois, il est important qu'une AFM qui se concentre sur l'accumulation de contaminant dans un produit soit dynamique, car cela permet de comptabiliser l'accumulation des contaminants dans le temps par cycle de recyclage. Dans l'exemple de la canette réalisé par Niero et Olsen (2016), la canette a une durée de vie de 60 jours, c'est-à-dire qu'il s'écoule 60 jours entre le moment où elle quitte l'usine de fabrication et le moment où elle est recyclée. La canette est donc réintroduite dans la boucle de recyclage tous les 60 jours. L'exemple de la canette est un exemple simple sur une courte période de temps, en revanche, cette étude de la canette démontre la nécessité de lier AFM et ACV. Dans le contexte de l'aluminium, l'offre actuelle en aluminium secondaire ne permet pas de répondre à la demande, alors le problème de contaminant est pallié par la fabrication de produit à l'aide d'aluminium primaire (EEA, 2006). Cependant, lorsque l'offre sera supérieure à la demande, le problème de contamination va devenir important. Il devient donc primordial de quantifier les mécanismes qui entrent en compte lors du recyclage des matières afin de guider les décideurs vers des décisions éclairées sur les meilleures options de gestion tout en minimisant l'impact environnemental.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce mémoire a permis d'évaluer de manière critique l'utilisation de la substitution dans les ACV de gestion des matières résiduelles. Dans un premier temps, un portrait des paramètres employés pour la quantification de la substitution a été dressé. Ce portrait a illustré qu'une grande proportion des ratios de substitution entre la matière secondaire et la matière primaire sont de 1 pour, et ce, pour toutes les catégories de matières combinées. Dans un deuxième temps, l'évaluation du réalisme des justifications utilisées pour les ratios de substitution a illustré que seulement 30 % de ces ratios sont justifiés d'une manière ou d'une autre par les auteurs des études ACV. De plus, aucune des justifications ne prend en compte la divergence des masses entre les matières primaires et secondaires en fonction de la divergence de propriétés selon l'usage. En d'autres mots, plusieurs méthodes sont utilisées pour justifier les ratios de substitution, mais aucune ne quantifie la perte de qualité en fonction de la masse de la matière. Dans un troisième temps, l'analyse de sensibilité des impacts environnementaux par rapport aux ratios de substitution a démontré que le carton était la matière la plus sensible à la variation du ratio de substitution. À la suite à ce constat, une étude approfondie sur le carton a été réalisée. Il a été déterminé que le carton assurait une fonction de protection et que sa résistance en compression et en flexion étaient les propriétés lui permettant de remplir cette fonction. Il a aussi été déterminé que lors du recyclage la fibre de carton perd la possibilité de former des liens avec les autres fibres à cause de la fermeture des pores présents dans la fibre. Ainsi, une plus grande quantité de fibre est nécessaire pour remplir la même fonction que celle du carton primaire.

Plusieurs recommandations peuvent être mise dans l'éventualité de la poursuite des travaux de cette maîtrise afin de remédier aux limites énoncées dans la section précédente. Les piste de recherche identifiés sont les suivantes :

1. Développer un cadre méthodologique d'analyse de circularité à partir des coefficients de substitution.
2. Modéliser les technologies de traitement des matière résiduelles de manière à avoir une paramétrisation des mécanismes de causalité physique.
3. Réaliser une analyse des flux de matière (AFM) dynamique afin de prendre en compte l'accumulation des contaminants dans le temps.
4. Développer une méthodologie qui permettrait de lier l'AFM avec l'ACV conséquentielles.

BIBLIOGRAPHIE

- 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. *Chemical Engineering Journal*, 244(Supplement C), 391-402. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.01.066>
- Amlinger, F., Götz, B., Dreher, P., Geszti, J., & Weissteiner, C. (2003). Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology*, 39(3), 107-116. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(03\)00026-8](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(03)00026-8)
- Andreasi Bassi, S., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2017). Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. *Waste Management*, 69(Supplement C), 545-557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.042>
- Angelidaki, I., & Batstone, D. J. (2011). Anaerobic Digestion: Process. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 2, p. 583-600). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Arena, U., Mastellone, M. L., & Perugini, F. (2003). Life Cycle assessment of a plastic packaging recycling system. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(2), 92. <https://doi.org/10.1007/BF02978432>
- Arena, U., Mastellone, M. L., Perugini, F., & Clift, R. (2004). Environmental Assessment of Paper Waste Management Options by Means of LCA Methodology. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 43(18), 5702-5714. <https://doi.org/10.1021/ie049967s>

- Arm, M., Eighmy, T. T., & Christensen, T. H. (2011). Incineration: Utilization of Residue in Construction. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 463-475). Lyngby, Denmark: Thomas H. Christensen.
- Astrup, T., Fruergaard, T., & Christensen, T. H. (2009). Recycling of plastic: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), 763-772. <https://doi.org/10.1177/0734242X09345868>
- Bernstad, A., & la Cour Jansen, J. (2011). A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study. *Waste Management*, 31(8), 1879-1896. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.02.026>
- Bernstad Saraiva, A., Souza, R. G., & Valle, R. A. B. (2017). Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro – Investigating the influence of an attributional or consequential approach. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.002>
- 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 Management*, 27(8), S75-S84. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.016>
- Björkman, B., & Samuelsson, C. (2014). Recycling of Steel. Dans *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (p. 65-83). London, UNITED STATES: Elsevier Science.

- Brunner, P. H., & Rechberger, H. (2004). *Practical Handbook of Material Flow Analysis*. Consulté à l'adresse http://thecitywasteproject.files.wordpress.com/2013/03/practical_handbook-of-material-flow-analysis.pdf
- Bueno, G., Latasa, I., & Lozano, P. J. (2015). Comparative LCA of two approaches with different emphasis on energy or material recovery for a municipal solid waste management system in Gipuzkoa. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 51(Supplement C), 449-459. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.06.021>
- Butera, S., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2015). Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*, 44(Supplement C), 196-205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.011>
- Carlsbaek, M. (2011). Use of Compost in Horticulture and Lanscaping. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 2, p. 651-664). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Carlsson, M., Naroznova, I., Møller, J., Scheutz, C., & Lagerkvist, A. (2015). Importance of food waste pre-treatment efficiency for global warming potential in life cycle assessment of anaerobic digestion systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 102(Supplement C), 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.06.012>
- Chraïbi, N. (2017a). Fiche d'information - Contenants et emballages en plastiques HDPE #2 - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-contenants-emballages-plastique-hdpe2.pdf>

- Chraïbi, N. (2017b). Fiche d'information - Contenants et emballages en plastiques PET #1 - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-contenants-emballages-plastique-pet1.pdf>
- Chraïbi, N. (2017c). Fiche d'information - Sacs et pellicules - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-sacs-pellicules.pdf>
- Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2011a). Recycling of Glass. Dans *Solid Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 211-219). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2011b). Recycling of Paper and Cardboard. Dans *Solid Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 203-210). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Christensen, T. H., & Fruergaard, T. (2011). Recycling of Plastic. Dans *Solid Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 220-223). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18-30. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007>
- Cossu, R., Garbo, F., Girotto, F., Simion, F., & Pivato, A. (2017). PLASMIX management: LCA of six possible scenarios. *Waste Management*, 69(Supplement C), 567-576. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.007>

- Cremlato, R., Mastellone, M. L., Tagliaferri, C., Zaccariello, L., & Lettieri, P. (2017). Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.06.033>
- Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2011). Recycling of Metals. Dans *Solid Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 234-242). Lyngby, Denmark: Thomas H. Christensen.
- Damgaard, A., Riber, C., Fruergaard, T., Hulgaard, T., & Christensen, T. H. (2010). Life-cycle-assessment of the historical development of air pollution control and energy recovery in waste incineration. *Waste Management*, 30(7), 1244-1250. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.03.025>
- Di Maria, F., & Micale, C. (2014). A holistic life cycle analysis of waste management scenarios at increasing source segregation intensity: The case of an Italian urban area. *Waste Management*, 34(11), 2382-2392. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.06.007>
- Di Maria, F., Micale, C., Contini, S., & Morettini, E. (2016). Impact of biological treatments of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Management*, 52(Supplement C), 86-95. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.009>
- Dyer, T. D. (2014). Glass Recycling. Dans *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (p. 191-210). London, UNITED STATES: Elsevier Science.

EEA. (2006). *Aluminium recycling in Europe: The road to high quality product* (p. 52). Brussel.

Consulté à l'adresse http://www.world-aluminium.org/media/filer_public/2013/01/15/fl0000217.pdf

Ekvall, T., Assefa, G., Björklund, A., Eriksson, O., & Finnveden, G. (2007). What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Management*, 27(8), 989-996. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.015>

Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171. <https://doi.org/10.1007/BF02994190>

Eriksson, O., Carlsson Reich, M., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J.-O., ... Thyselius, L. (2005). Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 241-252. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.018>

Eriksson, O., Finnveden, G., Ekvall, T., & Björklund, A. (2007). Life cycle assessment of fuels for district heating: A comparison of waste incineration, biomass- and natural gas combustion. *Energy Policy*, 35(2), 1346-1362. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.04.005>

Estes, T. K. (1986). Important properties of recycled fibers relating to paperboard (Vol. 3, p. 621-624). Présenté à Pulping Conference, Proceedings of the Technical Association of the Pulp and Paper Industry, Toronto, Canada: TAPPI Press.

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. *The International*

Journal of Life Cycle Assessment, 18(3), 613-625. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0514-8>

Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., & Moberg, Å. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 213-229. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.023>

Fruergaard, T., & Astrup, T. (2011). Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Management*, 31(3), 572-582. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.009>

Fyffe, J. R., Breckel, A. C., Townsend, A. K., & Webber, M. E. (2016). Use of MRF residue as alternative fuel in cement production. *Waste Management*, 47, 276-284. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.05.038>

Gagné, L. (2010). Le verre - Fiches informatives. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-verre.pdf>

Galgani, P., van der Voet, E., & Korevaar, G. (2014). Composting, anaerobic digestion and biochar production in Ghana. Environmental-economic assessment in the context of voluntary carbon markets. *Waste Management*, 34(12), 2454-2465. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.027>

Gaudreault, C. (2012). *Methods for open-loop recycling allocation in life cycle assessment and carbon footprint studies of paper products* (No. 1003) (p. 106). Montréal: NCASI. Consulté à l'adresse http://www.ciraig.org/Calendrier/document/methods_open_loop_caroline_gaudreault.pdf

Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneloe, S., ... Christensen, T. H. (2010). Models for waste life cycle assessment: Review of technical

assumptions. *Waste Management*, 30(12), 2636-2648.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.004>

Gentil, E., Clavreul, J., & Christensen, T. H. (2009). Global warming factor of municipal solid waste management in Europe. *Waste Management & Research*, 27(9), 850-860.

<https://doi.org/10.1177/0734242X09350659>

Gervais, H. (2010). Les plastiques - Fiches informatives. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse

<https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-plastique.pdf>

Gervais, H., & Peng, W.-L. (2017). Fiche d'information - Contenants et emballages en polystyrène

(PS) #6 - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-polystyrene.pdf>

Ghose, A., Pizzol, M., & McLaren, S. J. (2017). Consequential LCA modelling of building refurbishment in New Zealand- an evaluation of resource and waste management scenarios.

Journal of Cleaner Production, 165, 119-133.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.099>

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., De Schryver, A., Struijs, J., & van Zelm, R.

(2013). *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level* (Characterisation No. 1) (p. 133).

Consulté à l'adresse <https://www.rivm.nl/dsresource?objectid=8ed17c8e-a370-437f-afc7-3004b6cce2bc>

- Götze, R., Pivnenko, K., Boldrin, A., Scheutz, C., & Astrup, T. F. (2016). Physico-chemical characterisation of material fractions in residual and source-segregated household waste in Denmark. *Waste Management*, 54, 13-26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.009>
- Grossmann, H., Handke, T., & Brenner, T. (2014). Paper Recycling. Dans *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (p. 165-178). London, UNITED STATES: Elsevier Science.
- Guest, D. ., & Weston, J. (1990). Fiber-water interactions: Modified by recycling. Or, "I dried my fibres yesterday, now I can't do nothin'with « em," ». Dans *Recycling Paper* (Vol. 1, p. 169-175).
- Haupt, M., Kägi, T., & Hellweg, S. (2018). Life cycle inventories of waste management processes. *Data in Brief*, 19, 1441-1457. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.067>
- Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and 'what-if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 27(8), 997-1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>
- Heimersson, S., Svanström, M., Cederberg, C., & Peters, G. (2017). Improved life cycle modelling of benefits from sewage sludge anaerobic digestion and land application. *Resources, Conservation and Recycling*, 122(Supplement C), 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.016>
- Hjelmar, O., Johnson, A., & Comans, R. (2011). Incineration: Solid Residues. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 430-462). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.

- Hossain, M. U., Wu, Z., & Poon, C. S. (2017). Comparative environmental evaluation of construction waste management through different waste sorting systems in Hong Kong. *Waste Management*, 69(Supplement C), 325-335. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.043>
- Hubbe, M. A., Venditti, R. A., & Rojas, O. J. (2007). What happens to cellulosic fibers during papermaking and recycling? A review. *BioResources*, 2(4), 739-788.
- Hulgaard, T., & Vehlou, J. (2011). Incineration: Process and Technology. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 1, p. 365-392). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Hupponen, M., Grönman, K., & Horttanainen, M. (2015). How should greenhouse gas emissions be taken into account in the decision making of municipal solid waste management procurements? A case study of the South Karelia region, Finland. *Waste Management*, 42(Supplement C), 196-207. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.040>
- ISO. (2000). *ISO/TR 14049: Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exemples d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire* (Rapport technique). Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principales and framework*. The International Organization for Standardization (ISO). Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006b). *ISO 14044: Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. The International Organization for Standardization (ISO). Geneva, Switzerland.

- Jensen, M. B., Møller, J., & Scheutz, C. (2016). Comparison of the organic waste management systems in the Danish–German border region using life cycle assessment (LCA). *Waste Management*, 49(Supplement C), 491-504. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.035>
- Johnson, J. X., McMillan, C. A., & Keoleian, G. A. (2013). Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. *Journal of Industrial Ecology*, 17(5), 700-711. <https://doi.org/10.1111/jiec.12050>
- Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., Shaked, S., Soucy, G., & Houillon, G. (2015). *Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan* (2e éd.). Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Krogmann, U., Körner, I., & Diaz, L. F. (2011). Composting: Technology. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 2, p. 533-568). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- la Cour Jansen, J. (2011). Anaerobic Digestion: Technology. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 2, p. 601-617). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Laner, D., Rechberger, H., De Soete, W., De Meester, S., & Astrup, T. F. (2015). Resource recovery from residual household waste: An application of exergy flow analysis and exergetic life cycle assessment. *Waste Management*, 46(Supplement C), 653-667. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.006>
- Langlois-Blouin, S. (2010). Les métaux - Fiches informatives. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-metaux.pdf>

- Larsen, A. W., Merrild, H., & Christensen, T. H. (2009). Recycling of glass: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, 27(8), 754-762. <https://doi.org/10.1177/0734242X09342148>
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., ... Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34(3), 589-606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Lee, M. H., & Park, J. M. (2004). Flexural stiffness of selected corrugated structures. *Packaging Technology and Science*, 17(5), 275-286. <https://doi.org/10.1002/pts.663>
- Lombardi, L., & Carnevale, E. A. (2017). Evaluation of the environmental sustainability of different waste-to-energy plant configurations. *Waste Management*. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.006>
- Løvik, A. N., & Müller, D. B. (2014). A Material Flow Model for Impurity Accumulation in Beverage Can Recycling Systems. Dans *Light Metals 2014* (p. 907-911). Springer, Cham. Consulté à l'adresse https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-48144-9_151
- Mah, M., Fujiwara, T., & Siong Ho, C. (2017). Concrete Waste Management Decision Analysis Based On Life Cycle Assessment. *Chemical Engineering Transaction*, 56, 25-30. <https://doi.org/10.3303/CET1756005>
- Maheshi, D., Steven, V. P., & Karel, V. A. (2015). Environmental and economic assessment of 'open waste dump' mining in Sri Lanka. *Resources, Conservation and Recycling*, 102(Supplement C), 67-79. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.07.004>

Majeau-Bettez, G., Dandres, T., Pauliuk, S., Wood, R., Hertwich, E., Samson, R., & Strømman, A.

H. (2017). Choice of Allocations and Constructs for Attributional or Consequential Life Cycle Assessment and Input-Output Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 1-15. <https://doi.org/10.1111/jiec.12604>

Majeau-Bettez, G., Wood, R., Hertwich, E. G., & Strømman, A. H. (2016). When Do Allocations and Constructs Respect Material, Energy, Financial, and Production Balances in LCA and EEIO? *Journal of Industrial Ecology*, 20(1), 67-84. <https://doi.org/10.1111/jiec.12273>

Margallo, M., Aldaco, R., & Irabien, Á. (2014). Environmental management of bottom ash from municipal solid waste incineration based on a life cycle assessment approach. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16(7), 1319-1328. <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0761-4>

MDDELCC. (2011). Politique québécois de gestion des matières résiduelles. Consulté à l'adresse <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/>

Morneau, L. (2017a). Fiche d'information - Papier journal - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-papier-journal.pdf>

Morneau, L. (2017b). Fiche d'information - Papier mixte - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-papier-mixte.pdf>

Niero, M., & Olsen, S. I. (2016). Circular economy: To be or not to be in a closed product loop? A Life Cycle Assessment of aluminium cans with inclusion of alloying elements. *Resources, Conservation and Recycling*, 114, 18-31. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.023>

Parkes, O., Lettieri, P., & Bogle, I. D. L. (2015). Life cycle assessment of integrated waste management systems for alternative legacy scenarios of the London Olympic Park. *Waste Management*, 40(Supplement C), 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.03.017>

Pelletier, N., Ardente, F., Brandão, M., Camillis, C. D., & Pennington, D. (2015). Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(1), 74-86. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>

Pires, A., Chang, N.-B., & Martinho, G. (2011). Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(4), 316. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0269-7>

Poeschl, M., Ward, S., & Owende, P. (2012). Environmental impacts of biogas deployment – Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production*, 24(Supplement C), 168-183. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.039>

Reck, B. K., & Graedel, T. E. (2012). Challenges in Metal Recycling. *Science*, 337(6095), 690-695. <https://doi.org/10.1126/science.1217501>

RECYC-QUÉBEC. (2008a). Les matières organiques en fiches techniques - La digestion anaérobie. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-technique-digestion-anaerobie.pdf>

RECYC-QUÉBEC. (2008b). Les matières organiques en fiches techniques - Le compostage. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-technique-compostage.pdf>

RECYC-QUÉBEC. (2015, mai 27). Recycler les résidus verts et alimentaires. Consulté 6 mai 2018, à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/municipalites/matieres-organiques/residus-verts>

RECYC-QUÉBEC. (2017a). Bilan 2015 de la gestion des matières résiduelles au Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2015.pdf>

RECYC-QUÉBEC. (2017b). Fiche d'information - Métaux ferreux et non ferreux - Collecte sélective. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/fiche-metaux.pdf>

Reza, B., Soltani, A., Ruparathna, R., Sadiq, R., & Hewage, K. (2013). Environmental and economic aspects of production and utilization of RDF as alternative fuel in cement plants: A case study of Metro Vancouver Waste Management. *Resources, Conservation and Recycling*, 81(Supplement C), 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.009>

Rigamonti, L., Grosso, M., & Giugliano, M. (2010). Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *Journal of Cleaner Production*, 18(16), 1652-1662. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.06.029>

Rigamonti, L., Grosso, M., Møller, J., Martinez Sanchez, V., Magnani, S., & Christensen, T. H. (2014). Environmental evaluation of plastic waste management scenarios. *Resources, Conservation and Recycling*, 85(Supplement C), 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.12.012>

Rigamonti, L., Grosso, M., & Sunseri, M. C. (2009). Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *The*

International Journal of Life Cycle Assessment, 14(5), 411-419.

<https://doi.org/10.1007/s11367-009-0095-3>

Ripa, M., Fiorentino, G., Giani, H., Clausen, A., & Ulgiati, S. (2017). Refuse recovered biomass fuel from municipal solid waste. A life cycle assessment. *Applied Energy*, 186(Part 2), 211-225. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.058>

Sethi, S. V. (2017). Methods of recycling. Dans *Recycling of polymers - Methods, characterization and application* (p. 55-114). John Wiley & Sons. Consulté à l'adresse <https://app.knovel.com/hotlink/pdf/id:kt011HYXK2/recycling-polymers-methods/common-additives-used>

Sevigné-Itoiz, E., Gasol, C. M., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2015a). Contribution of plastic waste recovery to greenhouse gas (GHG) savings in Spain. *Waste Management*, 46(Supplement C), 557-567. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.08.007>

Sevigné-Itoiz, E., Gasol, C. M., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2015b). Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): case study of waste paper recycling. *Journal of Cleaner Production*, 105(Supplement C), 253-262. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.026>

Shen, L., & Worrell, E. (2014). Plastic Recycling. Dans *Handbook of Recycling: State-of-the-art for Practitioners, Analysts, and Scientists* (p. 179-190). London, UNITED STATES: Elsevier Science.

Singh, P. (1996). Study Details Performance of Corrugated with Recycled Fiber. *Packaging Technology and Engineering*, 5, 26-47.

- Sommerhuber, P. F., Wenker, J. L., Rüter, S., & Krause, A. (2017). Life cycle assessment of wood-plastic composites: Analysing alternative materials and identifying an environmental sound end-of-life option. *Resources, Conservation and Recycling*, 117(Part B), 235-248. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.012>
- Stentiford, E., & de Bertoldi, M. (2011). Composting: Process. Dans *Solide Waste Technology & Management* (John Wiley & Sons Ltd., Vol. 2, p. 515-532). Lyngby, Denmark: Thomas H. Cristensen.
- Tagliaferri, C., Evangelisti, S., Clift, R., Lettieri, P., Chapman, C., & Taylor, R. (2016). Life cycle assessment of conventional and advanced two-stage energy-from-waste technologies for methane production. *Journal of Cleaner Production*, 129(Supplement C), 144-158. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.092>
- Tunesi, S., Baroni, S., & Boarini, S. (2016). Waste flow analysis and life cycle assessment of integrated waste management systems as planning tools: Application to optimise the system of the City of Bologna. *Waste Management & Research*, 34(9), 933-946. <https://doi.org/10.1177/0734242X16644520>
- Vadenbo, C., Hellweg, S., & Astrup, T. F. (2017). Let's Be Clear(er) about Substitution: A Reporting Framework to Account for Product Displacement in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1078-1089. <https://doi.org/10.1111/jiec.12519>
- van der Harst, E., Potting, J., & Kroeze, C. (2016). Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. *Waste Management*, 48(Supplement C), 565-583. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.09.027>

- Van Ewijk, S., Stegemann, J. A., & Ekins, P. (2017). Global Life Cycle Paper Flows, Recycling Metrics, and Material Efficiency. *Journal of Industrial Ecology*, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/jiec.12613>
- Vermette, F. (2010). Les papiers et les cartons - Fiches informatives. Recyc-Québec. Consulté à l'adresse <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Fiche-info-papier-carton.pdf>
- Weidema, B. P., & Schmidt, J. H. (2010). Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *Journal of Industrial Ecology*, 14(2), 192-195. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00236.x>
- Werner, F., & Richter, K. (2000). Economic Allocation in LCA: A Case Study About Aluminium Window Frames. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(2), 79-83. <https://doi.org/10.1007/BF02979727>
- Yoshida, H., Gable, J. J., & Park, J. K. (2012). Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction. *Resources, Conservation and Recycling*, 60(Supplement C), 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.11.011>
- Zamani, B., Svanström, M., Peters, G., & Rydberg, T. (2015). A Carbon Footprint of Textile Recycling: A Case Study in Sweden. *Journal of Industrial Ecology*, 19(4), 676-687. <https://doi.org/10.1111/jiec.12208>
- Zhao, Y., Wang, H.-T., Lu, W.-J., Damgaard, A., & Christensen, T. H. (2009). Life-cycle assessment of the municipal solid waste management system in Hangzhou, China (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, 27(4), 399-406. <https://doi.org/10.1177/0734242X09103823>

Zhao, Y., Xing, W., Lu, W., Zhang, X., & Christensen, T. H. (2012). Environmental impact assessment of the incineration of municipal solid waste with auxiliary coal in China. *Waste Management*, 32(10), 1989-1998. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.05.012>

Zink, T., Geyer, R., & Startz, R. (2016). A Market-Based Framework for Quantifying Displaced Production from Recycling or Reuse. *Journal of Industrial Ecology*, 20(4), 719-729. <https://doi.org/10.1111/jiec.12317>

ANNEXE A - LOGICIELS SPÉCIFIQUES EN ACV DE GESTION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES

Les premiers modèles spécifiques à la réalisation d'ACV de gestion des matières résiduelles sont apparues à la fin des années 1990. La Figure 6-1 présente la ligne de temps des différents modèles spécifiques ainsi que le pays dans lequel ils ont été développé. Cette liste n'est pas exhaustive, mais illustre une vue d'ensemble des différents modèles. Les quatre aspects importants détaillés à la section précédente sont tous pris en compte dans les modèles illustrés.

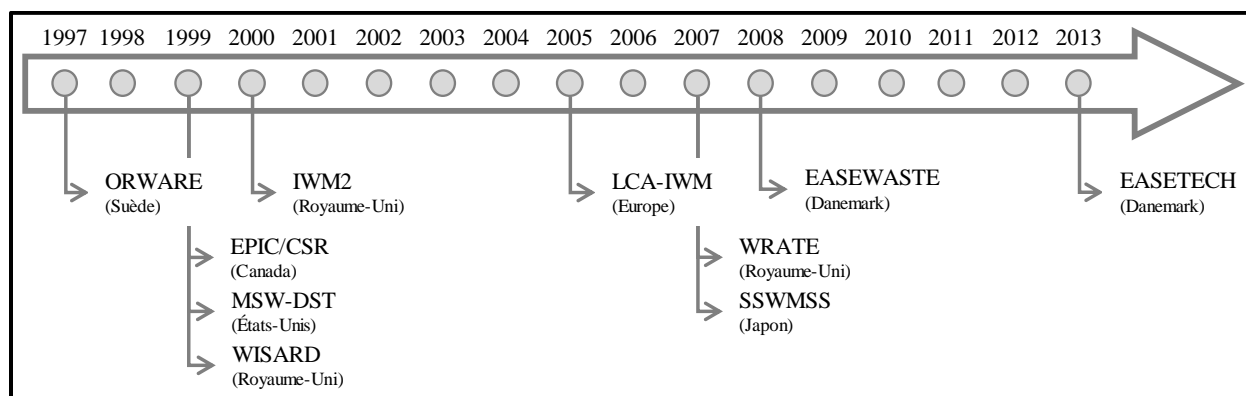


Figure 6-1 : Ligne de temps de l'apparition des modèles ACV spécifiques à la gestion des matières résiduelles. © S. Viau, 2018

À l'exception de EPIC/CSR, tous les modèles considèrent un grand nombre de propriétés caractérisant le flux à traiter. Ces propriétés peuvent être la composition élémentaire, la quantité de matières solides totales (*total solids*), le pouvoir calorifique inférieur, le contenu en cendre, la teneur en eau, la quantité de matières volatiles et le pouvoir méthanogène (E. C. Gentil et al., 2010).

Tous les modèles prennent en compte sept catégories de traitement des matières soit la collecte, le transport, les centre de tri et de transbordement, les unités de recyclage, le traitement thermique tel l'incinération, les traitements biologiques tel le compostage et la biométhanisation et l'enfouissement. Les hypothèses en arrière de chaque unité de traitement est propre à chaque modèle et il n'est pas pertinent de les détailler ici. Il est cependant important de comprendre que chaque modèle possède ses limites. EASEWASTE et EASETECH sont les seuls logiciels permettant de varier l'horizon de temps des sites d'enfouissement. WISARD et WRATE sont les seuls à considérer les impacts de la maintenance et fin de vie des infrastructures. ORWARE et EASETECH inclus les quantités de fibres, protéines et la demande chimique en oxygène dans la

caractérisation des flux matières résiduelles. EPIC/CSR, LCA-IWM, WISARD et WRATE imposent par défaut un ratio 1 : 1 dans la substitution des matières secondaires et matières vierges. IWM2 exclut de ses frontières le recyclage des matières (Clavreul et al., 2014; E. C. Gentil et al., 2010). Ainsi avant de choisir un logiciel, il est important de prendre connaissance des limites. Aussi, certains modèles semblent avoir été développé dans le cadre d'un doctorat et ne sont plus mis à jour par la suite. Cela semble être le cas entre autres de EPIC/CSR. Actuellement, EASETECH et ORWARE sont les modèles les plus couramment utilisés après les logiciels génériques.

ANNEXE B - TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT DES MATIÈRES RÉSIDUELLES

En appliquant la hiérarchie du 3RV-E, les voies de traitement possible pour les matières résiduelles sont le recyclage, la valorisation ainsi que l'enfouissement. La réduction à la source et la réutilisation ne font pas partie du cadre de ce mémoire. Les sections suivantes détaillent les voies de traitement pour un flux de matières résiduelles issu du milieu résidentiel. La gestion de matières résiduelles issues des institutions, commerces et industries (ICI) ainsi que celles issues des résidus de construction, rénovation et démolition (CRD) n'est donc pas incluse dans cette revue de littérature.

Recyclage

Le recyclage se définit comme étant un procédé de transformation d'une matière collectée qui remplace une matière vierge. Pour éviter toute confusion avec la définition de Recyc-Québec, le compostage et la biométhanisation ne sont pas traités comme des procédés de recyclage dans ce mémoire, mais comme des procédés de valorisation. Ainsi, les méthodes de recyclage décrites dans cette section concernent uniquement les produits que l'on retrouve dans le bac de récupération, c'est-à-dire les métaux ferreux et non ferreux, le verre, les plastiques et les papiers et cartons.

Recyclage des métaux ferreux et non ferreux

Métaux ferreux

Les métaux ferreux sont principalement composés d'acier, mais aussi de fer et de fonte. Dans les matières résiduelles résidentielles, ils sont principalement composés de boîtes de conserves, de bouchons et de couvercles (RECYC-QUÉBEC, 2017b). Le recyclage des métaux est de grande importance puisque lorsqu'ils se retrouvent dans un lieu à forte concentration en humidité et en acidité, comme un site d'enfouissement, ils se transforment en oxyde de fer qui ruisselle vers le lixiviat. Il est donc primordial de recycler ces métaux afin d'éviter toute contamination à l'environnement.

Les métaux ferreux sont principalement triés à l'aide d'un séparateur magnétique pour ensuite être envoyés dans les usines de recyclage. Il existe principalement deux procédés pour recycler l'acier et le fer. Le premier procédé est celui utilisant un convertisseur basique à oxygène (*basic oxygen*

furnace (BOF)). Ce procédé est principalement utilisé pour la transformation du minerai de fer et n'accepte qu'une concentration minimale de ferraille de fer variante entre 25 et 30 %. Cette ferraille provient majoritairement du procédé de transformation en lui-même et non des matières résiduelles. Cette technologie n'est donc pas la plus couramment utilisée pour le recyclage des métaux ferreux provenant des matières résiduelles résidentielles. Le deuxième procédé est celui utilisant un four à arc électrique (*electric arc furnace (EAC)*). Contrairement à la technologie utilisant un BOF, le four à arc électrique accepte que son flux entrant soit à 100 % composé de déchets ferreux, ce qui en fait la technologie la plus utilisée pour le recyclage de l'acier (Björkman & Samuelsson, 2014; Damgaard & Christensen, 2011).

Les métaux sont considérés comme étant recyclables à l'infini, leurs propriétés n'étant pas altérés par les méthodes de recyclage. Toutefois, les différents alliages peuvent causer des problèmes lors de la récupération. Les lois thermodynamiques font en sorte qu'il est soit très exigeant d'un point de vue énergétique de séparer les éléments d'alliage du métal, soit qu'il est tout simplement impossible de les séparer (Reck & Graedel, 2012). Dans le cas de l'acier, les éléments tels que le tungstène, le molybdène, le cobalt, le nickel, le cuivre et l'étain sont impossible à séparer de la phase solide. De plus, l'étain et le cuivre sont des éléments particulièrement importants, car ils peuvent altérés les surfaces des produits ferreux. Si la concentration en cuivre est supérieur à 0.15 %, le cuivre va induire une fissure sur la surface lors du laminage à chaud. L'ajout d'étain ne fait qu'empirer la situation (Björkman & Samuelsson, 2014).

La qualité des métaux récupérés à l'issu du recyclage des métaux ferreux est donc fonction de la concentration en contaminant et principalement en cuivre et en étain. Une dilution des contaminant est possible par l'ajout d'acier vierge lors du procédé de transformation afin d'atteindre les standards de qualité pour une utilisation subséquente dans un domaine précis. Par contre, l'ajout d'acier vierge contrebalance les avantages environnementaux de recycler l'acier surtout sachant que le recyclage de l'acier n'utilise que 20 % de l'énergie requise pour la fabrication d'acier vierge.

L'acier récupéré permet de recrée des pièces de moteur, des outils, des boîtes de conserve, des clous, des tiges d'armatures et des matériaux de construction (RECYC-QUÉBEC, 2017b). Cette liste n'est pas exhaustive, mais dresse un portrait des matières secondaires récupérables.

Métaux non-ferreux

Les métaux non-ferreux sont principalement composé d'aluminium, mais aussi de cuivre, de laiton, de nickel, de plomb et de zinc. Dans les matières résiduelles résidentielles ils sont principalement composés de bouteilles et cannettes d'aluminium, d'assiettes et contenants en aluminium ainsi que des couvercles (RECYC-QUÉBEC, 2017b).

La consigne sur les canettes permet d'éviter le tri de cette matière et d'avoir des ballots d'aluminium d'excellente qualité et limite ainsi les possibilités de contamination élaborées dans la section précédente. D'un autre côté, les métaux non-ferreux non consignés sont récoltés par la collecte sélective et envoyés vers les centres de tri. Ces centres récupèrent les métaux non-ferreux principalement à l'aide d'un séparateur par un courant de Foucault. Les usines de recyclage de l'aluminium utilisent principalement des fours réverbère (*reverberatory furnace*) ou des fours rotatifs pour fondre l'aluminium provenant des matières résiduelles. Après avoir fondu l'aluminium, les recycleurs n'ont qu'à couler le métal en fusion ou l'envoyer vers d'autres fours afin de former de nouveau alliage (Damgaard & Christensen, 2011).

La pureté des ballots joue un rôle important sur la qualité de l'aluminium secondaire. Tout comme pour l'acier, certains éléments sont impossibles à séparer de l'aluminium pour des raisons thermodynamiques. Sans tous les nommer, Reck et Graedel (2012) ont illustré que presque tous les éléments qui se retrouvent dans l'aluminium ne peuvent en être séparés. Tout comme l'acier, il est possible de diluer la concentration en contaminant en ajoutant de l'aluminium vierge. Par contre, le recyclage de l'aluminium permet d'éviter l'utilisation de 95 % de l'énergie nécessaire à la fabrication de l'aluminium vierge. Ainsi tout comme pour l'acier la dilution de l'aluminium secondaire pour réduire la concentration en contaminant contrebalance les avantages environnementaux du recyclage. Toutefois, l'aluminium récupéré permet de recréer des cannettes, des matériaux de construction et des pièces d'automobiles (RECYC-QUÉBEC, 2017b). Cette liste n'est pas exhaustive, mais dresse un portrait des matières secondaires récupérables.

Recyclage du verre

Il existe principalement trois types de verre. Le premier est le verre sodo-calciq (soda-lime glass) constitué majoritairement de silice (SiO_2), de soude (Na_2O) et de chaux (CaO). Le deuxième est le verre cristal constitué de silice, d'oxyde de plomb (PbO) et d'oxyde de sodium (Na_2O) ou d'oxyde de potassium (K_2O). Le dernier est le verre au borosilicate ou de type Pyrex, il est constitué de silice, d'oxyde de bore (B_2O_3), d'oxyde de sodium ou de potassium et d'alumine (Al_2O_3)

(Christensen & Damgaard, 2011a). Le verre sodocalcique est celui que l'on retrouve dans le bac de récupération. C'est le verre qui entre dans la fabrication des contenants alimentaires et les bouteilles de vin. Il se décline en quatre sous-catégories soit le verre vert, le verre brun, le verre clair et le verre mixte (Gagné, 2010).

La consigne sur les bouteilles de bière évite le recyclage à proprement parler de celles-ci. Elles sont plutôt retournées au fabricant qui les nettoie et les réutilise pour l'embouteillage du produit. Cette consigne contribue également à diminuer les risques de contaminants entre les couleurs de verre qui pourrait mener à ce qu'on appelle de l'infrarecyclage² (*downcycling*).

Avant d'être envoyé aux usines de recyclage, le verre doit être trié selon les différentes couleurs. Un trieur optique permet de séparer le verre selon sa couleur. Le verre est ensuite broyé pour former un groisil avant d'être envoyé vers les centres de conditionnement et de recyclage. Le groisil est mélangé au sable, à la chaux et au carbonate de sodium pour être fondu et remoulé de nouveau afin de fabriquer un nouveau produit fini (Gagné, 2010). Mélanger le groisil avec les matières premières permet de réduire la température de fusion et donc de réduire l'énergie nécessaire. Cette méthode de recyclage permet d'obtenir de nouveaux contenants qui seront entre autres utilisés dans l'industrie alimentaire. Une autre méthode serait la fabrication de fibre par formage rotatif. Cette fibre peut être utilisée comme matériau isolant telle la laine minérale (Dyer, 2014). Lorsqu'il est impossible de séparer le verre et que le groisil est constitué de verre mélangé, il est possible d'utiliser ce groisil dans les matériaux de construction comme substitue au gravier et au ciment (Christensen & Damgaard, 2011a).

Le verre ne s'altère pas lorsqu'il est recyclé, ce qui en fait un produit recyclable à l'infini. L'enjeu provient du mélange des couleurs et du mélange des types de verre. Par exemple, s'il y arrive que du verre borosilicate se retrouve mélangé au verre sodocalcique lors du recyclage, des traînées de couleur peuvent apparaître sur le produit fini. De plus, chaque couleur de verre a une tolérance limite à la contamination avec une autre couleur, le verre vert a une plus grande tolérance à la contamination que les autres couleurs (Dyer, 2014; Gagné, 2010). Présentement, le verre sortant

² Terme défini par l'office québécoise de la langue française

des centres de tri est mélangé et il y a un manque de débouché pour ce verre. Actuellement, les centres de tri vendent à perte le verre trié et cette ressource n'est pas utilisée à son plein potentiel.

Recyclage des plastiques

Il existe deux types de plastiques, les thermoplastiques et les thermodurcissables. La mise en forme des plastiques thermodurcissables nécessite une réaction chimique irréversible qui rend impossible toute modification du produit fini par simple processus thermique comme cela est possible pour les thermoplastiques. Ces polymères sont très résistants à l'usure, aux forces mécaniques, à la chaleur et aux produits chimiques. Les thermodurcissables les plus répandus sont les phénoplastes, les aminoplastiques, les polyesters non saturés, les époxydes et le polyuréthane. À cause de leurs propriétés très résistantes, ces polymères ne sont pas recyclables. Les thermoplastiques sont tant qu'à eux recyclable, car avec une simple augmentation de température et de pression il est possible de les faire fondre et de les remouler de nouveau. Ils sont chimiquement stable sur une large plage de température ce qui permet leur recyclabilité, car ils ne seront pas altérés par l'augmentation de température (Christensen & Fruergaard, 2011; Shen & Worrell, 2014). Les thermoplastiques les plus courants qui se retrouvent dans le bac de récupérations sont le polyéthylène haute et basse densité (HDPE, LDPE) et le polyéthylène téréphtalate (PET). On retrouve également le polypropylène (PP), le polychlorure de vinyle (PVC) et le polystyrène (PS) (Gervais, 2010). Le PS n'est pas accepté dans tous les centres de tri et lorsqu'il est accepté, il est possible qu'il ne soit pas recyclé mais bien incinéré comme c'est le cas à la ville de Québec. Toutefois, des technologies de recyclage existent et de nouvelles sont en phase de développement.

Dans les centres de tri, les plastiques sont séparés par type de résine. Une série de technologie de traitement tel le triage manuel, la séparation par tri optique, l'utilisation de classificateur à air de même que l'utilisation de séparateur balistique permettent d'obtenir différent ballot trié par type de résine. On retrouve généralement des ballots de PET, de HDPE, de sacs et pellicules plastiques et parfois de PS selon les centres de tri (Chraïbi, 2017a, 2017b, 2017c; Christensen & Fruergaard, 2011; Gervais & Peng, 2017). De manière général, les thermoplastiques sont recyclés par un procédé dit mécanique. Les ballots sont déchiquetés, granulés, lavés et séchés. L'étape subséquente est la liquéfaction des granules qui sont ensuite extrudé. La finition du produit se fait par différentes techniques telles le moulage par injection, le moulage par soufflage et le soufflage en feuille mince. Lorsqu'un degré de pureté élevé est demandé, comme pour les bouteilles et contenants de grade

alimentaire, les thermoplastiques sont recyclés de manière chimique. Le recyclage chimique permet la dépolymérisation qui transforme les polymères en monomères pour ensuite être repolymérisé de nouveau. Cette technique produit un polymère primaire et permet à celui-ci d'être utilisé entre autres dans l'industrie alimentaire. Le recyclage chimique des polymères est présentement surtout utilisé pour le recyclage du PET (Christensen & Fruergaard, 2011; Shen & Worrell, 2014).

Le recyclage du PET permet d'obtenir des bouteilles, des tapis, des laines polaires, du rembourrage pour les vestes, les coussins, les matelas et les sacs de couchage. Le PET est transformé en fibre suite à grand nombre de cycle de recyclage mécanique puisque la transformation en fibre constitue une perte de qualité communément appelé *downcycling* et qu'il est préférable de l'éviter. Le recyclage du HPDE permet d'obtenir des contenants pour détergent à lessive par exemple, des tuyaux de drainage, des bacs de récupération, des bancs de parc, des tables de pique-nique ainsi que des planches. Lorsque recyclé le PS permet d'obtenir des cadres décoratifs, des moulures architecturales, des cintres, des panneaux isolants, etc. (Chraïbi, 2017a, 2017b, 2017c; Christensen & Fruergaard, 2011; Gervais & Peng, 2017; Shen & Worrell, 2014). Cette liste n'est pas exhaustive, mais dresse un portrait des matières secondaires récupérables.

Recyclage des papiers et cartons

Les papiers et cartons sont classés selon plusieurs catégories. Parmi ces catégories, on trouve le carton ondulé employé principalement dans la fabrication des boîtes de transport, le carton plat tels les boîtes de mouchoirs, les journaux, le papier de bureau surtout blanc, le papier kraft tels les sacs de papier des supermarchés, les revues et magazines et les papiers mélangés (Vermette, 2010).

Une série de technologie de traitement tel que le triage manuel, la séparation par trommel et l'utilisation de séparateur balistique permet d'obtenir différent ballot trié par type de papier. Les centres de tri québécois séparent les papiers et cartons selon deux ballots. Le premier est caractérisé comme étant celui de papier journal composé de journaux, de circulaires, de revues et magazines ainsi que de papier blanc. Le deuxième ballot est celui des papiers mixtes, c'est dans celui-ci que l'on retrouve entre autres les cartons plats et ondulés ainsi qu'un mélange des autres types de fibres (Morneau, 2017a, 2017b). Les papiers et cartons sont majoritairement recyclés par un procédé mécanique. Ce procédé consiste à broyer les papiers et cartons pour ensuite les mélanger à l'eau afin de former une pâte. Un tamis permet de retirer les contaminants de la pâte. Une étape de

flottation permet de retirer les particules d'encre restantes dans la pâte. Finalement, un essorage va donner à la pâte la consistance nécessaire pour le produit voulu. Ce type de pâte va être utilisé dans le fabrication de produit ne nécessitant pas de propriétés optiques de haute qualité tels les boîtes d'œufs, les boîtes de cartons et le papier brun par exemple. Lorsque la pâte doit obtenir une certaine blancheur, deux étapes chimiques sont ajoutées au procédé qui devient un procédé chimico-mécanique. La première consiste en un ajustement du pH à l'aide de soude caustique et d'ajout d'agent dispersant. La deuxième étape consiste à ajouter soit de la soude caustique, du silicate de sodium, du peroxyde d'hydrogène, des acides gras ou des agents chélateurs pour enlever tous les résidus d'encres et blanchir la pâte (Christensen & Damgaard, 2011b; Grossmann et al., 2014). Ainsi, un procédé chimico-mécanique permet d'obtenir un papier de haute qualité qui peut être utilisé comme papier d'impression.

Il est important de noter qu'une perte de qualité a lieu à chaque boucle de recyclage, car les fibres raccourcissent à chaque fois qu'elles sont déchiquetées. Pour garder une intégrité de la qualité, il est nécessaire d'ajouter une plus grande masse de fibre recyclée entre 5 % et 15 % de plus et parfois même d'inclure de la fibre vierge.

Compostage

Le compostage est par définition la dégradation aérobie, donc en présence d'oxygène, de la matière organique en un produit qui est stable et hygiénisé. Il devient donc nécessaire d'implanter une troisième voie de collecte qui permet de récolter les résidus organiques des ménages et de les valoriser en compost. Dans cette troisième voie on distingue deux types de matières, soit les résidus verts qui sont composés de résidus de jardinage tels les feuilles et les branches. Le deuxième type de matière est ce qu'on appelle les résidus alimentaires constitués des résidus de préparation de repas et les résidus de table (RECYC-QUÉBEC, 2008b, 2015). Théoriquement, tout ce qui est organique peut être composté et donc toute la matière organique collectée par la troisième voie pourrait être envoyée vers les centres de compostage. Cependant, il est important de respecter un ratio carbone sur azote (C/N) entre 20 et 35. Ce ratio assure un apport suffisant en nutriment aux bactéries pour leur permette de dégrader la matière. Si le ratio C/N est trop grand, le taux de dégradation est ralenti suite à un manque d'azote. À l'inverse, un ratio C/N trop petit signifie qu'il a trop d'azote et que cet excès va mener à la création d'ammoniac. Ce ratio n'est pas l'unique paramètre nécessaire à une bonne dégradation, la quantité de matière structurant est un paramètre

important. En l'effet, l'ajout de feuilles et de branches par exemple, crée une structure qui va créer un passage pour l'oxygène qui est essentiel à la dégradation aérobie (Stentiford & de Bertoldi, 2011). En résumé, la matière première au procédé de compostage doit avoir une bonne structure, donc doit inclure des branches et des feuilles, et doit avoir un ratio C/N dans un intervalle entre 20 à 35.

Avant d'être compostées, les matières organiques arrivant au site de compostage doivent subir un prétraitement qui consiste généralement à l'ouverture des sacs et au retrait des corps étrangers. L'étape de compostage se fait selon plusieurs technologies. Ces technologies peuvent être statique ou agitées et peuvent être à l'extérieur ou en enceintes fermées sous bâtiment. Les technologies à aire ouverte sont technologiquement plus simples à opérer que les technologies en enceinte fermées. La technologie la plus simple et la plus largement utilisée est celle des andains retournés mécaniquement. Les matières organiques sont tout simplement étalées en piles qui sont retournés à une certaine fréquence en fonction de la rapidité de dégradation voulue. Le retournement des andains permet entre autre l'aération des matières afin d'éviter la création de zone anaérobie et d'éviter une trop grande élévation de la température. Le temps de rétention varie entre 6 et 18 mois pour obtenir un compost mature. Une deuxième technologie qui se déroule à air ouvert est celle des piles statiques avec aération forcée. La matière organique est empilée sur des plateformes permettant l'injection d'air. Cette injection d'air permet l'aération des matières nécessaire à la dégradation aérobie. Le temps de rétention est typiquement de 4 à 9 mois (Krogmann, Körner, & Diaz, 2011; RECYC-QUÉBEC, 2008b).

Du côté des technologies en enceinte fermées sous bâtiment, on retrouve les silos-couloirs avec aération forcée et les tunnels ou conteneurs modulaires. La technologie des silos-couloirs consiste à disposer la matière organique dans des silos qui sont fait de deux murs de béton. La matière est retournée grâce à un retourneur robotisé qui traverse le silo d'avant vers l'arrière. De cette façon, le compost chemine vers la fin du tunnel tout au long du retournement. Le temps de rétention est d'environ 2 à 4 semaines suivi d'un temps de maturation de 4 à 6 semaines. La dernière technologie est celle des tunnels ou des conteneurs modulaires. Cette technologie s'opère en mode cuvé et consiste tout simplement à confiner la matière organique dans des tunnels fermés doté d'une unité d'aération. Le temps de rétention est de 2 à 3 semaines suivi d'un temps de maturation de 4 à 6 semaines (Krogmann et al., 2011; RECYC-QUÉBEC, 2008b).

Après la phase de maturation, le compost obtenu doit subir une phase d'affinage. Cette phase consiste à retirer toutes les impuretés qui peuvent se trouver dans le compost tels les plastiques, les métaux et le verre. Suite à cette phase, le compost est vendu et peut être utilisé comme fertilisant en agriculture. Il est aussi utilisé pour ses capacités de rétention d'eau dans les régions sèches. Il est également utilisé pour l'amendement des sols (Carlsbaek, 2011). Cette liste n'est pas exhaustive, mais dresse un portrait des matières secondaires récupérables.

Digestion anaérobie

Contrairement au compostage qui se fait en mode aérobie, la digestion anaérobie comme son nom l'indique se fait en absence d'oxygène. La matière organique est donc dégradée par des bactéries anaérobiques qui génèrent un biogaz et résidu appelé digestat. Le processus de digestion anaérobie est moins sensible que le compostage au ratio C/N de la matière organique entrante. Toutefois, s'ils sont présents en grande concentration, le calcium, le magnésium, le sodium et le potassium peuvent être des inhibiteurs (Angelidaki & Batstone, 2011).

Le procédé de digestion anaérobie se déroule en plusieurs étapes. Tout comme pour le compostage, la première étape est le prétraitement de la matière, c'est-à-dire l'ouverture des sacs et retrait des corps étrangers. C'est également à cette étape qu'il y a ajout d'eau si le processus se fait en mode humide. La deuxième étape est celle de la digestion. Les diverses technologies de digestion anaérobie peuvent être classées selon différents facteurs d'opérations. La digestion peut se faire en mode sec ou humide, les bioréacteurs peuvent être soit verticaux ou horizontaux, la digestion peut se faire en une ou deux étapes, l'alimentation peut être continue ou en cuvée et finalement diverses températures peuvent être utilisées. Un procédé psychrophile va être opéré entre 7 et 25 °C, un procédé mésophile va être opéré entre 27 et 37 °C et un procédé thermophile va être opéré entre 55 et 60 °C (la Cour Jansen, 2011; RECYC-QUÉBEC, 2008a).

Le procédé de digestion anaérobie génère deux flux de sortie. Le premier est le flux d'intérêt principal, c'est-à-dire le flux de biogaz. Ce biogaz est majoritairement composé à 35 – 45 % de dioxyde de carbone (CO₂) et à 55 – 65% de méthane (CH₄). Il est généralement utilisé pour la production d'électricité et de chaleur, et il peut être purifié en gaz naturel pour être injecté dans le réseau de distribution national. Le deuxième flux est l'effluent liquide ou le résidu solide issu du processus de digestion et se nomme digestat. Le digestat peut subir un processus de compostage ou être directement épandu sur les terres agricoles pour être utilisé comme fertilisant. En dernier

lieu, il peut être traité pour être éliminé par la suite (Angelidaki & Batstone, 2011; RECYC-QUÉBEC, 2008a). Cette liste n'est pas exhaustive, mais dresse un portrait des matières secondaires récupérables.

Incinération

Dans la pratique québécoise, il est plutôt rare que les matières résiduelles soit incinérées. Quelques incinérateurs comme celui de la ville de Québec sont encore en fonction, mais la majorité ont été fermés. Toutefois, la pratique demeure courante en Europe et ailleurs dans le monde. L'incinération permet de réduire de 90 % le volume des déchets, en plus de généré un flux d'énergie. Lorsque l'incinérateur est conçu dans une optique de récupération d'énergie, le pouvoir calorifique, la teneur en eau ainsi que la teneur en cendre sont des caractéristiques à prendre en compte, car elles influencent grandement le rendement de l'incinérateur. Il est préférable d'avoir un haut pouvoir calorifique et une faible teneur en eau et en cendre. Ces dernières étant un composé inorganique ne s'oxyderont pas lors de la combustion.

Il existe plusieurs types d'incinérateur tels les incinérateurs à grilles mobiles et les incinérateurs à lits fluidisés. Cependant, le principe général de fonctionnement est le même pour tous les types. En présence d'oxygène, une réaction de combustion a lieu et génère un gaz chaud. Ce gaz chaud est utilisé pour générer de l'électricité et/ou de la chaleur. Typiquement, suivant un cycle de Rankine, le gaz chaud alimente une turbine qui est connectée à un générateur de courant et génère ainsi de l'électricité. L'énergie qui n'est pas convertie en électricité est récupérée par un échangeur de chaleur qui génère à son tour de l'eau chaude qui sera distribué sur le réseau de chauffage. Le rendement typique pour une unité de conversion chaleur et électricité est de 60 – 65 % pour la chaleur et 20 – 27 % pour l'électricité (Hulgaard & Vehlow, 2011).

D'un autre côté, les matières non-combustibles forment un résidu solide que l'on appelle cendre résiduelle (*bottom ash*) se retrouve au fond de l'incinérateur. Une partie de ces cendres peut être entraîné avec le gaz chaud généré et devient ce qu'on appelle des cendres volantes (*fly ash*). Ces cendres sont composées entre autres des métaux, 7 à 10 % de métaux ferreux et 1 à 2 % de métaux non-ferreux, de verre et des autres matières qui n'ont pas complètement brûlées. Les métaux peuvent être retirés et traités subséquemment pour être inclus dans un procédé de récupération des métaux. Le restant des cendres peut être utilisé dans l'industrie de la construction. Les cendres résiduelles ont des propriétés semblables des agrégats et peut ainsi remplacer les agrégats naturels

dans la fabrication d'asphalte et de ciment (Arm, Eighmy, & Christensen, 2011; Hjelmar, Johnson, & Comans, 2011).

Le Tableau 6-1 présente un récapitulatif des informations détaillées de la section présente. Il énumère le flux de matière à savoir si c'est un flux de matières recyclables, de matières organiques ou un flux de matières mixtes. Il présente aussi les technologies de prétraitement et de traitement pour chaque type de flux. Enfin, les flux secondaires issus du traitement sont présentés.

Tableau 6-1 : Résumé des technologies de traitement des matières résiduelles

Types de flux	Composition	Technologie de prétraitement	Technologie de traitement	Matière secondaire
Recyclable – Métaux ferreux	<ul style="list-style-type: none"> • Acier • Fer • Fonte 	Séparateur magnétique	<ul style="list-style-type: none"> • Convertisseur basique à oxygène • Four à arc électrique 	<ul style="list-style-type: none"> • Pièces de moteur • Outils • Boîtes de conserve • Clous • Tiges d'armatures • Matériaux de construction
Recyclable – Métaux non-ferreux	<ul style="list-style-type: none"> • Aluminium • Cuivre • Laiton • Nickel • Plomb • Zinc 	Séparateur par courant de Foucault	<ul style="list-style-type: none"> • Four réverbère • Four rotatif 	<ul style="list-style-type: none"> • Cannelles • Matériaux de construction • Pièces d'automobiles
Recyclable – Verre	<ul style="list-style-type: none"> • Verre sodocalcique • Verre vert • Verre brun • Verre clair • Verre mixte 	<ul style="list-style-type: none"> • Trieur optique • Broyeur 	<ul style="list-style-type: none"> • Soufflage automatique • Formage rotatif 	<ul style="list-style-type: none"> • Contenant • Fibre de verre • Laine minéral • Substitue au gravier dans les matériaux de construction

Types de flux	Composition	Technologie de prétraitement	Technologie de traitement	Matière secondaire
Recyclable – Plastiques	<ul style="list-style-type: none"> • PET • HDPE • LDPE • PP • PVC • PS 	<ul style="list-style-type: none"> • Tri manuel • Trieur optique • Classificateur à air • Séparateur balistique 	<p>Recyclage mécanique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Moulage par injection • Moulage par soufflage • Soufflage en feuille mince • Extrusion <p>Recyclage chimique</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dépolymérisation 	<p>PET</p> <ul style="list-style-type: none"> • Bouteilles • Tapis • Laines polaires • Rembourrage pour veste • Coussins • Matelas <p>HDPE/LDPE</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sac de couchage • Contenants • Tuyaux de drainage • Bacs de récupération • Mobilier urbain • Planches <p>PS</p> <ul style="list-style-type: none"> • Cadres décoratifs • Moulures architecturales • Cintres • Panneaux isolants

Types de flux	Composition	Technologie de prétraitement	Technologie de traitement	Matière secondaire
Recyclable – Papier et Cartons	<ul style="list-style-type: none"> • Carton ondulé • Carton plat • Journaux • Papier de bureau • Papier kraft • Revues et magazines 	<ul style="list-style-type: none"> • Tri manuel • Séparation par trommel • Séparateur balistique 	<ul style="list-style-type: none"> • Recyclage mécanique • Recyclage chimique-mécanique 	<ul style="list-style-type: none"> • Boîtes d’œufs • Boîtes de carton • Papier brun • Papier blanc d’impression
Matières organiques – Résidus verts et résidus alimentaires	<ul style="list-style-type: none"> • Feuilles • Branches • Résidus de jardin • Résidus de table • Résidus de préparation de repas 	<ul style="list-style-type: none"> • Ouverture de sacs 	Compostage <ul style="list-style-type: none"> • Andains retournés mécaniquement • Piles statiques avec aération forcée • Silos-couloirs avec aération forcée • Tunnels et conteneurs modulaire 	<ul style="list-style-type: none"> • Fertilisant en agriculture • Amendement de sol • Couche de recouvrement
Matières organiques – Résidus alimentaires	<ul style="list-style-type: none"> • Résidus de préparation de repas • Résidus de table 	<ul style="list-style-type: none"> • Ouverture des sacs 	Digestion anaérobie <ul style="list-style-type: none"> • Base humide • Base sèche • Digesteur horizontal • Digesteur vertical • Psychrophile • Mésophile • Thermophile • 1 ou 2 étapes 	Biogaz <ul style="list-style-type: none"> • Production d’électricité • Production de chaleur • Substitue au gaz naturel Digestat <ul style="list-style-type: none"> • Fertilisant agricole

Types de flux	Composition	Technologie de prétraitement	Technologie de traitement	Matière secondaire
Ordures ménagères / Rejets de centre de tri	<ul style="list-style-type: none"> • Matières à haute pouvoir calorifique • Matières à faible teneur en eau 	N/A	<ul style="list-style-type: none"> • Incinérateur à grille mobile • Incinérateur à lit fluidisé 	<ul style="list-style-type: none"> • Production d'électricité • Production de chaleur

ANNEXE C – RÉSULTATS DE LA MÉTA-ANALYSES SUR LES VALEURS MINIMALES ET MAXIMALES DE α RECENSÉES

Tableau 6-2 : Valeurs minimales et maximales du paramètre α recensées pour toutes les catégories de matières résiduelles

Catégorie agrégée	Substituant/Substitué	Valeur minimum de α	Valeur maximum de α	Nombre de valeur
Carburant (kg)	Bois (kg)/Charbon (kg)	0.533	0.533	1
	CDD (kg)/Charbon (kg)	0.5	1.64	5
	CDD (kg)/Essence (kg)	0.737	0.983	2
Carburant (m ³ /l)	Biogaz (m ³)/Essence (l)	0.98	0.98	1
Carburant (m ³)	Biogaz (m ³)/Gaz naturel (m ³)	1	1	3
Carburant (kg/m ³)	Bois (kg)/Gaz naturel (m ³)	0.337	0.337	1
Carburant (MJ)	Biogaz (MJ)/Carburant (MJ)	0.47	0.47	1
	Biogaz (MJ)/Diesel (MJ)	0.91	0.91	1
	Biogaz (MJ)/Essence (MJ)	1	1	1
	Biogaz (MJ)/Huile (MJ)	0.47	0.47	1
	CDD (MJ)/Carburant (MJ)	0.7	0.89	2
	CDD (MJ)/Charbon (MJ)	1	1	1
	Matière organique (MJ)/Carburant (MJ)	0.7	0.7	1
Cendre	Cendre résiduelle/Gravier	1	1	2
	Cendre volante/Calcaire	1	1	1
	Cendre volante/Gravier	1	1	1
	Cendre/Gravier	1	1	1
	Gravier/Gravier	1	1	1
	Sable/Sable	1	1	1

Catégorie agrégée	Substituant/Substitué	Valeur minimum de α	Valeur maximum de α	Nombre de valeur
Compost (kg)	[K] Compost/[K] Fertilisant	1	1	7
	[N] Compost/[N] Fertilisant	0.2	1	8
	[P] Compost/[P] Fertilisant	1	1	8
	Compost (kg)/Toubre (kg)	0.35	1	4
	Compost/[N] Fertilisant	1	1	1
	Compost/[P] fertilisant	1	1	1
	Compost/Fertilisant	1	1	4
Compost (m ³)	Compost (m ³)/Tourbe (m ³)	1	1	1
CRD (kg)	Asphalte/Asphalte	1	1	1
	Béton/Gravier	1	1	1
	Bois (kg)/Bois (kg)	1	1	1
	Ciment/Ciment	1	1	1
	Composite bois/plastique/Composite bois/plastique	1	1	1
	CRD (kg)/Gravier (kg)	1	1	2
	Granulat/Granulat	1	1	1
	Gypse/Gypse	1	1	1
	Panneau de particules agglomérées (kg)/Contreplaqué (kg)	0.6	0.6	1
	Panneau de particules d'agglomérées/Panneau de particules d'agglomérées	1	1	1
	Panneau d'isolation/Panneau d'isolation	1	1	1
	Plâtre/Plâtre	1	1	1
CRD (m ³)	Panneau de particules agglomérées (m ³)/Contreplaqué (m ³)	1	1	1
Digestat	[K] Digestat/[K] Fertilisant	1	1	7
	[N] Digestat/[N] Fertilisant	0.4	1	8
	[P] Digestat/[P] Fertilisant	1	1	8
	Digestat/[N] Fertilisant	1	1	1
	Digestat/[P] Fertilisant	1	1	1
	Digestat/Compost	1.173	1.173	1
	Digestat/Fertilisant	0.1	0.1	1
Énergie	Chaleur/Chaleur	1	1	14
	Électricité/Électricité	1	1	25
	Vapeur/Vapeur	1	1	2

Catégorie agrégée	Substituant/Substitué	Valeur minimum de α	Valeur maximum de α	Nombre de valeur
Métal	Acier cendre/Acier	0.675	0.675	1
	Acier/Acier	0.9	1	11
	Aluminium cendre/Aluminium	0.564	0.564	1
	Aluminium/Aluminium	0.79	1	12
	Cuivre cendre/Cuivre	1	1	1
	Cuivre/Cuivre	1	1	2
	Fer/Fer	1	1	2
	Métaux ferreux/Métaux ferreux	0.51	1	3
	Métaux non/ferreux/Métaux non/ferreux	0.6	1	3
Papier	Carton ondulé/Carton	1	1	1
	Carton/Carton	0.833	1	7
	Carton/Carton ondulé	0.83	0.83	1
	Fibre/Pâte	0.8	0.8	1
	Papier journal/Papier journal	0.83	0.83	1
	Papier/Papier	0.625	1	8
	Papier/Papier journal	1	1	1
	Pâte/Pâte	0.83	1	3
Plastique	Bois synthétique/Bois	1	1	1
	HDPE/HDPE	0.35	1	11
	LDPE/LDPE	1	1	1
	PE/PE	1	1	2
	PET/PET	0.35	1	10
	Plastique/Bois	1	1	2
	Plastique/HDPE	0.81	0.81	1
	Plastique/LLDPE	1	1	1
	Plastique/Panneau de particules agglomérées	1	1	1
	Plastique/Plastique	0.5	1	8
	Polyoléfine/Polyoléfine	0.5	0.5	1
	PP/PP	0.81	0.81	1
	Pneu	Pneu/Asphalte	0.97	0.97
Textile	Textile/Textile	1	1	4
Verre	Verre/Matière première	1.19	1.2	2
	Verre/Verre	0.82	1	11

ANNEXE D – RÉSULTATS ORIENTÉS DOMMAGE DE L'ÉTUDE DE VARIABILÉ

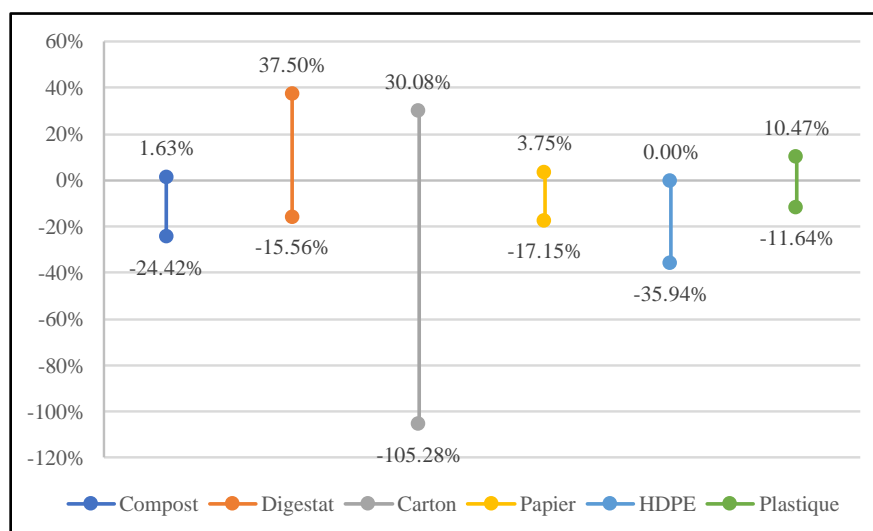


Figure 6-2 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact changements climatiques de la méthode d'impact ReCiPe.

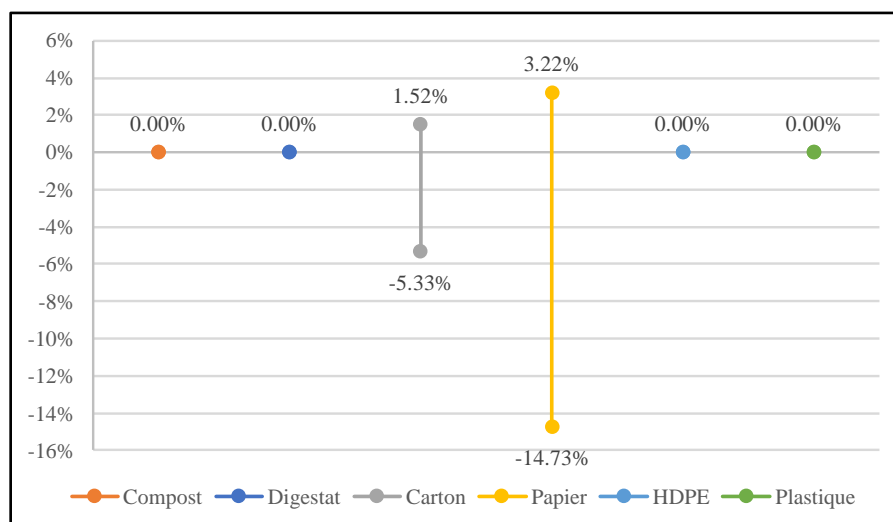


Figure 6-3 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact appauvrissement de l'ozone de la méthode d'impact ReCiPe.

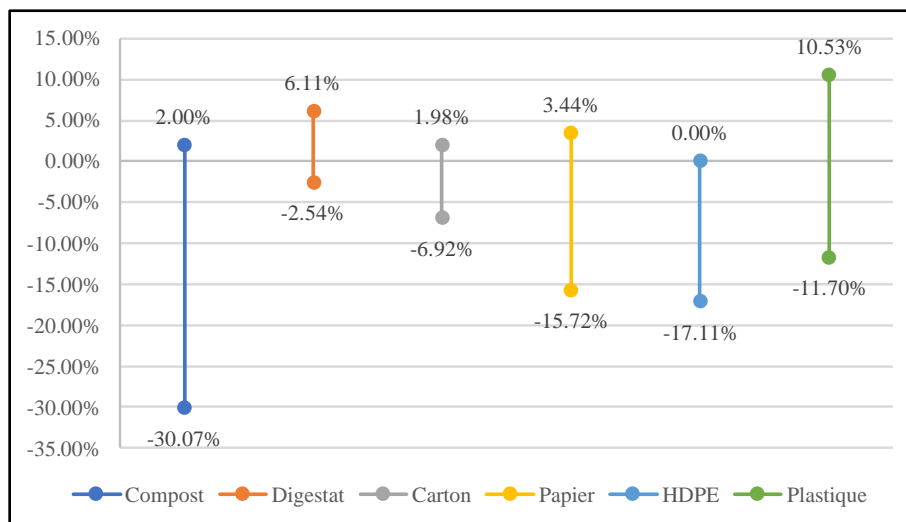


Figure 6-4 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact acidification terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.

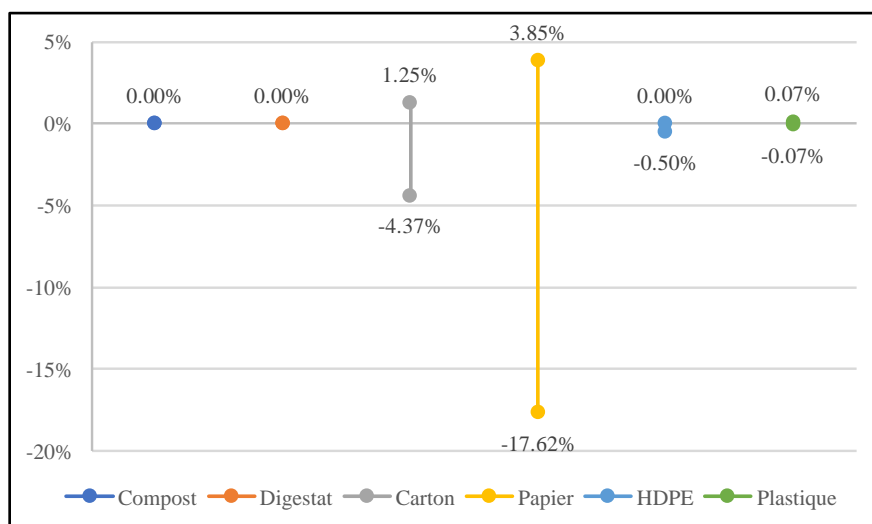


Figure 6-5 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact eutrophisation de l'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.

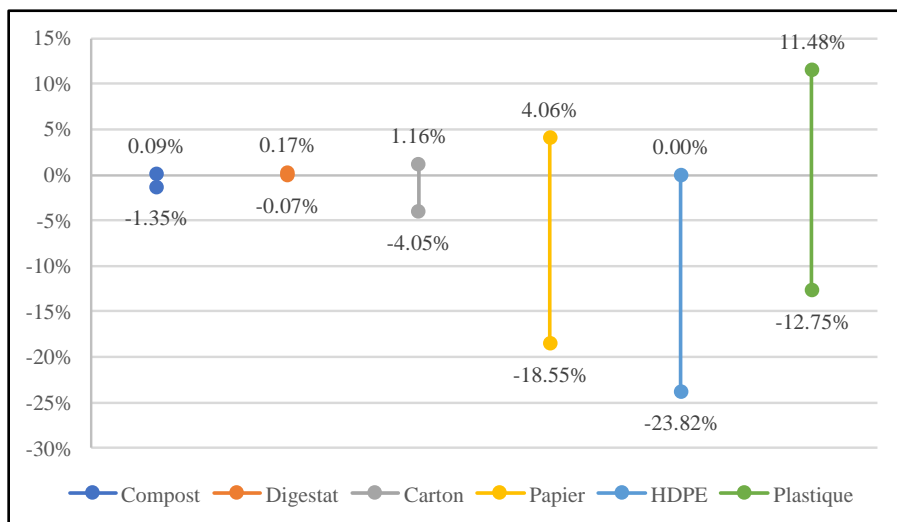


Figure 6-6 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact eutrophisation marine de la méthode d'impact ReCiPe.

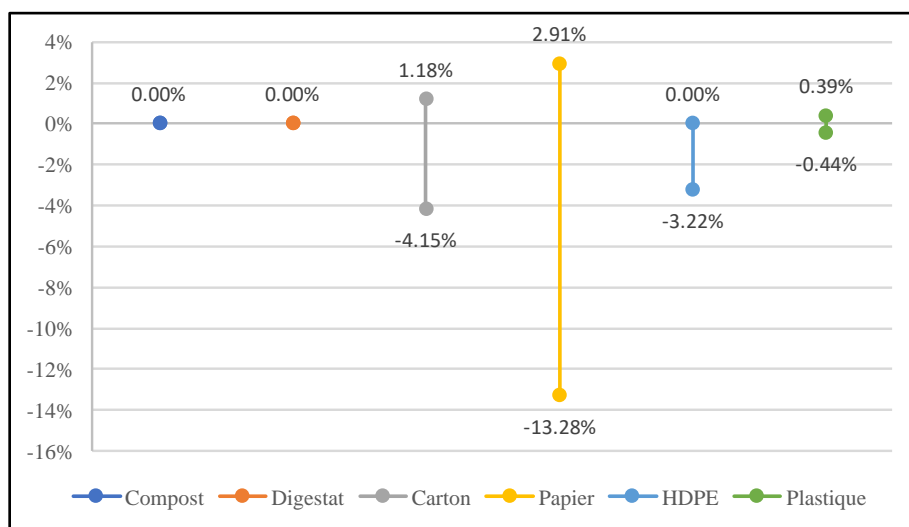


Figure 6-7 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact toxicité humaine de la méthode d'impact ReCiPe.

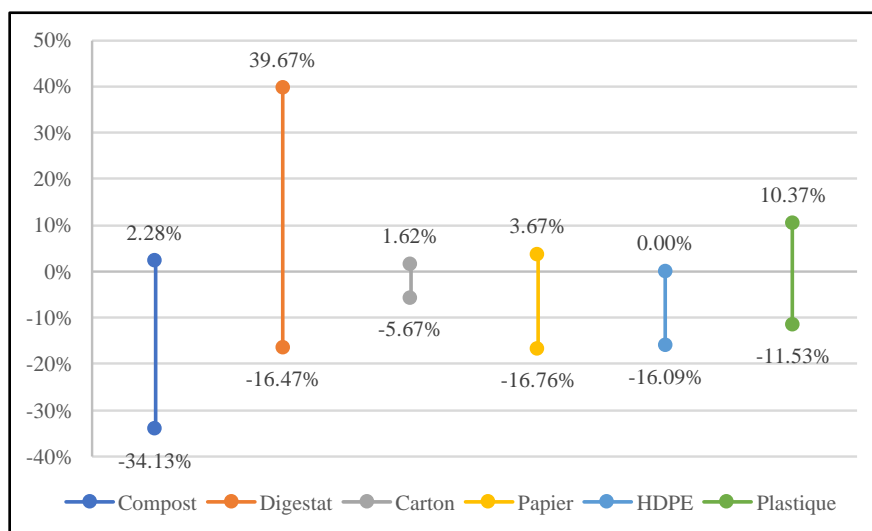


Figure 6-8 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact formation d'oxydants photochimiques de la méthode d'impact ReCiPe.

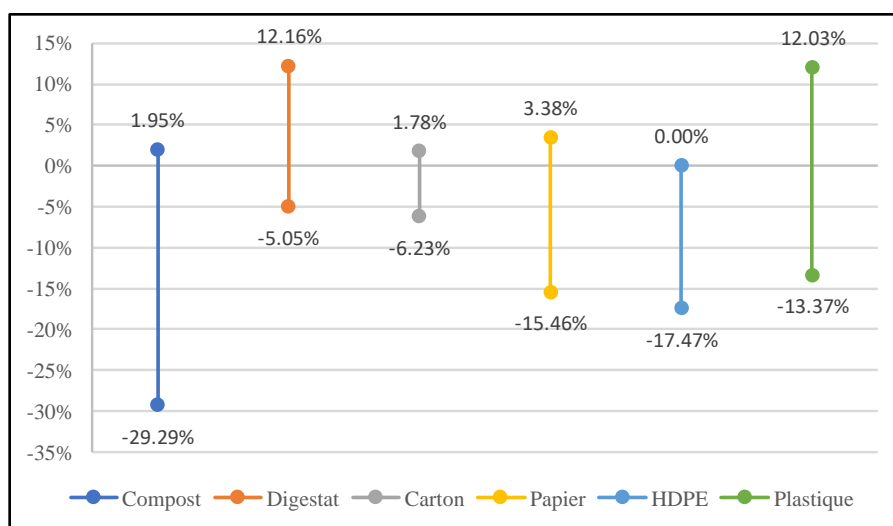


Figure 6-9 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact formation de particules de la méthode d'impact ReCiPe.

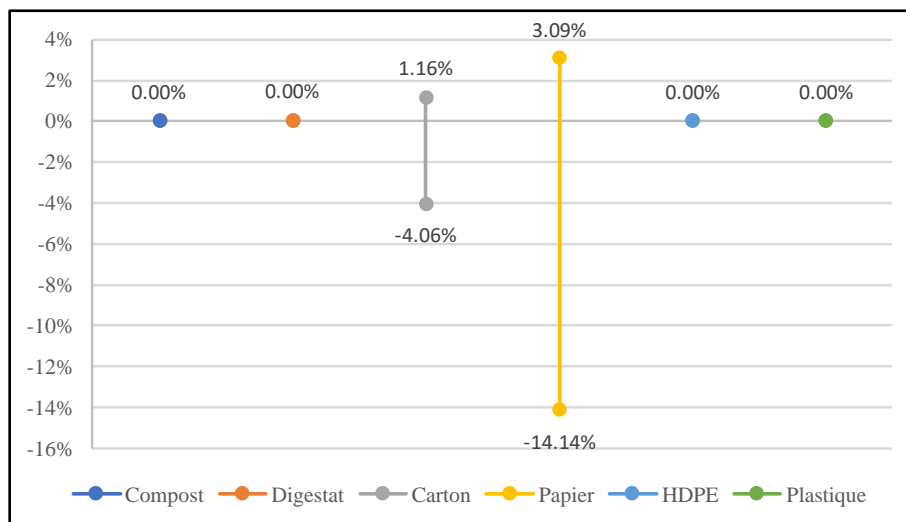


Figure 6-10 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.

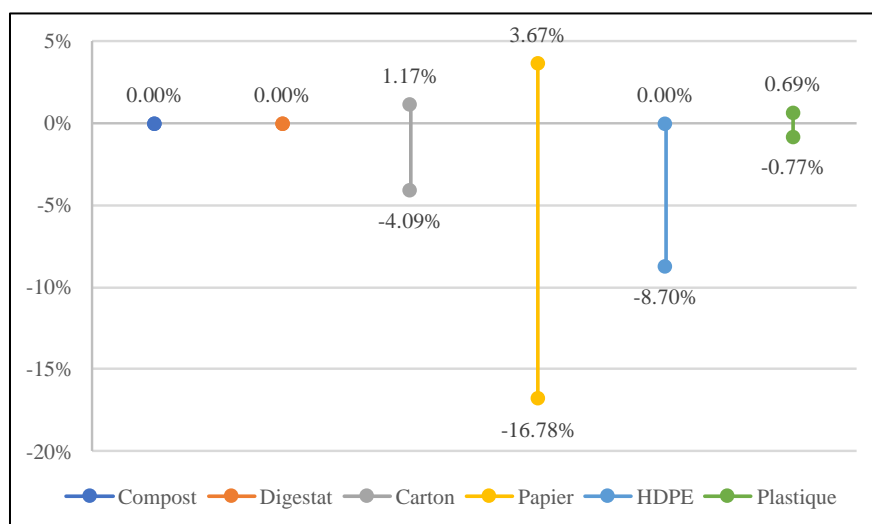


Figure 6-11 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité de l'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.

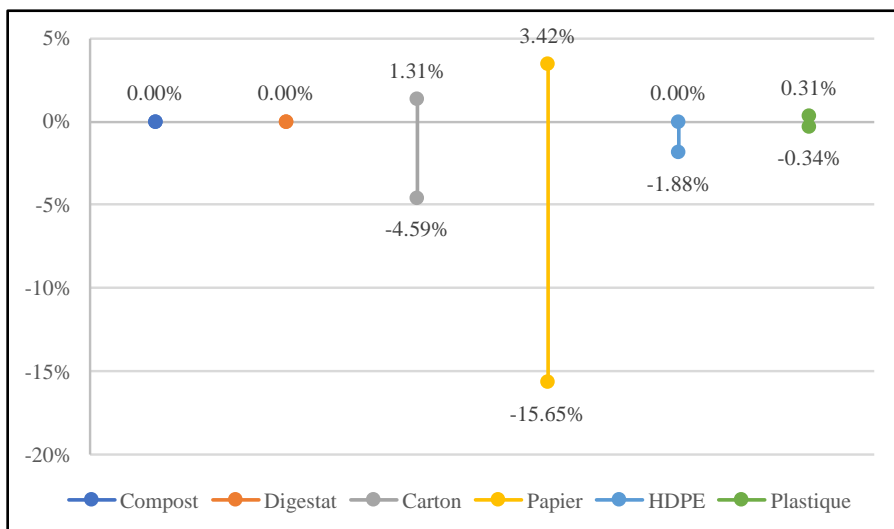


Figure 6-12 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact écotoxicité marine de la méthode d'impact ReCiPe.

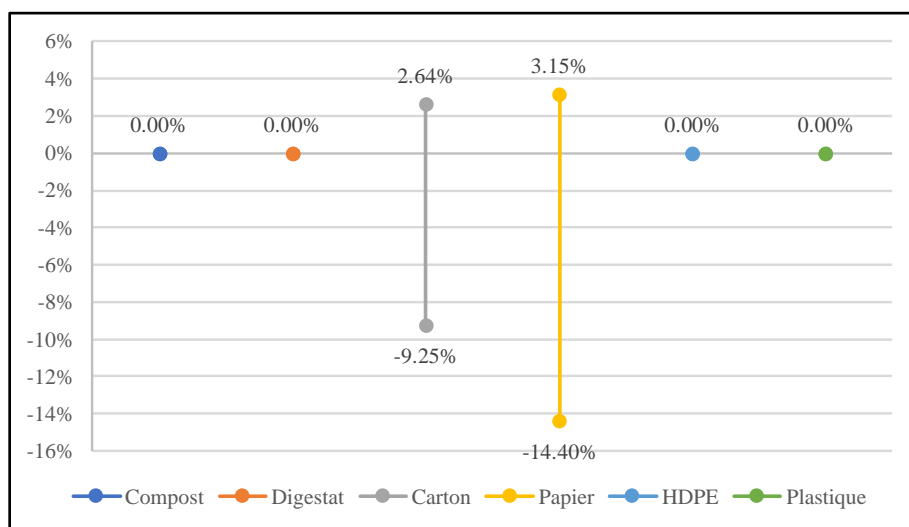


Figure 6-13 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distribution de α orientés dommage pour la catégorie d'impact radiation ionisante de la méthode d'impact ReCiPe.

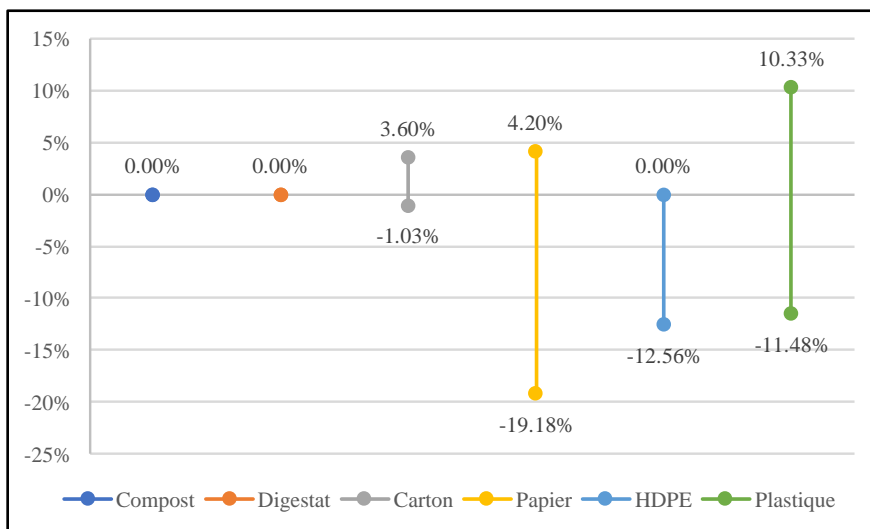


Figure 6-14 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact épaissement de l'eau de la méthode d'impact ReCiPe.

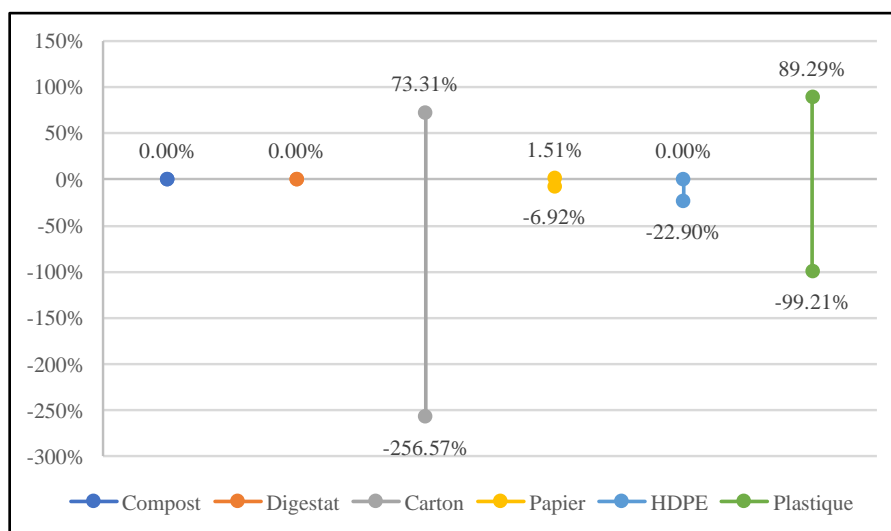


Figure 6-15 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommage pour la catégorie d'impact épaissement des métaux de la méthode d'impact ReCiPe.

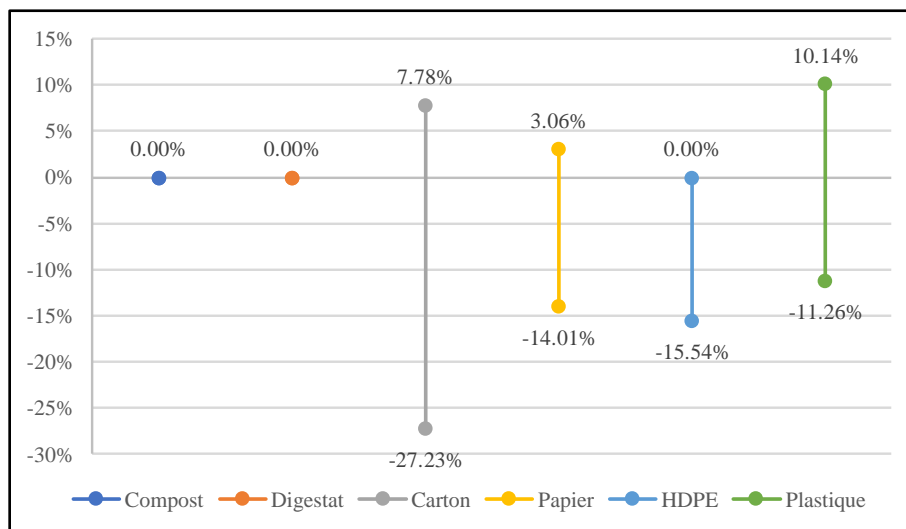


Figure 6-16 : Résultats normalisés par rapport aux valeurs médianes des distributions de α orientés dommages pour la catégorie d'impact épuisement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.

ANNEXE E – RÉSULTATS ORIENTÉS DOMMAGE DE L'ANALYSE DE SENSIBILITÉ

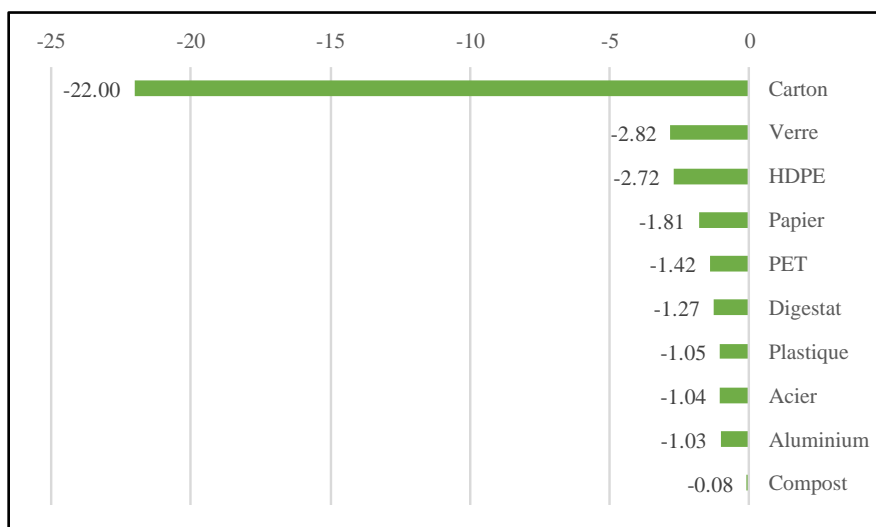


Figure 6-17 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur les changements climatiques de la méthode d'impact ReCiPe.

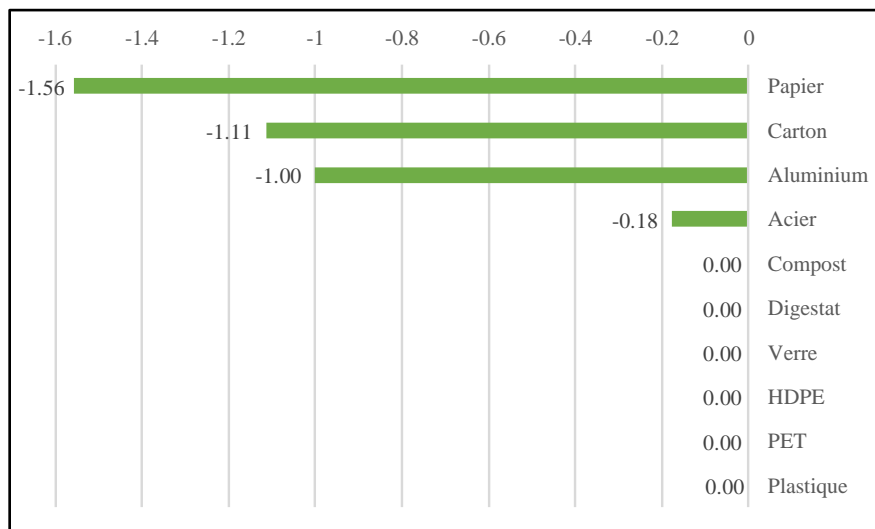


Figure 6-18 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'appauvrissement de l'ozone de la méthode d'impact ReCiPe.

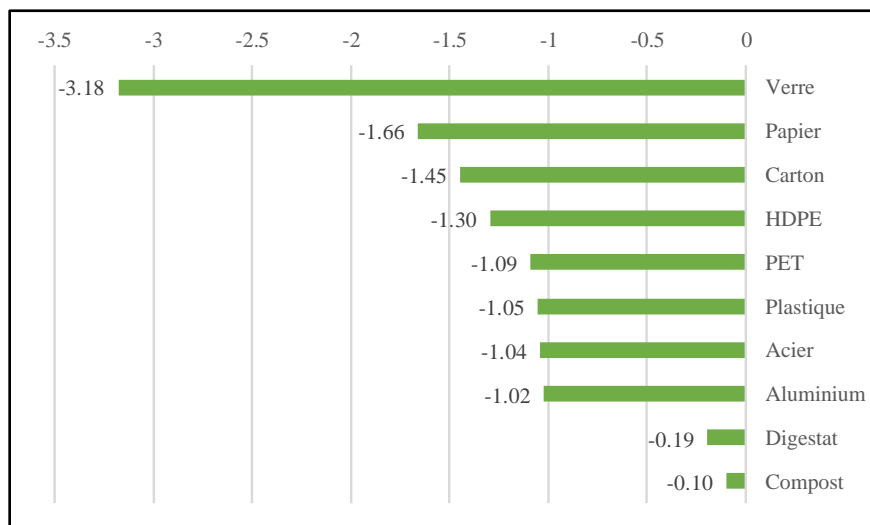


Figure 6-19 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'acidification terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.

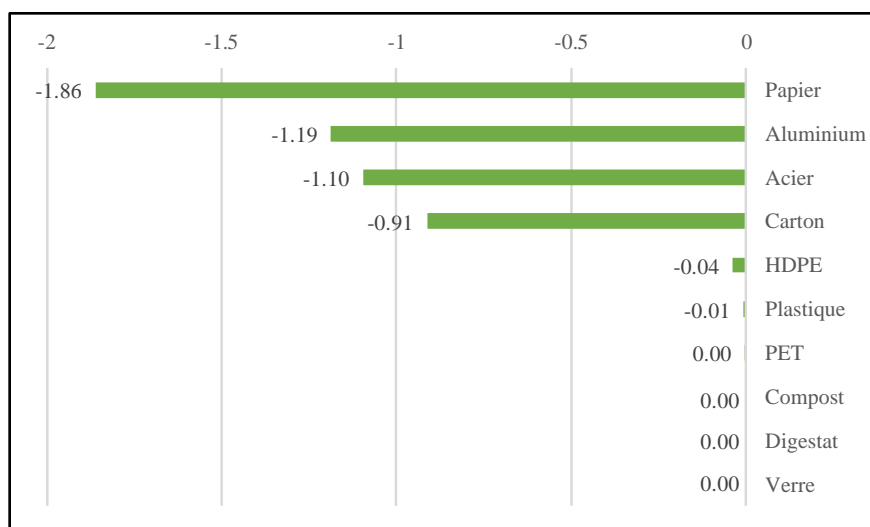


Figure 6-20 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'eutrophisation d'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.

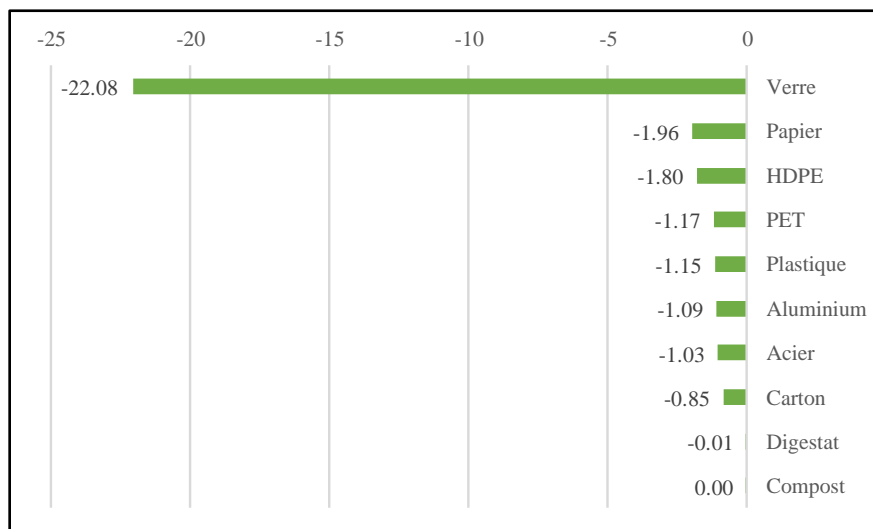


Figure 6-21 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'eutrophisation marine de la méthode d'impact ReCiPe.

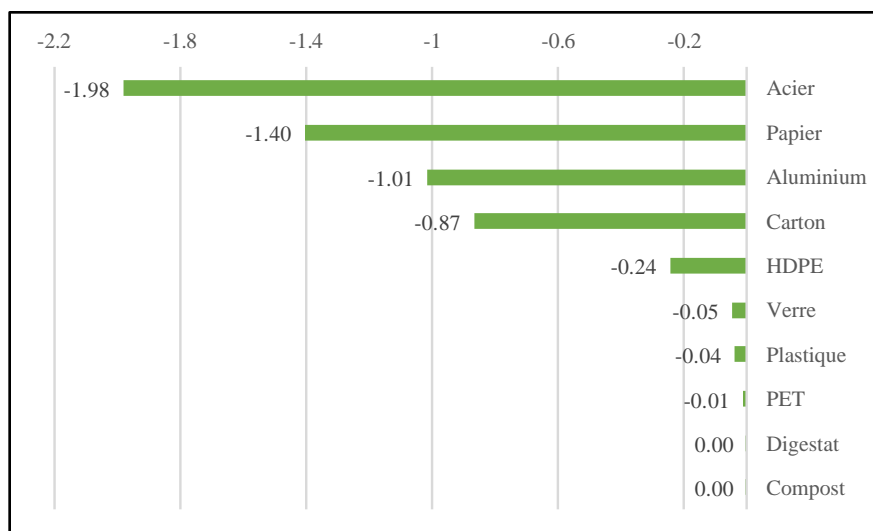


Figure 6-22 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la toxicité humaine de la méthode d'impact ReCiPe.

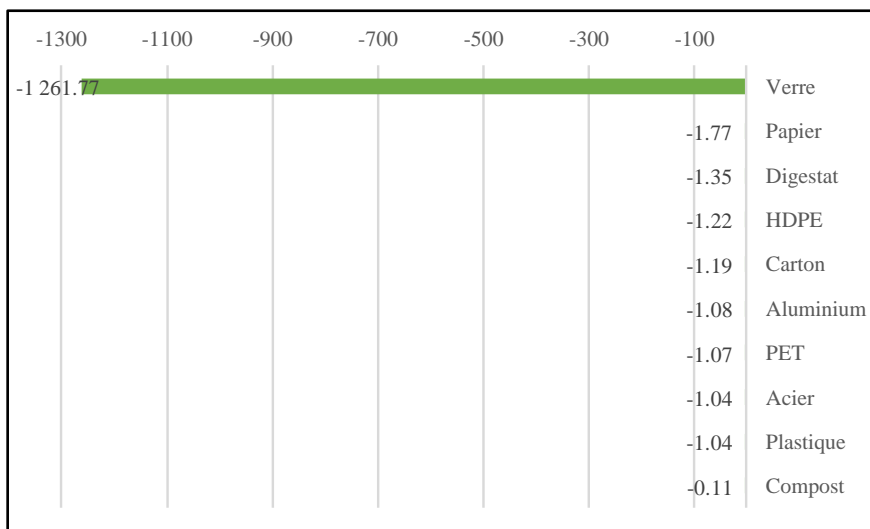


Figure 6-23 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la formation d'oxydants photochimiques de la méthode d'impact ReCiPe.

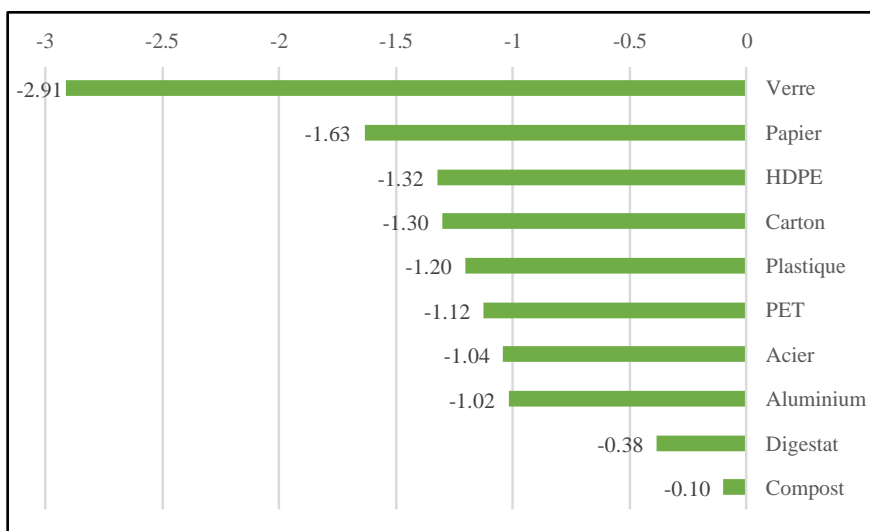


Figure 6-24 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur la formation de particules de la méthode d'impact ReCiPe.

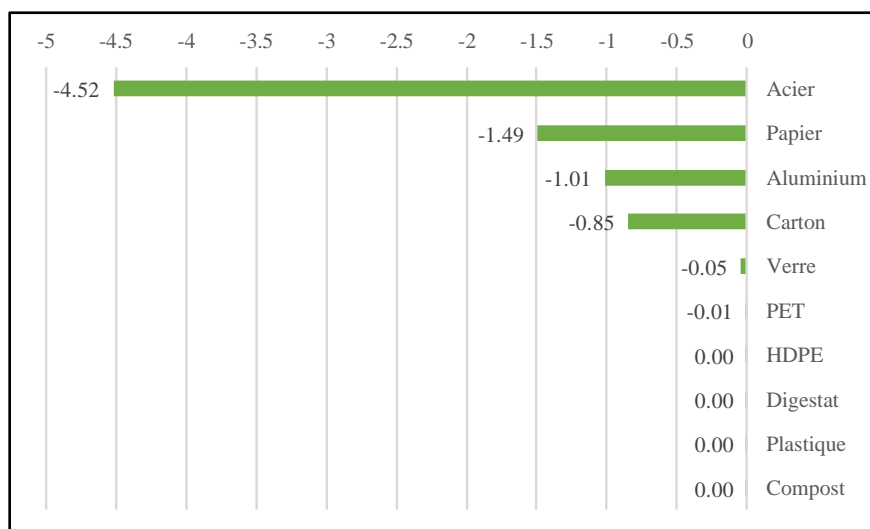


Figure 6-25 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité terrestre de la méthode d'impact ReCiPe.

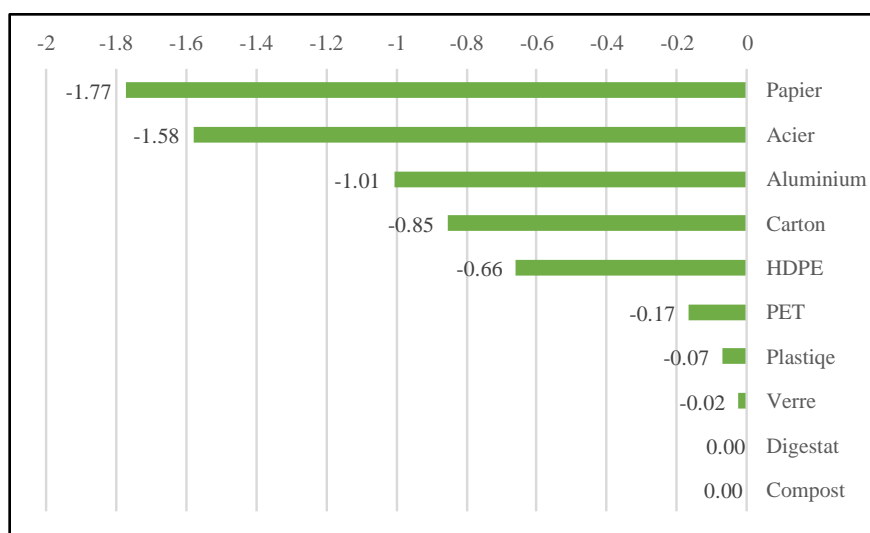


Figure 6-26 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité d'eau douce de la méthode d'impact ReCiPe.

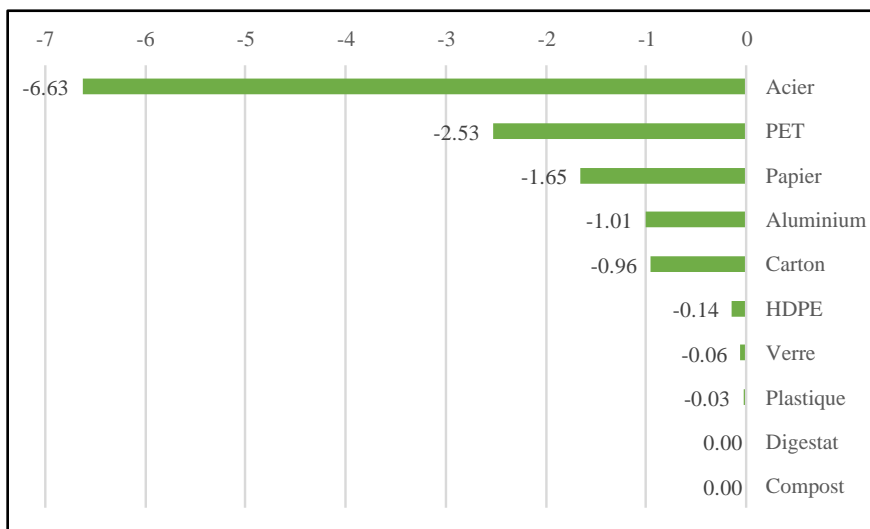


Figure 6-27 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'écotoxicité marine de la méthode d'impact ReCiPe.

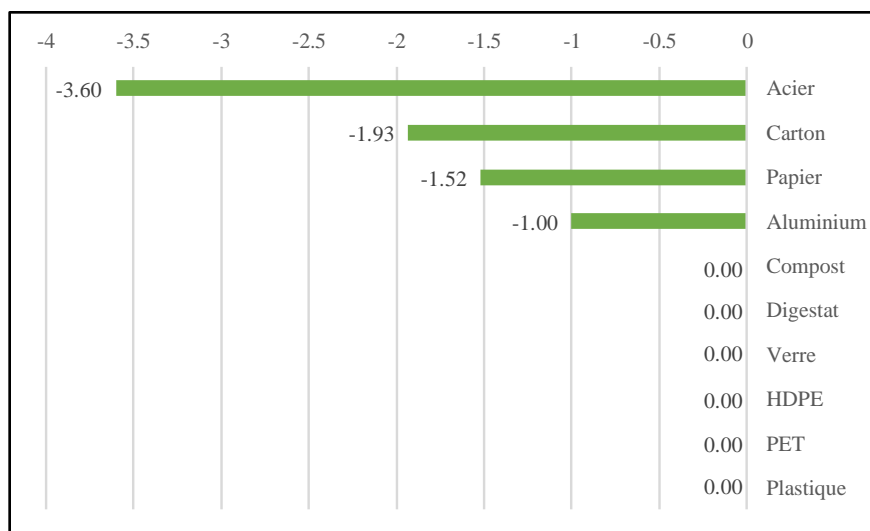


Figure 6-28 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur les radiations ionisantes de la méthode d'impact ReCiPe.

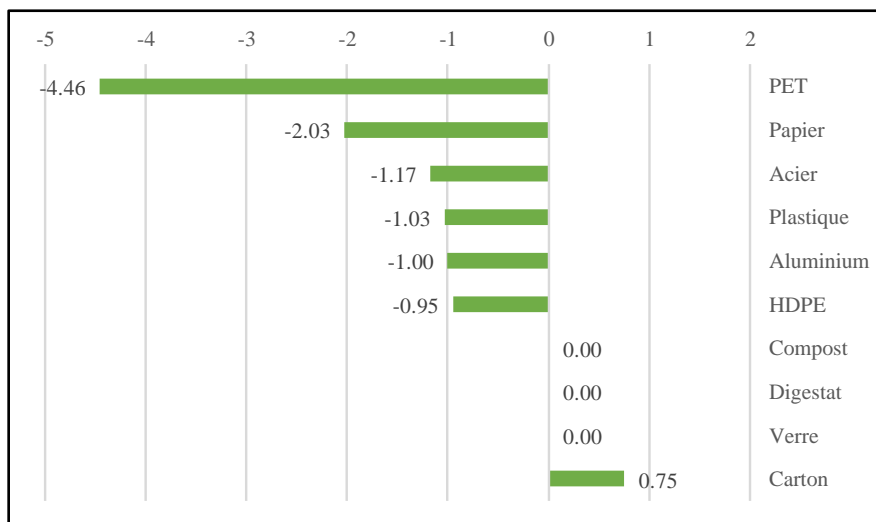


Figure 6-29 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement de l'eau de la méthode d'impact ReCiPe.

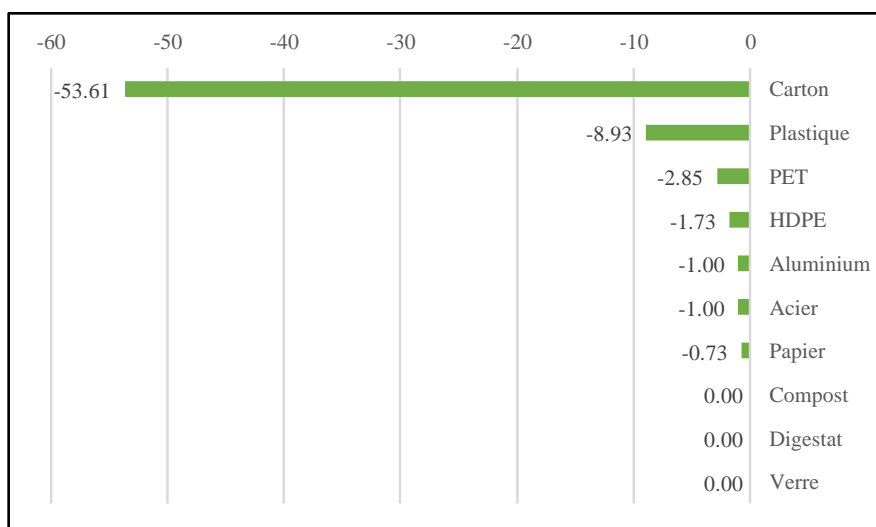


Figure 6-30 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement des métaux de la méthode d'impact ReCiPe.

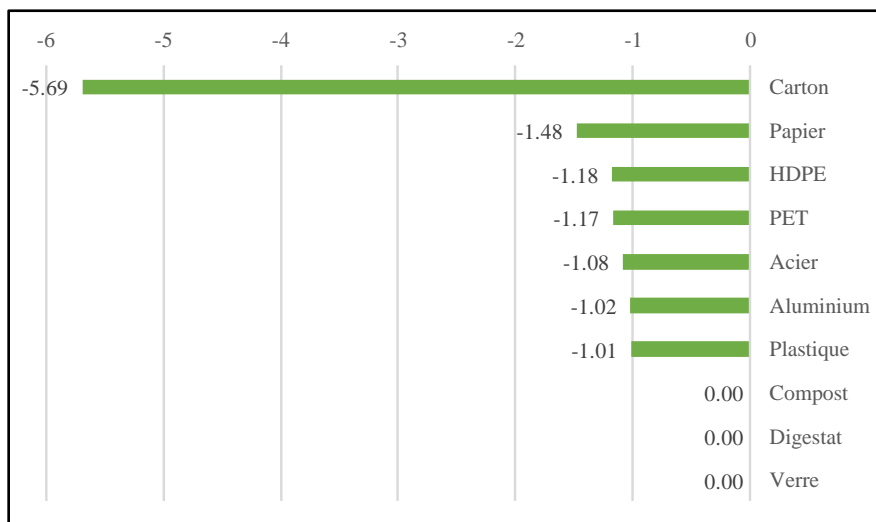


Figure 6-31 : Ratios de sensibilité du paramètre α suite à une augmentation de 10 % de ce paramètre orientés problème pour les impacts sur l'épuisement des ressources de la méthode d'impact ReCiPe.

ANNEXE F – RÉSULTATS DES ANALYSES DE CONTRIBUTION

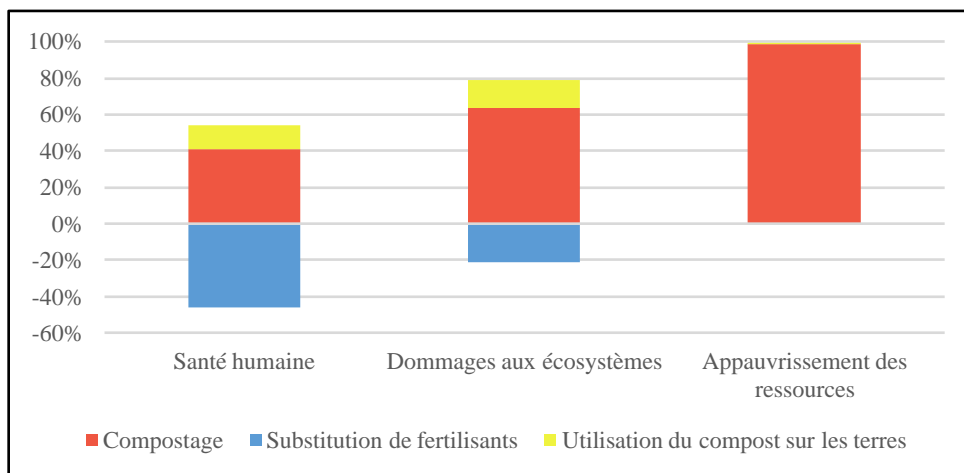


Figure 6-32 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de compostage.

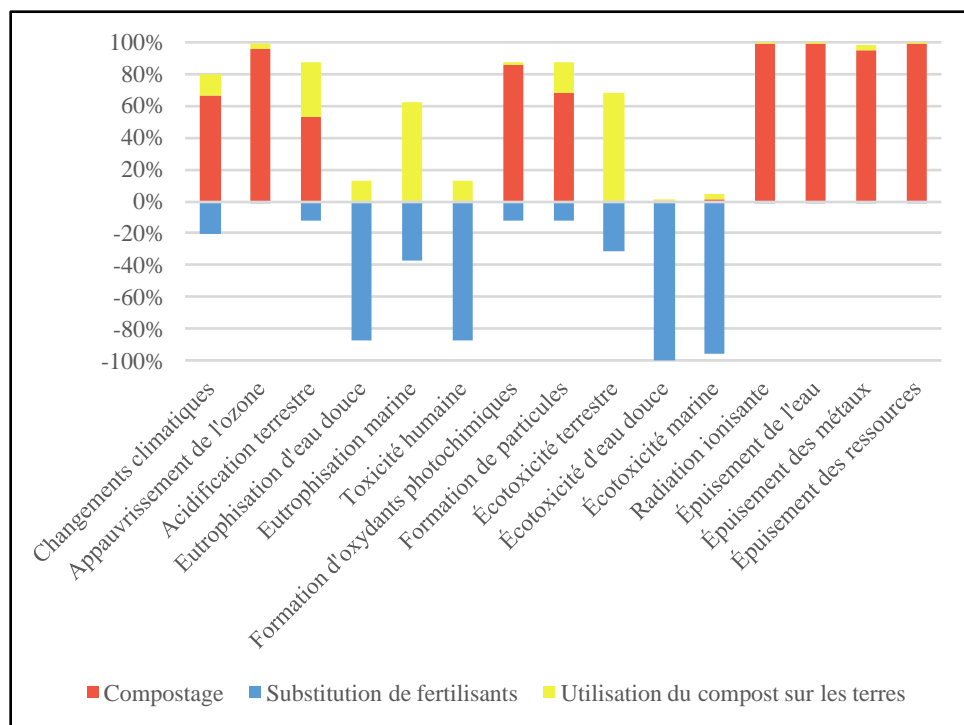


Figure 6-33 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de compostage.

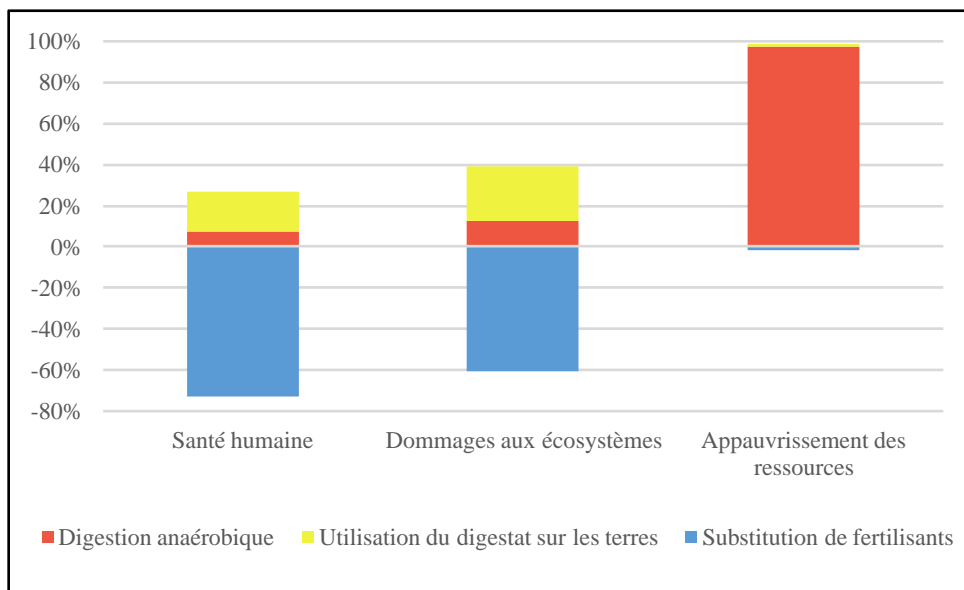


Figure 6-34 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de digestion anaérobie.

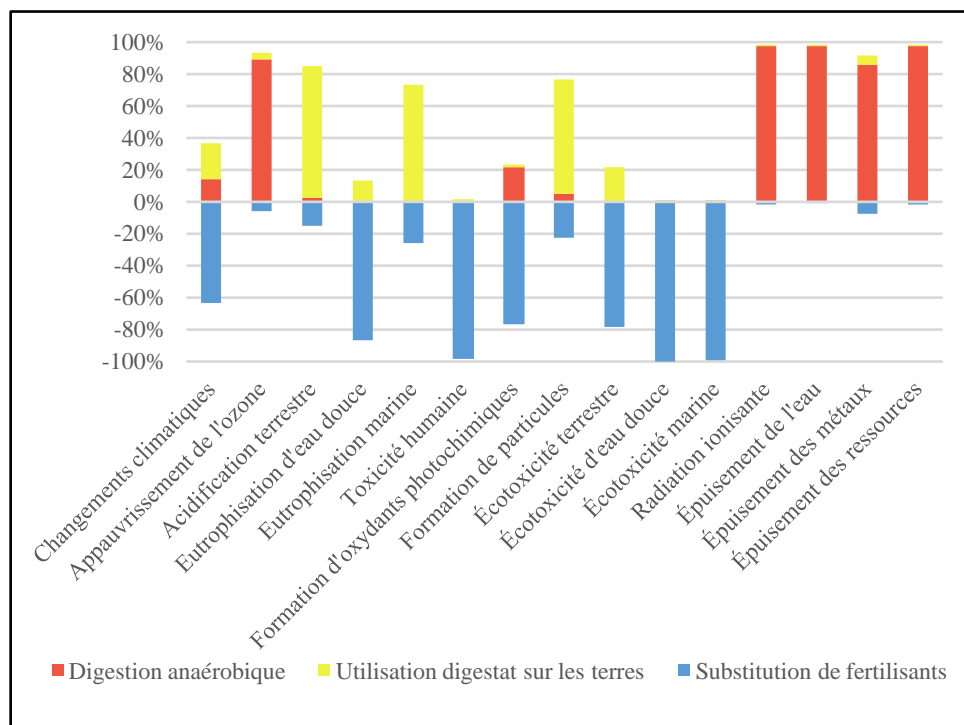


Figure 6-35 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de digestion anaérobie.

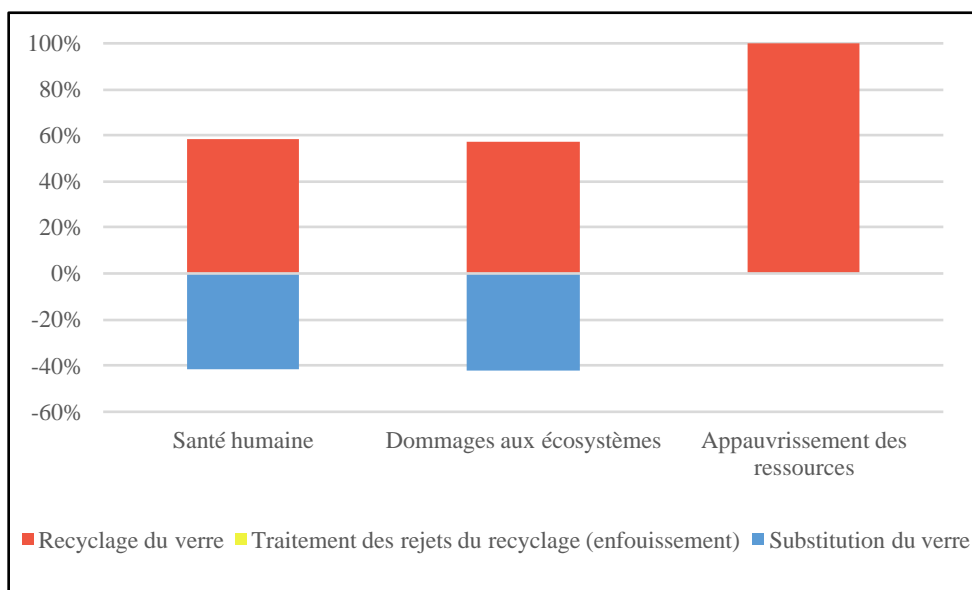


Figure 6-36 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du verre.

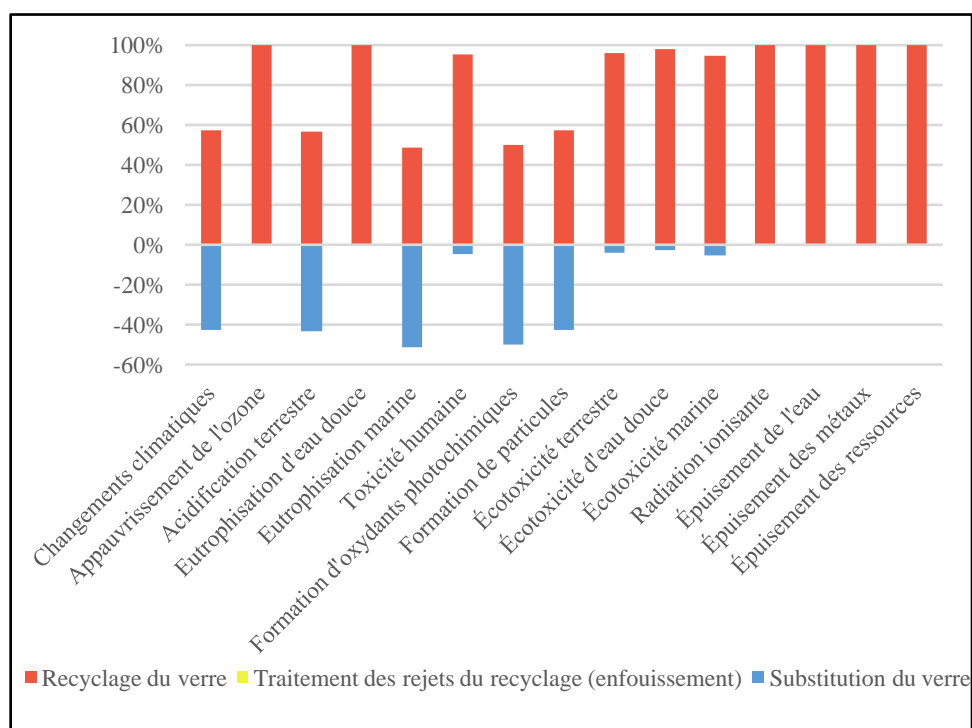


Figure 6-37 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du verre.

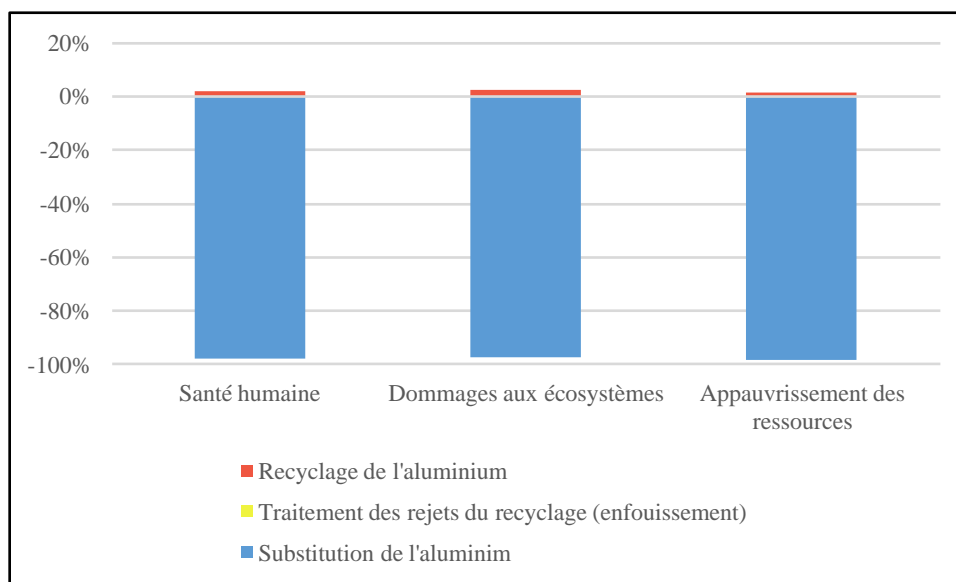


Figure 6-38 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'aluminium.

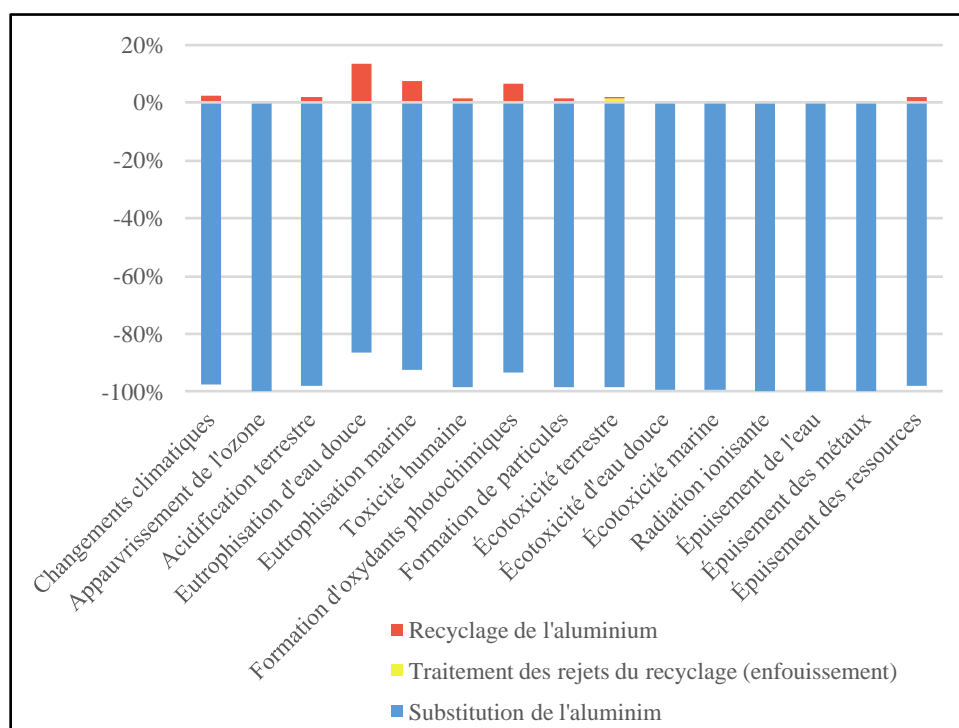


Figure 6-39 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'aluminium.

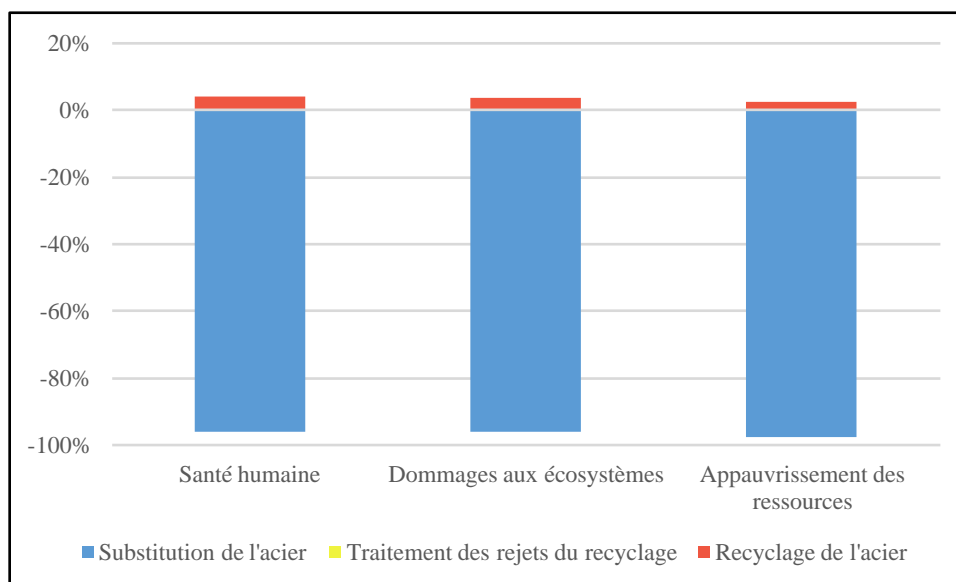


Figure 6-40 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'acier.

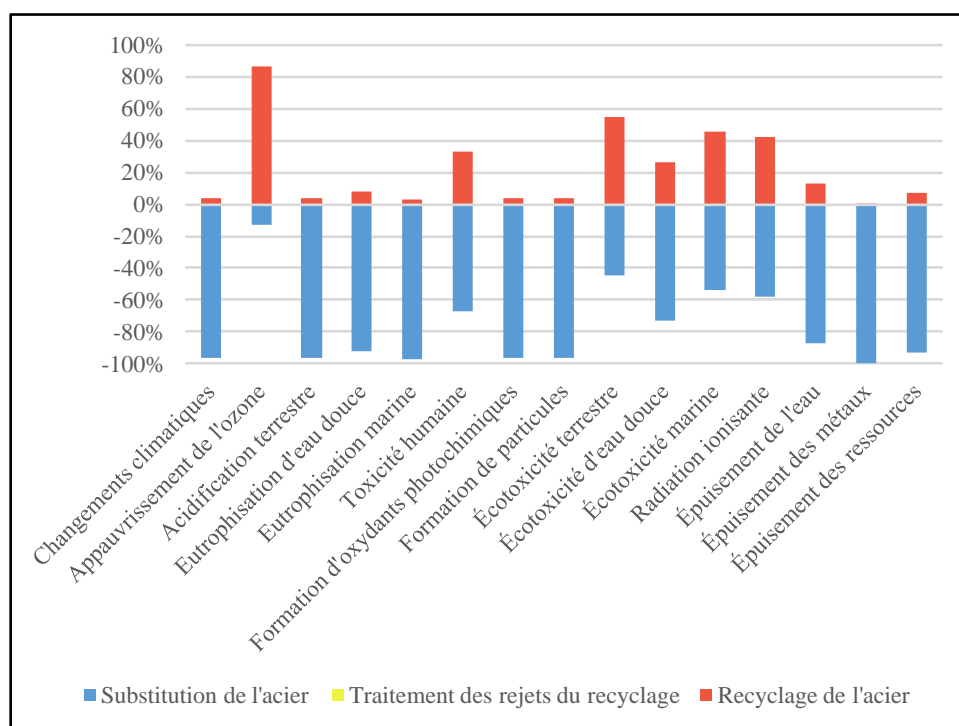


Figure 6-41 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage de l'acier.

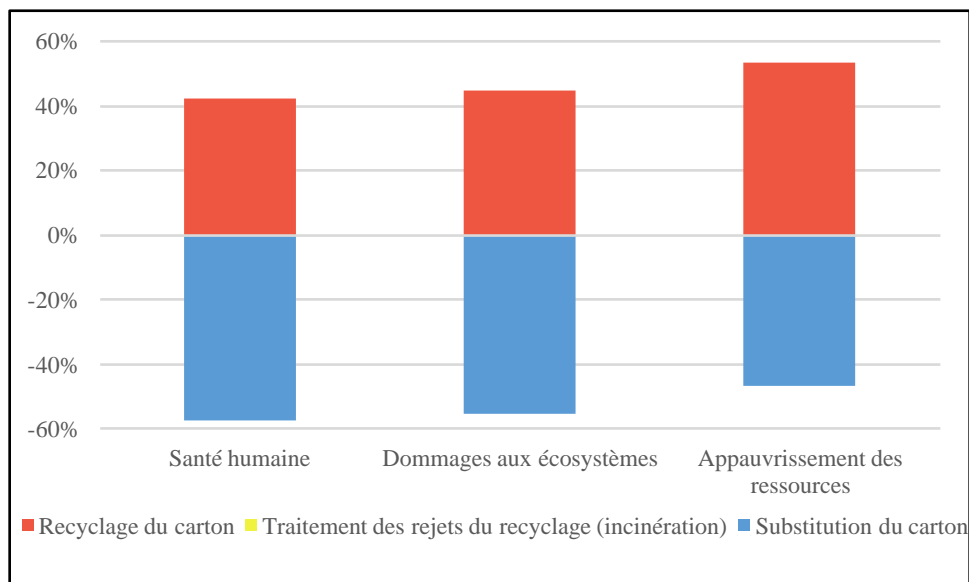


Figure 6-42 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du carton.

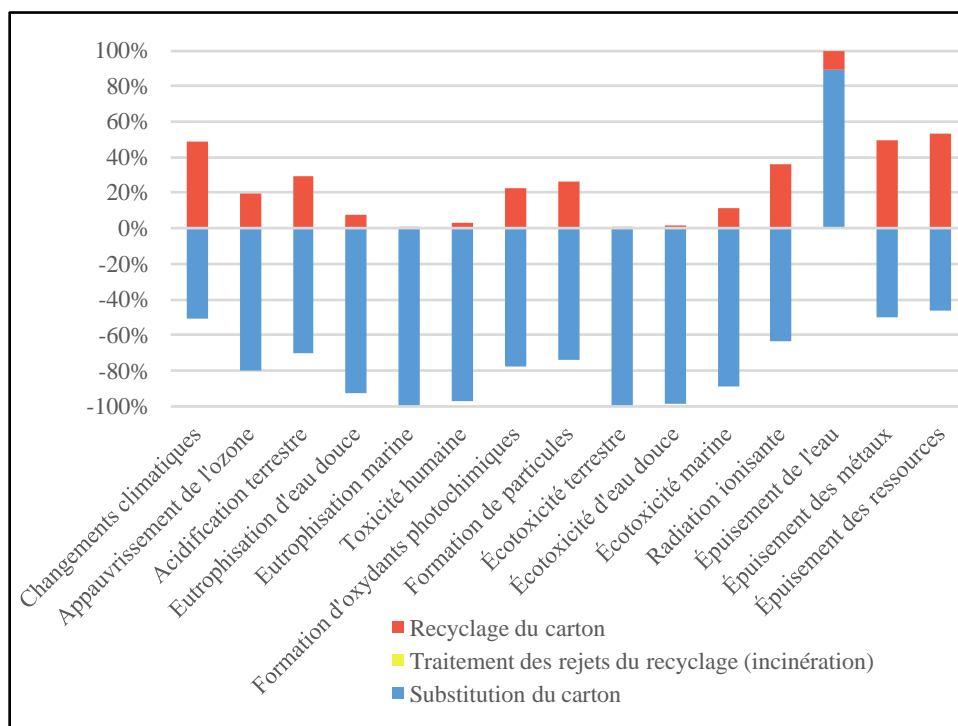


Figure 6-43 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du carton.

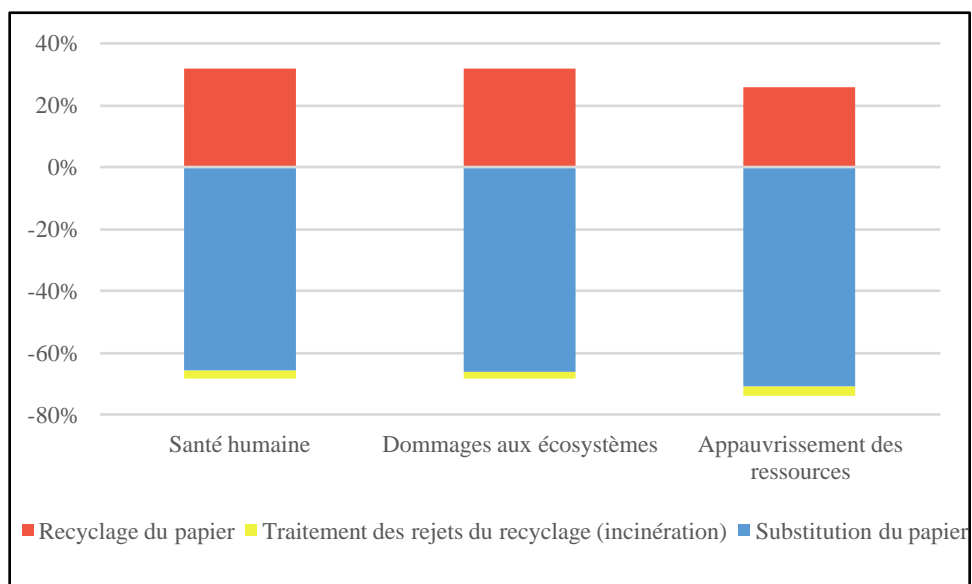


Figure 6-44 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du papier.

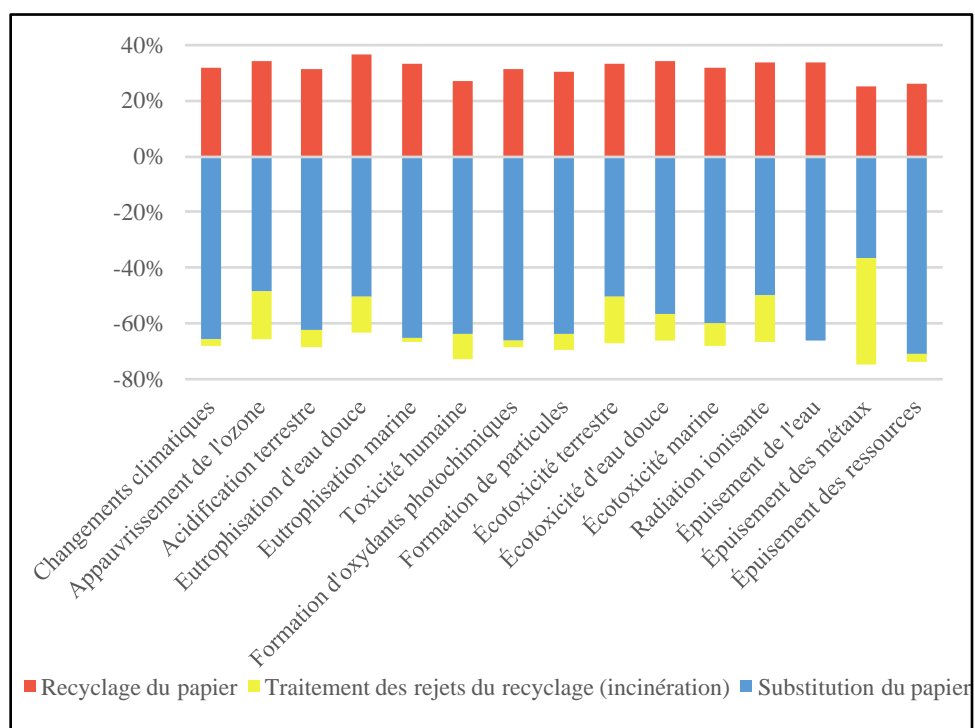


Figure 6-45 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du papier.

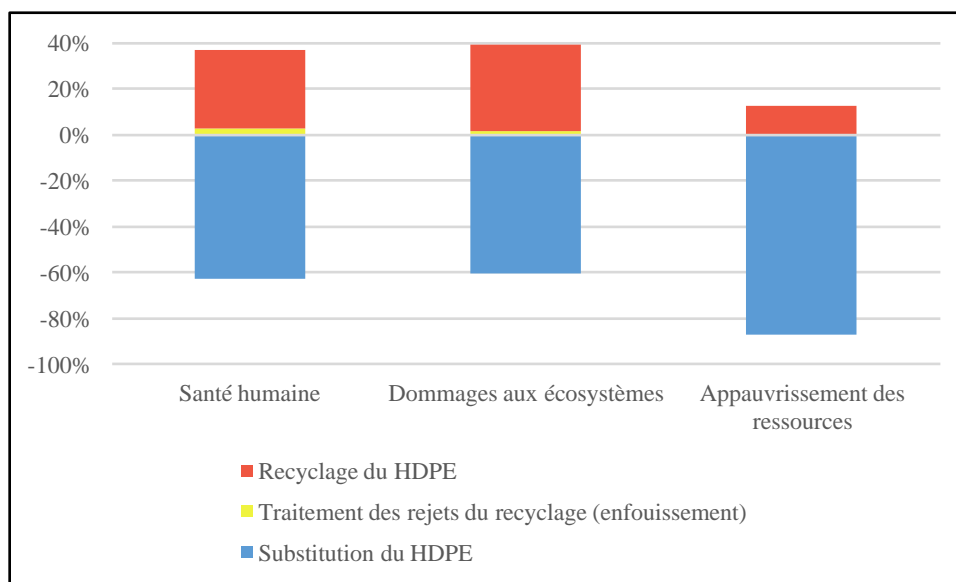


Figure 6-46 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du HDPE.

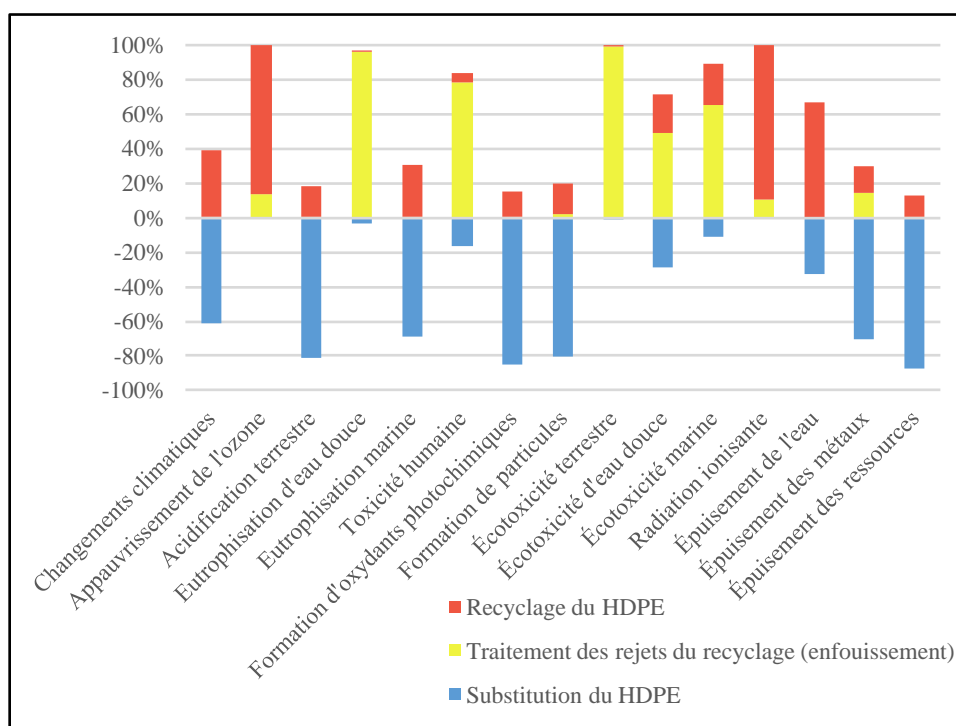


Figure 6-47 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du HDPE.

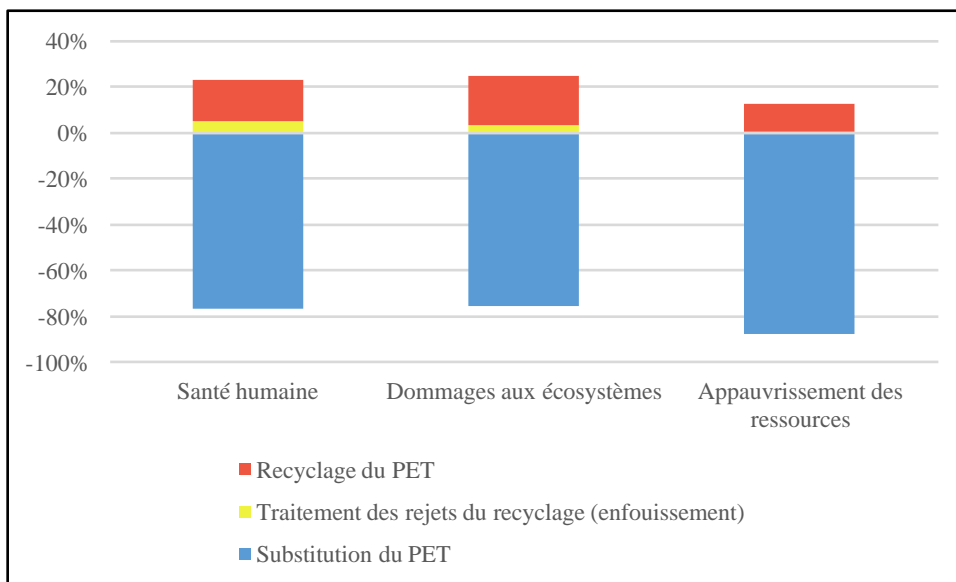


Figure 6-48 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du PET.

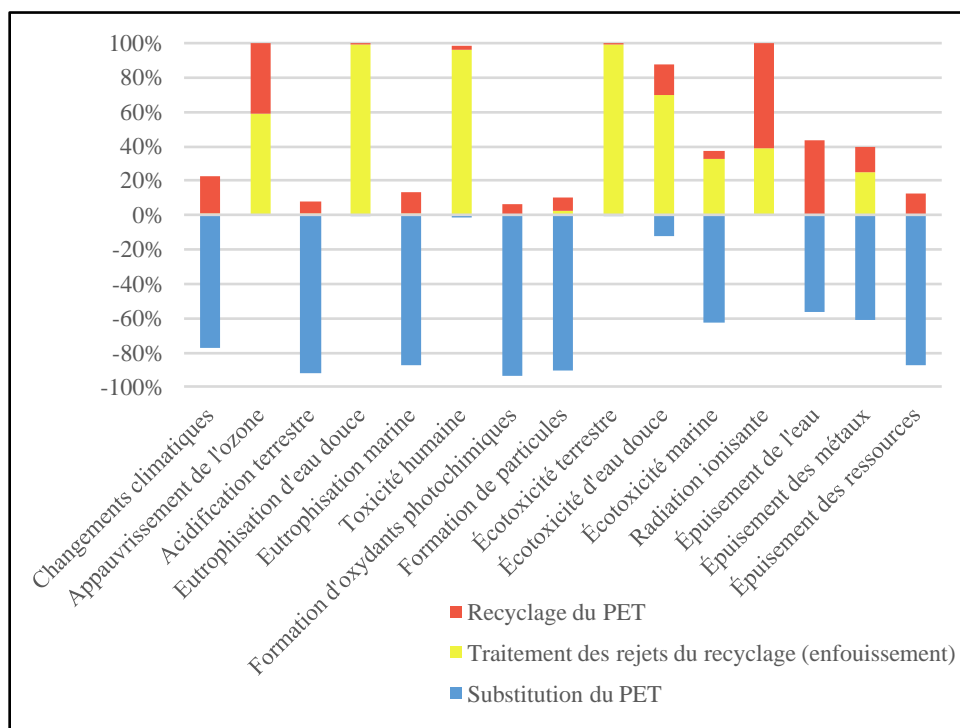


Figure 6-49 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du PET.

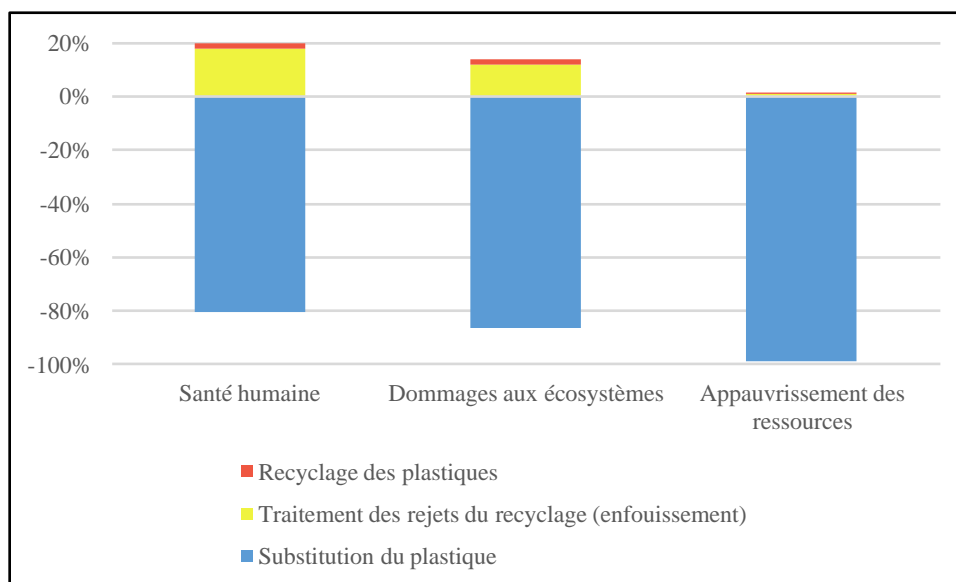


Figure 6-50 : Analyse de contribution au niveau dommage de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du plastique.

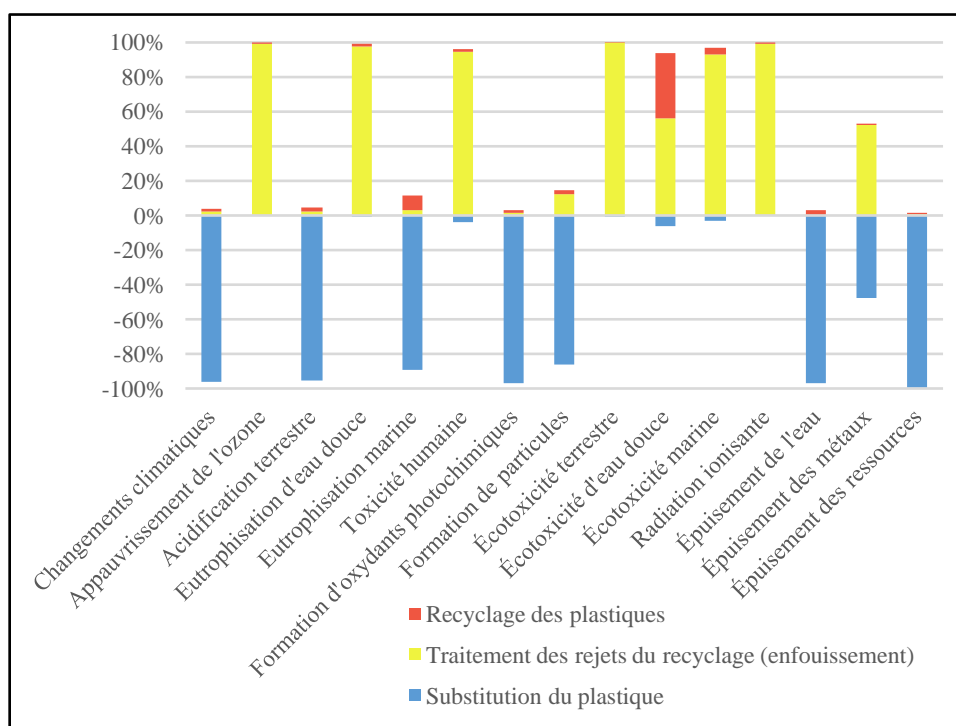


Figure 6-51 : Analyse de contribution au niveau problème de la méthode d'impact ReCiPe pour le processus de recyclage du plastique.

ANNEXE G – DÉMONSTRATION MATHÉMATIQUE EN RELATION AVEC LE CALCUL DU RATIO DE SENSIBILITÉ

Rappel :

$$RS = \frac{\frac{R_2 - R_1}{R_1}}{\frac{\alpha_2 - \alpha_1}{\alpha_1}} \quad (3-3)$$

Où :

- R_2 correspond aux résultats d'impact évalués à α_2 ;
- R_1 correspond aux résultats d'impact évalués à α_1 ;

$$R = A - \alpha \cdot \eta \cdot B + (1 - \eta) \cdot C \quad (4-1)$$

Où :

- R est le résultat de l'évaluation des impacts du processus de recyclage
- A est l'impact du procédé de recyclage
- B est l'impact du procédé de fabrication de la matière vierge
- C est l'impact du traitement des rejets du procédé de recyclage

Dans le cadre de ce mémoire sur l'étude de sensibilité, le paramètre $\frac{\alpha_2 - \alpha_1}{\alpha_1}$ est constant à 0,1 puisque la sensibilité est évaluée suite à une augmentation de 10 % du ratio de substitution. De l'équation (4-1), les paramètres A, B, C et η sont constants lors de l'analyse de sensibilité et c'est seulement le paramètre α qui varie.

Cas 1 : $B \gg A$ et $B \gg C$

Ainsi,

$$R_1 \rightarrow -B \text{ et } R_2 \rightarrow -1,1 \cdot B \quad (6-1)$$

$$\frac{R_2 - R_1}{R_1} \rightarrow \frac{-1,1 \cdot B - (-B)}{-B} \rightarrow -0,1 \quad (6-2)$$

$$RS \rightarrow \frac{-0,1}{0,1} \rightarrow -1 \quad (6-3)$$

Cas 1 : $A \gg B$ et $A \gg C$

Ainsi,

$$R_1 \rightarrow A \text{ et } R_2 \rightarrow A \quad (6-4)$$

$$\frac{R_2 - R_1}{R_1} \rightarrow \frac{A - A}{A} \rightarrow 0 \quad (6-5)$$

$$RS \rightarrow \frac{\approx 0}{0,1} < 1 \quad (6-6)$$

Cas 1 : $A \cong B$ et $A \gg C$ et $B \gg C$

Ainsi,

$$R_1 \rightarrow A - B \text{ et } R_2 \rightarrow A - 1,1 \cdot B \quad (6-7)$$

$$\frac{R_2 - R_1}{R_1} \rightarrow \frac{(A - 1,1 \cdot B) - (A - B)}{(A - B)} \rightarrow \frac{-0,1 \cdot B}{(A - B)} \quad (6-8)$$

$$(A - B) \rightarrow 0 \quad (6-9)$$

$$\frac{R_2 - R_1}{R_1} \gg -0,1 \cdot B \text{ donc } RS \rightarrow \frac{-0,1 \cdot B}{0,1} > -1 \quad (6-10)$$