

Université Libre de Bruxelles
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

**Analyse de cycle de vie d'un projet
d'économie circulaire bruxellois :
Cas des oblitérateurs STIB**

Mémoire de Fin d'Études présenté par
CIELEN, Klara
En vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement
Finalité Gestion de l'Environnement M-ENVIG

Année académique : 2018-2019

Directeur : Prof. Wouter ACHTEN
Co-directeur : Dr. Vanessa ZELLER

Abstract

L'objectif de ce travail est d'évaluer les impacts et bénéfices environnementaux d'un scénario de gestion de fin de vie particulier prévu pour un flux d'équipements électroniques spécifique dans le contexte bruxellois : les oblitérateurs de la STIB. Dans ce scénario, l'accent est mis sur le recyclage, par un démantèlement manuel des équipements, et sur la réutilisation de divers composants.

La méthodologie utilisée à cette fin est celle de l'analyse de cycle de vie attributionnelle, appliquée à la fin de vie du produit considéré. Le calcul est effectué à l'aide du logiciel SimaPro et les données secondaires utilisées proviennent de la base de données Ecoinvent 3.5. La méthode de caractérisation ReCiPe 2016 (midpoint et endpoint) est utilisée dans l'analyse principale et la méthode Eco-Indicator 99 est utilisée dans l'analyse de sensibilité. L'approche d'allocation choisie pour le recyclage et la réutilisation est l'approche basée sur le recyclage en fin de vie (avoided burden).

Dans la première partie de ce travail, le système de gestion des déchets électriques et électroniques est étudié. Les procédés mis en oeuvre et l'agencement du système sont considérés. Les particularités de celui-ci dans le contexte belge sont mises en avant.

Dans la seconde partie, une analyse de cycle de vie est effectuée pour deux systèmes : le système prévu pour la gestion du flux des oblitérateurs et un système conventionnel de traitement de ce type de flux. Pour ce faire, les aspects méthodologiques de l'ACV sont présentés et les particularités de l'ACV pour la gestion en fin de vie sont mises en évidence. Ensuite, les hypothèses et choix méthodologiques posés pour l'analyse sont explicités. Enfin, les résultats de celle-ci sont discutés.

Les résultats de l'analyse vont en faveur du scénario étudié, bien qu'ils soient nuancés par l'analyse de sensibilité effectuée sur la modélisation de la réutilisation. Les contributions principales aux différences entre les deux scénarios étudiés sont les bénéfices environnementaux liés à la récupération de matière et d'énergie, au travers du recyclage et de la réutilisation. Les résultats obtenus mettent en avant l'importance des crédits environnementaux attribués aux systèmes dans l'approche avoided burden choisie.

Mots-clés : Analyse de Cycle de Vie (ACV), Déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), Recyclage

Remerciements

Je voudrais remercier chaleureusement toutes les personnes qui ont, de près ou de loin, contribué à la réalisation de ce travail.

Tout d'abord, je tiens à remercier mes promoteurs de mémoire, Vanessa Zeller et Wouter Achten, pour leur accompagnement régulier, malgré leurs nombreuses obligations, et leurs conseils avisés tout au long de l'année.

Je voudrais également remercier Louise Gonda, pour sa disponibilité, ses explications et ses conseils plus que précieux.

Mes remerciements vont ensuite à Nicolas Lambillon de Recy-K pour le temps qu'il m'a consacré, son accueil chaleureux et ses suggestions intéressantes. Merci également à Mustapha Jabour et Pierre-Emmanuel Vandeputte pour leurs gentillesse et les informations qu'ils ont pu me fournir concernant le projet.

Merci enfin à ma famille et mes amis, grande source d'inspiration et de motivation, pour leur présence et leurs encouragements. En particulier un grand merci à Suzanna, Maxime et Nicolas pour leur soutien sans faille, leurs nombreuses attentions à mon égard et leur relecture consciencieuse de ce mémoire.

Table des matières

Introduction	8
Contexte général	8
Cas d'étude	9
Objectifs	10
Méthodologie générale et structure du travail	11
1 Contexte de l'étude	12
1.1 Les déchets d'équipements électriques et électroniques	12
1.1.1 Généralités	12
1.1.2 Problèmes et opportunités liés aux DEEE	13
1.1.3 Cadre légal et réglementaire	15
1.2 Chaîne de recyclage des DEEE	18
1.2.1 Collecte	18
1.2.2 Prétraitement	18
1.2.3 Filières de traitement spécifiques	20
1.2.4 Situation en Région de Bruxelles-Capitale	24
1.3 L'économie sociale et la gestion des déchets	25
1.3.1 Généralités sur l'économie sociale	25
1.3.2 Situation en Région de Bruxelles-Capitale	26
1.3.3 L'ES et les DEEE	26
2 Méthodologie	28
2.1 Analyse de cycle de vie	28
2.1.1 Généralités	28
2.1.2 Définition des objectifs et du champ de l'étude	29
2.1.3 Inventaire du cycle de vie	31
2.1.4 Evaluation des impacts	32
2.1.5 Interprétation	34
2.2 Application de l'ACV à la gestion en fin de vie	35

2.2.1	Limites du système	35
2.2.2	Unité fonctionnelle et flux de référence	36
2.2.3	Multifonctionnalité et allocation	36
2.3	Monétarisation des impacts environnementaux	38
2.3.1	Principe de la monétarisation	38
2.3.2	Méthodes de monétarisation	39
2.3.3	Application de la monétarisation en ACV	39
3	Analyse de cycle de vie : Cas des oblitérateurs de la STIB	40
3.1	Description des oblitérateurs	40
3.1.1	Structure	41
3.1.2	Composition	41
3.2	Définition des systèmes	44
3.2.1	Introduction	44
3.2.2	Scénario de Recy-K	44
3.2.3	Scénario de référence	45
3.3	Définition des objectifs et du champ de l'étude	47
3.3.1	Objectifs de l'étude	47
3.3.2	Unité fonctionnelle et flux de référence	47
3.3.3	Type de modélisation	47
3.3.4	Limites du système et allocation	47
3.3.5	Méthode d'analyse des impacts	48
3.3.6	Données	51
3.4	Monétarisation des impacts environnementaux	51
3.5	Inventaire du cycle de vie	52
3.5.1	Collecte	53
3.5.2	Prétraitement	54
3.5.3	Filières de traitement spécifique	55
3.5.4	Modélisation du réemploi	57
3.5.5	Crédits environnementaux/Substitution	58
3.5.6	Bilans de matière	60
3.6	Evaluation des impacts et interprétation des résultats	60
3.6.1	Comparaison des scénarios	60
3.6.2	Principales contributions aux impacts	66
3.7	Discussion	67

3.7.1	Méthode de caractérisation des impacts	67
3.7.2	Attribution de crédits environnementaux	70
4	Conclusions	74
4.1	Conclusion générale	74
4.2	Limites et perspectives	75
4.2.1	Evaluation environnementale	75
4.2.2	Evaluation économique et sociale	76
	Bibliographie	76
A	Sélection des métaux d'intérêt de la carte électronique	83
B	Sélection des catégories d'impact	85
C	Bilans matière à l'issue du prétraitement	86
D	Résultats des analyses de cycle de vie	89

Table des figures

1	Démantèlement manuel d'un oblitérateur (CF2D - Economie sociale et développement durable, 2016)	10
2	Boîte à clés "Sesame" réalisée à partir d'un boîtier d'oblitérateur (Société des Transports Intercommunaux Bruxellois (STIB), 2010)	10
3	Quantités de DEEE générés mondialement de 2010 à 2016 - données globales et données moyennes par habitant, basé sur (Baldé et al., 2015) et (Baldé et al., 2017)	13
4	Hierarchie des déchets, inspiré de (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008)	16
5	Exemple d'une chaîne de prétraitement des DEEE, inspiré de (Kaya, 2016; Isildar et al., 2018)	19
6	Schéma du procédé intégré d'Umicore pour la fonte et le raffinage des métaux (Isildar et al., 2018)	23
7	Taux de récupération moyens des matériaux pour un procédé de fonte et raffinage de métaux précieux à partir de cartes électroniques, inspiré de (Chancerel and Marwede, 2016)	23
8	Les quatre grandes étapes d'une étude de type ACV, inspiré de (International Organization for Standardization, 2006a)	29
9	Représentation schématique des approches attributionnelle et conséquentielle. Les cercles représentent l'ensemble des charges environnementales. L'approche attributionnelle (à gauche) attribue une partie de ces charges au système de production considéré. Dans l'approche conséquentielle (à droite), ces charges sont modifiées à la suite de la décision à laquelle on s'intéresse. Basé sur (Weidema, 2003)	30
10	Modélisation des impacts dans le cadre d'une ACV (International Organization for Standardization, 2006b)	33
11	Impacts au niveau midpoint et endpoint (Institute for Environment and Sustainability, 2010b)	34
12	Limites du système généralement admises pour une ACV de gestion de fin de vie (McDougall et al., 2001)	36

13	Répartition des impacts environnementaux dans le cadre du recyclage en boucle ouverte : à gauche, approche basée sur le contenu recyclé, à droite, approche basée sur le recyclage en fin de vie (Frischknecht, 2010)	38
14	Répartition massique de la composition de l'oblitérateur	44
15	Illustration du scénario de Recy-K	45
16	Illustration du scénario de référence	46
17	Catégories et chemins d'impact dans la modélisation de ReCiPe (Huijbregts et al., 2017)	49
18	Modélisation du réemploi, exemple du moteur pas-à-pas	58
19	Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact midpoint étudiées (méthode ReCiPe).	62
20	Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact midpoint étudiées (méthode ReCiPe).	63
21	Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact endpoint étudiées (méthode ReCiPe).	65
22	Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact endpoint étudiées (méthode Eco-Indicator).	69
23	Résultats par contribution pour le scénario de référence et le scénario de Recy-K dans l'évaluation principale ainsi que pour les deux analyses de sensibilité effectuées sur le scénario de Recy-K, pour les catégories d'impact endpoint étudiées (méthode ReCiPe).	72

Liste des abréviations

ABS	Acrylonitrile butadiène styrène
ACV	Analyse du cycle de vie
DEEE	Déchets d'équipements électriques et électroniques
EEE	Equipements électriques et électroniques
EES	Entreprise d'économie sociale
ES	Economie Sociale
PCI	Pouvoir calorifique inférieur
RBC	Région de Bruxelles-Capitale
REP	Responsabilité élargie du producteur
STIB	Société des transports intercommunaux de Bruxelles

Introduction

Contexte général

L'utilisation d'équipements électriques et électroniques (EEE) a véritablement explosé dans le monde durant les dernières décennies. En 2016, environ 45 millions de tonnes de déchets liés à ces équipements ont été générés à l'échelle globale (Baldé et al., 2017). Par ailleurs, les technologies mobilisées sont en constante évolution. Les équipements modernes peuvent ainsi contenir jusqu'à 60 éléments chimiques différents et des mélanges métalliques complexes (Isildar et al., 2018). Enfin, alors que le nombre d'appareils produits chaque année est en augmentation, la durée de vie de ceux-ci a fortement diminué (Kiddee et al., 2013).

La complexité des appareils électriques et électroniques, la toxicité de certaines substances qu'ils contiennent ainsi que leur contenu en matières premières dont les gisements deviennent de plus en plus rares expliquent qu'une gestion spécifique des déchets résultant de ces équipements a dû se développer. Le recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) présente par ailleurs des opportunités aussi bien environnementales qu'économiques, en particulier par la possibilité de récupérer de la matière première. La valeur économique totale de la matière première présente dans les DEEE a été estimée en 2016 à 55 milliards d'euros (Baldé et al., 2017). La gestion de ces déchets présente cependant de nombreux défis. En effet, les DEEE forment un flux très hétérogène et de composition souvent complexe. Etant donné les risques sanitaires et environnementaux liés à une gestion inadéquate des DEEE, un cadre législatif strict tend également à se mettre en place.

La gestion des déchets s'inscrit aujourd'hui dans un concept plus large, celui d'économie circulaire. Celle-ci vise à garder les produits, leurs composants et les matériaux qui les constituent le plus longtemps possible en circulation ou encore à "boucler les boucles" des matériaux. Pour cela, on peut avoir recours au réemploi, recyclage et autre valorisation de matière en fin de vie mais aussi à l'écoconception des appareils.

Pour développer une gestion des DEEE cohérente et maîtriser les impacts environnementaux liés aux solutions mises en place, différents outils d'analyse et de gestion existent. Ils tentent notamment de répondre aux questions suivantes : Quel impact sur l'environnement et la santé humaine présentent les procédés ? Quelles sont les catégories d'impacts les plus significatives ? Quels procédés sont les plus adaptés pour traiter un certain type de DEEE ? L'analyse de cycle de vie (ACV) est un des outils clés utilisés aujourd'hui pour tenter de répondre à ces questions.

Enfin, si la protection de l'environnement est un des enjeux principaux du 21^e siècle, le concept de développement durable s'est peu à peu imposé depuis les années 80 et fait aujourd'hui office de cadre. Le développement durable vise à augmenter le bien-être humain tout en tenant compte des contraintes environnementales et en considérant les besoins des générations futures. Il peut être vu comme la recherche d'un équilibre entre les sphères sociale, économique et environnementale. Les analyses environnementales tendent aujourd'hui de plus en plus à intégrer aussi les aspects sociaux et économiques.

Cas d'étude

Recy-K est une plateforme bruxelloise d'économie circulaire et d'économie sociale. Il s'agit d'un projet d'expérimentation de Bruxelles-Propreté, qui s'intéresse à la réutilisation, à la réparation, au réemploi et au recyclage de déchets ou ressources ainsi qu'à la formation et insertion socio-professionnelle.

Un projet phare de Recy-K concerne la gestion en fin de vie des anciens oblitérateurs de la Société des transports intercommunaux de Bruxelles (STIB). Ce projet constitue le cas d'étude de ce mémoire. Les anciens oblitérateurs sont d'abord démantelés manuellement (Figure 1) par la société d'économie sociale CF2D, active dans les services et la recherche dans le domaine du développement durable et spécialisée dans les DEEE. Suite à une collaboration entre Recy-K et le MAD Brussels, plateforme bruxelloise d'expertise dans les secteurs de la mode et du design, le boîtier orange est récupéré et transformé en un objet design. Le designer Pierre-Emmanuel Vandeputte lui a donné une seconde vie en le transformant en boîte à clés (Figure 2) et une chaîne de production a été mise en place au sein de l'entreprise de travail adapté l'Ouvroir. Certains composants, tels que le moteur et la serrure sont mis de côté et sont prêts à être réutilisés. Le moteur peut notamment être réutilisé dans des imprimantes 3D, dans le cadre d'un projet de recherche et développement de CF2D. Le reste des composants est recyclé dans la mesure du possible.

Ce projet constitue ainsi un scénario alternatif de gestion de fin de vie d'un DEEE particulier, le déchet oblitérateur. Il met l'accent sur la réutilisation et le recyclage et intègre à la fois des acteurs d'économie sociale et des acteurs conventionnels de la gestion des déchets.



FIGURE 1 – Démantèlement manuel d'un oblitérateur (CF2D - Economie sociale et développement durable, 2016)



FIGURE 2 – Boîte à clés "Sesame" réalisée à partir d'un boîtier d'oblitérateur (Société des Transports Intercommunaux Bruxellois (STIB), 2010)

Objectifs

Si les systèmes de gestion des DEEE conventionnels ont fait l'objet de multiples études, comme en témoigne la revue de littérature de (Xue and Xu, 2017), peu d'études environnementales ont jusqu'à présent été effectuées sur les systèmes alternatifs, ayant recours à l'économie sociale et à la réutilisation. Par ailleurs, les conclusions de celles-ci sont souvent difficilement généralisables, tant les systèmes de gestion des déchets et les déchets eux-mêmes sont variés.

L'objectif de ce mémoire sera d'étudier le scénario de recyclage de Recy-K pour les anciens oblitérateurs de la STIB d'un point de vue environnemental et de comparer celui-ci à un scénario de traitement en fin de vie conventionnel de ce type de déchet.

Au travers de ce travail, nous tenterons de répondre à la question suivante :

Quels sont les impacts environnementaux du procédé de gestion en fin de vie étudié et dans quelle mesure sont-ils bénéfiques par rapport au scénario de traitement conventionnel ?

Nous espérons que cette étude pourra motiver le scénario de recyclage mis en place par Recy-K d'un point de vue environnemental, économique et/ou social et identifier des aspects pouvant éventuellement être améliorés.

Méthodologie générale et structure du travail

Le mémoire s'articule en deux phases distinctes. Dans un premier temps, nous allons rendre compte de l'état actuel de la gestion des DEEE, en particulier en Belgique. Nous décrirons notamment les différentes filières de traitement que les DEEE suivent actuellement et leurs acteurs. La compréhension des mécanismes en action et des procédés mis en oeuvre pour la gestion en fin de vie des DEEE a un double objectif. D'abord, cette étape permettra de compléter la description du scénario étudié et de justifier le choix des données secondaires utilisées. Ensuite, elle permettra de construire un scénario de traitement considéré comme "conventionnel" pour la Belgique et allant servir de base de comparaison au scénario étudié.

Dans un second temps, le procédé de recyclage mis en place par Recy-K sera étudié et une évaluation environnementale de type ACV du procédé sera effectuée, au moyen du logiciel SimaPro. Pour cela, la méthode de l'ACV sera d'abord étudiée, en ce compris ses particularités lorsqu'elle est appliquée au traitement des déchets. La distribution des impacts et crédits environnementaux tout au long du processus sera analysée et les résultats seront mis en perspective par rapport aux scénarios de référence.

Ce travail est structuré de la façon suivante :

- Le premier chapitre (Chapitre 1 : Contexte de l'étude) décrit les DEEE et leur gestion. La revue de littérature effectuée y est synthétisée au travers des aspects suivants : généralités au sujet des DEEE et enjeux liés, aspects légaux de leur gestion, description du système de gestion en vigueur en Belgique et rôle de l'économie sociale dans ce système.
- Le deuxième chapitre (Chapitre 2 : Méthodologie) présente la méthode utilisée dans le cadre de ce travail. La méthode d'analyse de cycle de vie (ACV) y est décrite, ainsi que ses particularités dans le cadre de la gestion en fin de vie.
- Dans le troisième chapitre (Chapitre 3 : Analyse de cycle de vie - étude de cas), les méthodes décrites sont appliquées au procédé de recyclage de Recy-K. Les résultats obtenus sont discutés.
- Enfin, le quatrième et dernier chapitre (Chapitre 4 : Conclusions) synthétise les résultats obtenus, et discute les limites du travail et les perspectives de recherche future, notamment en ce qui concerne l'analyse des aspects sociaux et économiques du scénario étudié.

Chapitre 1

Contexte de l'étude

Ce chapitre introduit les éléments jugés nécessaires à la compréhension du contexte de la recherche.

Une première partie décrit brièvement les flux des DEEE, les enjeux liés à leur gestion et le cadre réglementaire existant pour celle-ci (section 1.1).

La seconde partie aborde de façon plus détaillée les procédés mis en œuvre pour la gestion des DEEE et présente le système de gestion de ce type de déchets en Région de Bruxelles-Capitale (section 1.2).

La troisième et dernière partie du chapitre traite de l'économie sociale et de sa place dans le système de gestion des DEEE (section 1.3).

1.1 Les déchets d'équipements électriques et électroniques

1.1.1 Généralités

Les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE), en anglais Waste electrical and electronic waste ou encore e-waste, se réfèrent aux équipements électriques et électroniques mis au rebut ainsi qu'à leur composants.

Les équipements électriques et électroniques (EEE) sont définis par la directive européenne 2012/19/UE comme "les équipements fonctionnant grâce à des courants électriques ou à des champs électromagnétiques et les équipements de production, de transfert et de mesure de ces courants et champs, conçus pour être utilisés à une tension ne dépassant pas 1000 volts en courant alternatif et 1500 volts en courant continu" (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2012). Ce terme regroupe donc une grande variété d'équipements, dont la composition varie fortement en fonction du type, et donc de l'application, et de l'âge des équipements (Robinson, 2009). Aujourd'hui, les DEEE représentent environ 8% du total des déchets municipaux dans le monde (Kaya, 2016).

On constate une croissance des volumes de DEEE générés dans le monde au fil des années.

En effet, l'avancée technologique et la croissance dans le secteur de l'électronique ont augmenté considérablement le nombre de produits électriques et électroniques par habitant. En parallèle, la durée de vie moyenne des produits a été significativement réduite (Kaya, 2016). Bien qu'il soit difficile de quantifier précisément les volumes de DEEE générés à l'échelle mondiale étant donné le manque d'un système global de traçage approprié, la génération de DEEE a été estimée à 44,7 millions de tonnes en 2016, soit en moyenne 6,1 kg par habitant (Baldé et al., 2015), contre 14 Mt en 1992 et 24 Mt en 2002 (Kaya, 2016). L'évolution de la production mondiale de DEEE ces dernières années est illustrée par la figure 3.

Sur les 44,7 millions de tonnes de DEEE générés en 2016, 12,3 Mt (soit 27,5% du total) ont été générés en Europe et 6,3 Mt (soit 14,1%) aux Etats-Unis (Baldé et al., 2015).

Au niveau mondial, seulement 20% des DEEE générés en 2016 ont été documentés comme collectés et traités au sein d'un système de reprise et de traitement officiel. Ce pourcentage s'élève à 35% en Europe et 22% aux Etats-Unis (Baldé et al., 2015).

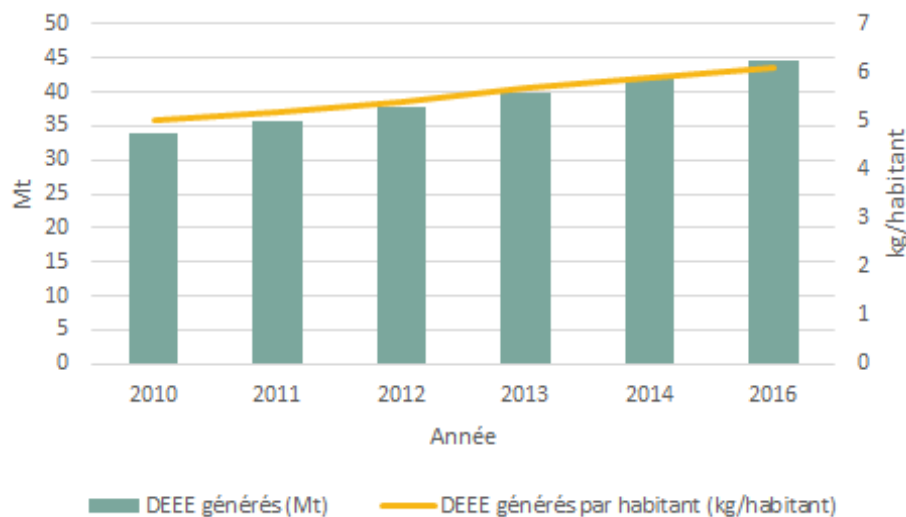


FIGURE 3 – Quantités de DEEE générés mondialement de 2010 à 2016 - données globales et données moyennes par habitant, basé sur (Baldé et al., 2015) et (Baldé et al., 2017)

1.1.2 Problèmes et opportunités liés aux DEEE

Les DEEE contiennent aussi bien des matériaux valorisables que des substances dangereuses, ce qui implique qu'ils requièrent un traitement particulier en fin de vie (Robinson, 2009). La collecte et le traitement des DEEE sont ainsi soumis à une réglementation spécifique dans de nombreux pays.

Dernièrement, les tendances dans la gestion des DEEE ont évolué de la mise en décharge à des techniques de récupération de matière et d'énergie à partir des déchets. Ces déchets peuvent ainsi, après traitement, se substituer aux matières premières utilisées par l'industrie et sont ainsi considérés comme des matières premières secondaires (Isildar et al., 2018). Plusieurs éléments

Élément	Minerais (%)	Circuits imprimés (%)
Cuivre (Cu)	0.5 - 3.0	12.0 - 29.0
Zinc (Zn)	1.7 - 6.4	0.1 - 2.7
Etain (Sn)	0.2 - 0.85	1.1 - 4.8
Plomb (Pb)	0.3 - 7.5	1.3 - 3.9
Fer (Fe)	30 - 60	0.1 - 11.4
Nickel (Ni)	0.7 - 2.0	0.3 - 1.6
Or (Au)	0.0005	0.0029 - 0.112
Argent (Ag)	0.0005	0.01 - 0.52

TABLE 1.1 – Concentrations en masse de métaux (%) dans les minerais et dans les circuits imprimés des DEEE, inspiré de (Bizzo et al., 2014)

peuvent expliquer cette évolution.

D’une part, les DEEE peuvent contenir des métaux lourds et d’autres substances toxiques, présentant des risques pour l’environnement et la santé humaine. Parmi les métaux toxiques, on peut citer le plomb, le cadmium, le nickel et le mercure, qui ont notamment des effets néfastes sur la santé humaine (Kiddee et al., 2013; Kaya, 2016). Des substances telles que les biphenyles polychlorés (BPC) et les polybromodiphényléthers (PBDE) peuvent également être mentionnées. La mise en décharge des DEEE ou un traitement inapproprié présentent des risques environnementaux. Les lixiviats¹ des décharges peuvent potentiellement transmettre les substances toxiques vers les sols et les eaux souterraines, tandis que l’incinération peut émettre des fumées et des gaz toxiques dans l’atmosphère. Le recyclage, s’il est inadéquat, peut également impacter l’environnement et la santé humaine (Kiddee et al., 2013).

D’autre part, les DEEE constituent des gisements remarquables de matière première secondaire. En particulier, les circuits imprimés contenus dans les DEEE ont une valeur économique élevée (Kaya, 2016). Il a en effet été montré que de nombreux métaux étaient présents en concentrations parfois beaucoup plus élevées dans les circuits imprimés mis au rebut que dans les gisements minéraux naturels (Bizzo et al., 2014). Il s’agit notamment des métaux comme l’or, l’argent et le cuivre (Bizzo et al., 2014; Ghosh et al., 2015). Le tableau 1.1 illustre les concentrations en métaux dans les cartes électroniques et dans les gisements naturels pour différents métaux. Le recyclage de matériaux permet ainsi un gain d’énergie par rapport à leur extraction minière : jusqu’à 95% dans le cas de l’aluminium et 85% dans le cas du cuivre (Isildar et al., 2018). L’utilisation de matière première secondaire permet également de conserver les sources primaires de cette même matière, ce qui réduit significativement l’empreinte carbone et l’empreinte environnementale liées à leur exploitation (Isildar et al., 2018). Il est ainsi intéressant d’un point de vue économique et environnemental de valoriser ce type de déchet.

Enfin, le développement d’infrastructures pour le recyclage des DEEE représente une opportunité en termes de création d’emplois (Kaya, 2016).

1. Les lixiviats sont les liquides qui proviennent de la percolation d’eau et autres liquides au travers d’un amas de matière, par exemple de déchets.

Cependant, le recyclage des DEEE est complexe pour plusieurs raisons (Kaya, 2016) :

- La structure et la composition des DEEE sont complexes et très variées. Ceci s'explique par la grande variété de EEE et l'évolution rapide des technologies.
- La structure des DEEE et la coexistence de plastiques, céramiques et métaux rend difficile la libération et la séparation des différentes fractions de matériaux.
- Un grand nombre d'éléments métalliques sont impliqués, parfois fortement dispersés dans l'équipement.
- Des substances dangereuses et toxiques sont souvent impliquées.

Ainsi, la mise en décharge reste encore à l'heure actuelle le traitement le plus répandu, dans les pays en développement mais aussi dans certains pays développés. Environ 40% des DEEE se retrouvent dans des décharges non-controlées (Isildar et al., 2018).

De plus, entre 16 et 38% des DEEE collectés dans l'Union Européenne et environ 80% des DEEE collectés aux Etats-Unis sont envoyés dans les pays en développement, principalement sous la forme d'appareils usagés ou de rebuts, où ils sont ensuite fréquemment soumis à un traitement inapproprié, souvent illégal (Isildar et al., 2018).

1.1.3 Cadre légal et réglementaire

En Europe

La plupart des règles et orientations concernant la prévention et la gestion des déchets sont adoptées au niveau européen. Les directives européennes doivent ensuite être transposées et mises en oeuvre par les Etats membres.

En Europe, la directive 2012/19/UE du Parlement européen et du Conseil, dite "directive DEEE" (WEEE directive) décrit le cadre pour la gestion des DEEE au niveau européen. Elle met à jour la directive 2002/96/CE et complète la directive 2008/98/CE, dite "directive-cadre sur les déchets" (waste framework directive) relative aux déchets en général.

La directive déchets établit une hiérarchie pour la gestion des déchets à cinq niveaux, en se basant sur ce qui constitue à priori la meilleure solution globale d'un point de vue environnemental. La figure 4 illustre cette hiérarchie, inspirée de la pyramide de Lansink.

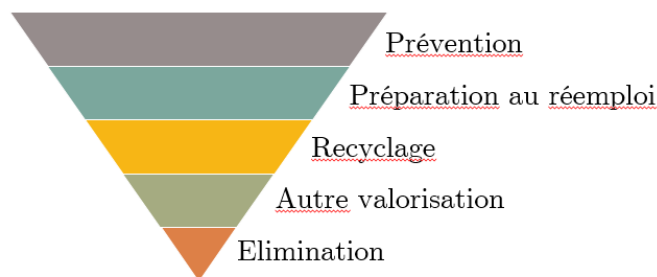


FIGURE 4 – Hiérarchie des déchets, inspiré de (Parlement européen et Conseil de l’Union européenne, 2008)

La directive DEEE a pour objectif de mettre en place des mesures pour la réduction des effets nocifs liés à la production et à la gestion des DEEE, afin de protéger l’environnement et la santé humaine (Parlement européen et Conseil de l’Union européenne, 2012). Elle impose aux Etats membres la mise en place d’une collecte séparée des DEEE et de systèmes de valorisation des DEEE, par l’intermédiaire des producteurs ou de tiers agissant pour le compte des producteurs. Il s’agit du principe de responsabilité élargie du producteur (REP), introduit par la directive déchets (Parlement européen et Conseil de l’Union européenne, 2008). Ces systèmes de collecte et de traitement peuvent être mis en place individuellement ou sur une base collective et doivent avoir recours aux meilleures techniques disponibles (ou Best Available Techniques). Des objectifs minimum chiffrés sont précisés en matière de collecte, de valorisation et de recyclage ou préparation en vue du réemploi (Parlement européen et Conseil de l’Union européenne, 2012).

Les objectifs en matière de collecte sont communs à tous les DEEE. A partir de 2019, il s’agit de collecter au minimum 65 % du poids d’EEE mis sur le marché dans le courant des trois années précédentes dans le pays concerné ou de 85 % du poids des DEEE produits sur le territoire du pays. En revanche, les objectifs en matière de valorisation au sens large sont différents en fonction du type de DEEE. La directive définit ainsi plusieurs catégories d’EEE, 10 pour la période dite transitoire, du 13 août 2012 au 14 août 2018. Les catégories sont ensuite ramenées au nombre de 6, à partir du 15 août 2018. Nous avons dans ce travail assimilé l’oblitérateur à la catégorie 9 (Instruments de surveillance et de contrôle) pour la période transitoire et à la catégorie 5 (Petits équipements) ensuite. Les objectifs minimaux en termes de valorisation pour ce type de déchets sont de 75% de valorisation et 55% de préparation en vue du réemploi et recyclage.

En Belgique

En Belgique, la politique de gestion des déchets est, à quelques exceptions près, de la compétence des Régions.

En Région de Bruxelles-Capitale (RBC), un plan global relatif à la prévention et à la gestion des déchets, appelé aussi Plan Déchets, est théoriquement établi tous les cinq ans par Bruxelles-

Environnement. Le 4^e Plan Déchets, datant de 2010 sera bientôt remplacé par le Plan de Gestion des Ressources et des Déchets, actuellement soumis à une enquête publique.

Les dispositions légales et réglementaires liées aux DEEE en RBC sont les suivantes (Brussels Waste Network, 2018) :

- L'ordonnance du 14/06/2012 relative à la prévention et à la gestion des déchets, qui transpose en droit bruxellois la directive européenne 2008/98/CE ;
- l'arrêté du 1^{er} décembre 2016 du Gouvernement de la Région de Bruxelles-Capitale relatif à la gestion des déchets (Brudalex), qui transpose entre autres la directive DEEE. Ce dernier texte renforce notamment les règles en matière de traçabilité des déchets. L'objectif est de pouvoir retracer toute la chaîne des acteurs qui interviennent dans la gestion des déchets. Pour les DEEE, le texte établit des règles pour encadrer le réemploi et la préparation au réemploi de ce type de déchets.

Pour les DEEE, la REP est mise en oeuvre de manière collective via le système Recupel. Etant donné que les fabricants et importateurs de EEE sont généralement présents dans les trois Régions, une collaboration a été mise en place entre celles-ci et un système de reprise uniforme a été instauré. Il fait l'objet d'une convention environnementale entre les Régions et l'industrie, la convention environnementale du Ministère de la RBC du 29/02/2012 concernant l'obligation de reprise des déchets DEEE (Recupel, 2018a; Bruxelles Environnement, 2017).

l'ASBL Recupel organise, au nom des producteurs et importateurs de DEEE, le système de collecte et de traitement de la plupart des DEEE ménagers et professionnels. A côté de la filière Recupel, d'autres filières de gestion de fin de vie existent pour les DEEE. Les acteurs de ces filières doivent posséder un agrément spécial, sans quoi leur activité est illégale. Recupel collabore avec des entreprises de collecte et de traitement agréées, dont l'activité est alors financée grâce aux cotisations Recupel².

Si historiquement, Recupel s'occupait uniquement des EEE domestiques³ (Recupel, 2018b), les EEE professionnels sont également pris en charge par l'organisation depuis 2007. Pour ces déchets-là, les détenteurs s'accordent directement avec les collecteurs et centres de traitement agréés, Recupel ne centralise alors que les données sur les flux de DEEE (Gonda, 2017).

En parallèle aux systèmes conventionnels de collecte et de traitement, des opérateurs alternatifs tels que les entreprises d'économie sociale (EES) sont acteurs du traitement des DEEE.

2. Les nouveaux appareils électriques et électroniques achetés en Belgique incluent un montant appelé "cotisation Recupel". Celui-ci permet à Recupel de financer ses activités.

3. Les appareils élect(ron)iques domestiques sont ceux destinés à être utilisés par les ménages ou à une utilisation comparable par les entreprises

1.2 Chaîne de recyclage des DEEE

Les DEEE constituent un flux de déchets très hétérogène : des équipements variés, de fonctions, de tailles et de compositions très diversifiées sont présents sur le marché (Chancerel and Rotter, 2009).

De façon générale, dans la composition des DEEE, on peut distinguer les parties métalliques et non-métalliques. Ce sont les parties métalliques qui sont le moteur principal pour le recyclage des DEEE. S'ils ne comptent que pour environ 30% en masse des cartes électroniques, ce sont les métaux récupérés qui ont la plus grande valeur économique (Ghosh et al., 2015). C'est une des raisons pour laquelle le recyclage des DEEE et en particulier celui des cartes électroniques est généralement centré sur la récupération des métaux.

La chaîne de recyclage des DEEE peut être décomposée en trois grandes étapes :

- Collecte et tri,
- Prétraitement par démantèlement et séparation mécanique de différentes fractions de matériaux,
- Filières de traitement spécifiques et élimination finale.

Ces étapes sont détaillées dans les paragraphes suivants.

Le bilan d'une chaîne ou d'un procédé de recyclage peut être évalué selon deux aspects principaux : les impacts environnementaux et sanitaires liés aux traitements et l'efficacité de la récupération des matériaux d'intérêt (Kaya, 2016).

1.2.1 Collecte

La collecte est une étape essentielle car elle impacte le taux de recyclage des matériaux à partir des DEEE. Par collecte, on entend généralement la récolte des déchets, leur tri et leur stockage préliminaire. Les déchets sont alors prêts à être transportés vers une installation de traitement des déchets (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008).

Dans le cas des DEEE, une collecte séparée est imposée en Europe. Elle peut être préservante, le but étant de préserver le potentiel de réutilisation de l'équipement collecté. Ceux-ci sont alors manipulés avec précaution, il n'y a pas de recours à des outils risquant d'endommager les équipements, tels que des pinces ou des grappins. Par ailleurs, la collecte peut être écrémante ou globale. Dans le premier cas, un tri est effectué à la source, afin de ne collecter que les appareils qui pourront être réutilisés. Les coûts liés aux différents types de collectes sont différents.

1.2.2 Prétraitement

Le prétraitement physique constitue la première étape du processus de récupération des métaux à partir des DEEE. L'objectif, à cette étape, est la libération des métaux d'intérêt, la

préconcentration de ceux-ci et l'élimination des composants contenant des substances dangereuses. Cette étape se compose d'une série de traitements, ceux-ci variant d'une installation à l'autre (Bigum et al., 2012). Les paragraphes ci-dessous décrivent les étapes régulièrement mises en oeuvre. La figure 5 illustre une chaîne typique de prétraitement des DEEE. Au terme du prétraitement, plusieurs fractions de matériaux sont récupérées. On peut par exemple distinguer les quatre fractions suivantes : métaux ferreux, métaux non-ferreux, plastiques et résidus de traitement.

Le prétraitement menant inmanquablement à des pertes de matière, la libération complète de tous les éléments et le tri parfait des composants sont donc impossibles à obtenir, en particulier pour des composants complexes comme les cartes électroniques (Meskers et al., 2009).

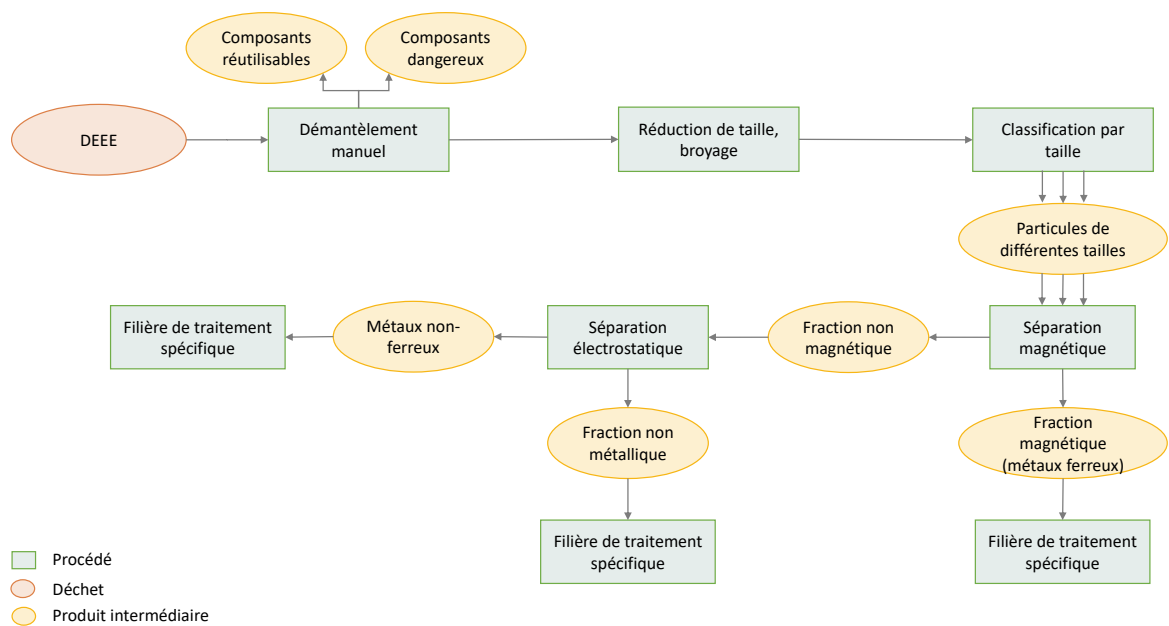


FIGURE 5 – Exemple d'une chaîne de prétraitement des DEEE, inspiré de (Kaya, 2016; Isildar et al., 2018)

Démantèlement et libération des composants

Le désassemblage ou démantèlement consiste en la séparation de composants ou ensembles de composants des DEEE. Il peut être sélectif ou non, et manuel, automatique ou semi-automatique (Kaya, 2016). Cette étape permet notamment d'écarter les composants dangereux, tels que les batteries et les condensateurs, composants qui sont ensuite traités dans des installations dédiées. Il est également possible de récupérer de la sorte des composants pouvant être réutilisés, et la réutilisation est en principe privilégiée par rapport au recyclage, selon l'échelle de Lansink (Figure 4).

Plusieurs études ont démontré que le démantèlement manuel permet de récupérer des fractions de matériaux plus importantes en sortie de la chaîne de recyclage (Chancerel et al., 2009; Bachér et al., 2015). En particulier, le broyage et le concassage peuvent engendrer des pertes de métaux précieux importants (Menad, 2016).

Cependant, le démantèlement manuel est difficilement rentable d'un point de vue économique dans les pays développés étant donné le coût de main d'oeuvre élevé (Isildar et al., 2018).

Réduction de taille et tri

Après libération des composants, les DEEE sont ensuite généralement soumis à un traitement de réduction de taille : le broyage ou concassage. Cette étape est essentielle pour permettre la libération des métaux contenus dans les différents composants électroniques. Elle est généralement suivie d'une étape de tri des particules en fonction de leur taille, par tamisage. Les concentrations en éléments métalliques sont différentes dans les fractions de tailles différentes résultant de ce tri.

Séparation physique

Plusieurs méthodes permettent ensuite de séparer différentes fractions de matériaux. On peut citer notamment la séparation magnétique, séparation électro-statique et la séparation par gravité.

La séparation magnétique peut être utilisée pour séparer les particules métalliques magnétiques (métaux ferreux) des particules non-magnétiques.

La séparation électro-statique, ou la séparation par courants de Foucault, permet de séparer les matériaux selon leur conductivité électrique (Ghosh et al., 2015). Il est possible de cette façon de séparer notamment l'aluminium, dont la conductivité est la plus élevée des métaux non-ferreux présents dans les DEEE (Agence de l'Environnement Et de la Maitrise de l'Energie (ADEME), 2008), du cuivre et d'autres résidus métalliques non-ferreux.

La séparation des particules par gravité dépend de la densité et de la taille des particules. Cette méthode permet de séparer les matériaux sur base de leur mouvement relatif en réponse à la gravité dans un fluide (Isildar et al., 2018).

1.2.3 Filières de traitement spécifiques

Les filières de traitement spécifiques ont pour objectif de produire de la matière première secondaire ou d'effectuer de la valorisation énergétique à partir d'une ou plusieurs fractions de matériaux issues du prétraitement. Les principales filières de traitement spécifiques sont décrites dans les paragraphes suivants.

Métaux ferreux

Les fractions de métaux ferreux des DEEE, principalement constituées d'acier (Lehmann et al., 2007) sont envoyées vers la filière sidérurgique (Meskers et al., 2009). L'acier est théoriquement recyclable à l'infini. Il y a deux filières principales pour la production d'acier : la filière fonte ou production primaire (hauts-fourneaux et aciéries à oxygène) et la filière électrique ou production secondaire (four électrique). Bien qu'une partie de l'acier soit recyclée au sein du procédé de production primaire, où de l'acier est produit à partir de minerai de fer, c'est principalement la filière électrique qui est utilisée pour recycler l'acier.

Métaux non-ferreux

Parmi les métaux non-ferreux, on peut généralement séparer l'aluminium et le cuivre, constituants importants des DEEE. La fraction d'aluminium est envoyée vers des raffineries d'aluminium et la fraction de cuivre peut être traitée au sein de la filière qu'on appellera "traditionnelle" du cuivre ou encore dans des fonderies intégrées, notamment utilisées pour le recyclage des circuits imprimés.

Aluminium L'aluminium peut théoriquement être recyclé à l'infini par un processus très peu énergivore par rapport à la production primaire. Le recyclage de l'aluminium dépend de la provenance du matériau : selon le mélange et la composition, les déchets d'aluminium peuvent être simplement refondus, si leur composition est connue et bien définie, ou raffinés.

La matière que l'on retrouve dans les produits en fin de vie ou "old scrap", est généralement traitée par les raffineurs et le traitement comprend un prétraitement (concassage, retrait d'éventuelle peinture, déshuilage, etc.), puis la fonte et le coulage. Il s'agit de la filière de production d'alliage de fonderie (European Aluminium Association, 2013).

Cuivre Le recyclage ou production secondaire de cuivre utilise des procédés similaires aux procédés de production primaire.

La production primaire de cuivre peut se faire, après extraction du minerai, par deux voies différentes, la voie pyrométallurgique ou la voie hydrométallurgique en fonction du minerai en présence, sulfuré ou oxydé. Dans les deux filières, le métal est concentré pour atteindre une pureté suffisante à son utilisation dans l'industrie. Dans la filière pyrométallurgique, le minerai est d'abord tamisé, concassé et broyé et concentré par flottation. Il est ensuite soumis à plusieurs traitements thermiques et finalement affiné par électroraffinage. Dans la filière hydrométallurgique, le minerai est dissous (étape de lixiviation) avant d'être soumis à l'étape d'électroextraction. Les deux filières résultent en la production de cathodes de cuivre, qui peuvent ensuite subir d'autres traitements (alliage, moulage ou extrusion, etc.).

En 2017, selon (International Copper Study Group (ICSG), 2018), la production mondiale de cuivre était assurée à 84% par la filière pyrométallurgique.

En fonction de la pureté du "old scrap", celui-ci peut réintégrer la chaîne de production du cuivre par voie pyrométallurgique à différents niveaux (haut-fourneau, convertisseur ou four anodique) (International Copper Study Group (ICSG), 2018; European Copper Institute, 2018).

Fonderies intégrées La plupart des techniques de recyclage des circuits imprimés permettent uniquement de recycler certains métaux qu'ils contiennent, le reste des débris de la carte étant envoyés à la décharge ou à l'incinérateur (Kaya, 2016).

Pour le recyclage, les traitements peuvent être de deux types : pyrométallurgiques ou hydrométallurgiques (Kaya, 2016). Dans le premier cas, les métaux sont fondus par l'action de la chaleur, dans le second, ils sont dissous par un liquide.

La fusion, procédé pyrométallurgique, est actuellement la meilleure technique disponible pour le recyclage des métaux non-ferreux (Isildar et al., 2018). Ce procédé peut notamment être mis en oeuvre au sein de fonderies intégrées de cuivre, qui utilisent une combinaison de procédés : une fonderie de cuivre ainsi qu'une fonderie de plomb (procédés pyrométallurgiques), suivies de procédés hydrométallurgiques et d'affinage électrochimique Isildar et al. (2018). Ce traitement est notamment mis en oeuvre par Umicore, à l'usine d'Hoboken en Belgique. Le procédé d'Umicore se base sur le cuivre, le plomb et le nickel comme métaux collecteurs et permet de récupérer 17 métaux différents, comme illustré à la figure 6 (Hagelüken, 2006). Les plastiques et résidus organiques contenus dans les intrants du procédé sont revalorisés en interne, notamment par valorisation énergétique. Les mâchefers ou résidus à la sortie du processus sont revalorisés dans la construction (Umicore Precious metals Refining, 2016).

Le graphique 7 illustre les taux de récupération des matériaux pour un procédé similaire à celui mis en oeuvre chez Umicore.

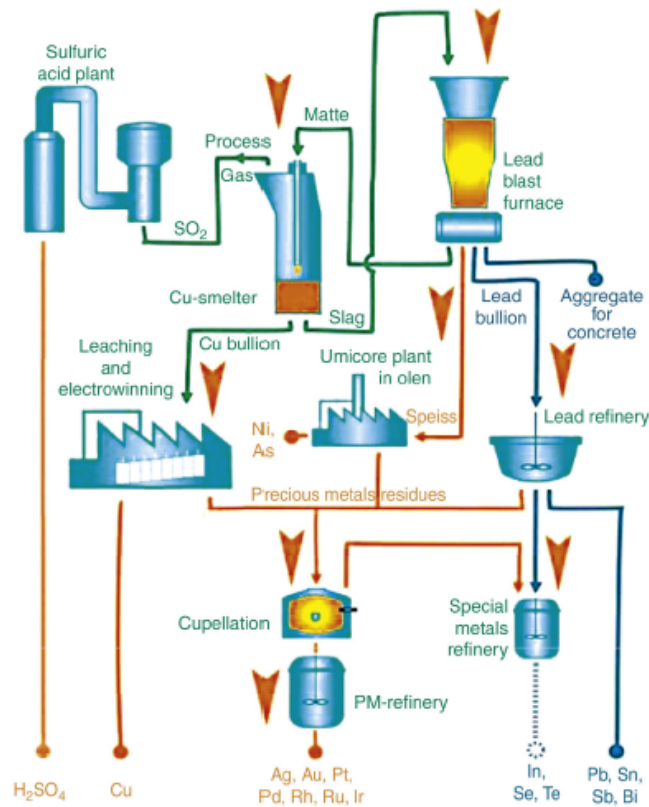


FIGURE 6 – Schéma du procédé intégré d'Umicore pour la fonte et le raffinage des métaux (Isildar et al., 2018)

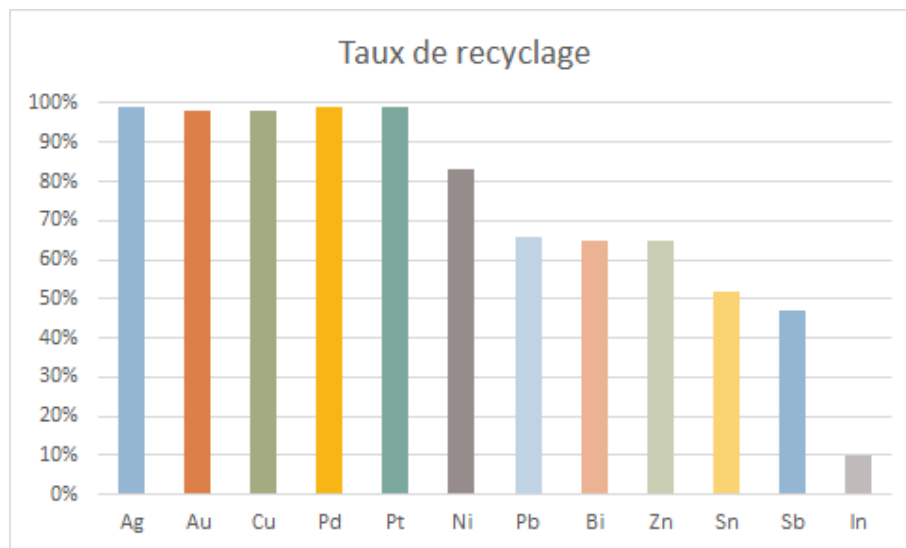


FIGURE 7 – Taux de récupération moyens des matériaux pour un procédé de fonte et raffinage de métaux précieux à partir de cartes électroniques, inspiré de (Chancerel and Marwede, 2016)

Plastiques

Les plastiques entrant dans la composition des EEE sont divers et on leur associe souvent des additifs tels que des stabilisateurs (thermiques et UV), des retardateurs de flammes, des colorants ou encore des fibres de verre ou de carbone pour les renforcer. Il s'agit aussi bien de thermoplastiques (par exemple : ABS, polystyrène, PVC) que de thermodurcissables (par exemple la résine époxy) (Buekens and Yang, 2014).

Un certain nombre de plastiques entrant dans la composition des DEEE peuvent théoriquement être recyclés. Ils peuvent en fonction des cas être séparés des autres fractions de matériaux par démantèlement manuel ou par une série de traitements mécaniques, par exemple basés sur les différences de densité des matériaux (Buekens and Yang, 2014; Ghosh et al., 2015). On différencie le recyclage "mécanique" et le recyclage "chimique". Le recyclage "mécanique" permet de transformer les déchets composés de thermoplastiques en matière première secondaire sans modifier de façon significative la structure chimique des plastiques. Ce type de recyclage nécessite de séparer les différents plastiques au préalable. Le recyclage "chimique" transforme, comme son nom l'indique, la structure chimique des déchets plastiques et convertit les polymères en molécules plus courtes, pouvant être utilisées pour former d'autres plastiques ou des combustibles (Buekens and Yang, 2014).

Cependant, une large fraction des plastiques n'est aujourd'hui pas recyclée pour différentes raisons comme la pollution des matériaux, l'absence d'infrastructures adaptées tant au niveau de la collecte et du tri que du recyclage, la non-viabilité économique du recyclage (Wasilewski and Siudyga, 2013). En Belgique, les plastiques peuvent alors être valorisés énergétiquement avec les déchets ménagers au sein d'un incinérateur de déchets. On parle parfois de recyclage "énergétique" (Buekens and Yang, 2014).

1.2.4 Situation en Région de Bruxelles-Capitale

Ce paragraphe a pour objectif de décrire de façon synthétique le principal système de gestion des DEEE en RBC, à savoir le système Recupel.

Pour la collecte et le traitement des DEEE, Recupel travaille avec des opérateurs publics et privés : il s'agit par exemple de Bruxelles-Propreté et de Sita pour l'étape de collecte des déchets. Une collaboration a également lieu avec les communes et les intercommunales ainsi qu'avec les commerçants et distributeurs. Les déchets domestiques peuvent enfin être déposés dans les parcs à conteneurs Recupel ou dans les centres de réutilisation s'ils fonctionnent encore.

Après leur collecte dans la filière Recupel, les DEEE sont regroupés dans un Centre de Transbordement Régional. A cette étape, on sélectionne les appareils pour la préparation au réemploi et on envoie le restant au centre de traitement. Un code de bonnes pratiques existe pour déterminer ce qui peut être proposé comme article de seconde main (Recupel, 2012).

Ensuite, les DEEE sont traités dans les centres de traitement. Le cahier des charges de Recupel impose à ceux-ci une dépollution manuelle des appareils avant tout traitement mécanique. A cette étape, un certain nombre de composants pouvant contenir des substances nocives tels que les piles ou batteries et les condensateurs sont retirés de l'appareil et envoyés vers des filières de traitement spécifiques. Les circuits imprimés de plus de 10 cm² doivent également être retirés (Recupel, 2012). Pour ces tâches particulières, Recupel travaille généralement avec de la main d'oeuvre issue de l'économie sociale (Recupel, 2012). Un prétraitement mécanique et une séparation en fractions de matériaux a ensuite lieu. Les opérations de prétraitement ainsi que le recyclage des composants et fractions de matériaux spécifiques ne sont pour la plupart pas effectuées sur le territoire de la RBC, à l'exception de BR Met et quelques petits opérateurs qui s'occupent notamment du tri ou du démantèlement de DEEE (PwC, 2012).

Les cartes électroniques sont généralement traitées dans des fonderies intégrées. Si Umicore ne traite pas les cartes électroniques dites "pauvres", les autres centres de recyclage récupèrent au minimum les métaux précieux et le cuivre à partir des cartes électroniques, métaux valorisables sur le marché.

Les fractions des DEEE qui ne sont pas recyclables, sont incinérées à l'issue du prétraitement, avec les déchets résiduels (Recupel, 2012). De la combustion de ces déchets, on récupère dans les incinérateurs modernes, comme c'est le cas pour l'incinérateur de Bruxelles, de l'énergie électrique et de l'énergie thermique. En effet, la vapeur de l'incinérateur est transformée en électricité d'une part, par une turbine à proximité de l'installation. D'autre part, de l'énergie thermique peut être récupérée et utilisée dans un système de chauffage urbain (Bruxelles-Energie, 2018). Enfin, certains résidus de traitement sont mis en décharge.

1.3 L'économie sociale et la gestion des déchets

1.3.1 Généralités sur l'économie sociale

La définition généralement admise en Belgique francophone pour l'économie sociale (ES) est celle du Conseil Wallon de l'Économie Sociale de 1990 (Concertation des organisations représentatives de l'économie sociale (ConcertES), 2008) : « L'économie sociale se compose d'activités économiques exercées par des sociétés, principalement coopératives, des mutualités et des associations dont l'éthique se traduit par les principes suivants :

- finalité de service aux membres ou à la collectivité plutôt que de profit,
- autonomie de gestion,
- processus de décision démocratique,
- primauté des personnes et du travail sur le capital dans la répartition des revenus. »

L'ES est composée d'une grande pluralité de structures et d'acteurs, actifs dans divers secteurs. Le noyau commun à ces sociétés est que leur but premier n'est pas lucratif (Centre interna-

tional de recherches et d'information sur l'économie publique, sociale et coopérative (CIRIEC), 2012) ou qu'elles tentent de concilier l'objectif de rentabilité de son activité avec des objectifs sociétaux (RDC-Environnement, 2008). En revanche, les entreprises d'économie sociale (EES) se distinguent entre elles notamment par (RDC-Environnement, 2008; Gonda, 2017) :

- leur secteur d'activité
- leur objectif sociétal principal : environnemental ou social
- leur structure juridique : association (ASBL, fondation, association de fait, mutuelle) ou société
- l'importance des subventions et des sources de financement propres

1.3.2 Situation en Région de Bruxelles-Capitale

En RBC, les EES peuvent être agréées par la région et bénéficier de subsides sous certaines conditions.

On peut notamment citer les agréments suivants :

- Entreprise d'Insertion (EI) et initiatives locales de développement de l'emploi (ILDE) : Les EI étant les structures commerciales et les ILDE les associations sans but lucratif. Ces structures doivent notamment pouvoir justifier qu'elles ont un minimum de travailleurs issus du public ciblé (demandeurs d'emploi sans qualifications particulières, chômeurs de longue durée, etc.), qu'elles ont établi un plan de formation et accompagnement social de leurs travailleurs.
- Entreprise de Travail Adapté (ETA) : Il s'agit des structures proposant des emplois prioritairement à des personnes handicapées.

La RBC finance pour les EI et les ILDE une partie des frais d'encadrement et de fonctionnement. En plus de cela, conformément à la mesure "Economie d'insertion sociale" (SINE), les EI, ILDE, ETA et d'autres catégories d'EES peuvent bénéficier de réductions forfaitaires lors du recrutement de certaines catégories de personnes et de primes de réinsertion de l'ONEM ou du CPAS (ou subsides salariaux) (Bruxelles économie et emploi, 2018a,b).

1.3.3 L'ES et les DEEE

Des acteurs de l'économie sociale sont actifs dans le secteur de la récupération et du recyclage pour différents types de déchets.

En particulier dans la gestion des DEEE en Belgique francophone, les EES sont présentes à plusieurs niveaux :

- Collecte et tri : Plusieurs EES sont notamment agréées en tant que centres de transbordement régionaux par Recupel. D'autres acteurs de l'ES, hors du réseau Recupel, sont également actifs au niveau de la collecte des DEEE, notamment à des fins de réutilisation

(RDC-Environnement, 2008). Des acteurs de l'ES s'occupent en particulier de collectes préservantes des DEEE (Gonda, 2017).

- Préparation au réemploi : Des EES sont également en charge de la préparation au réemploi de DEEE (reconditionnement, réparation) (RDC-Environnement, 2008). Certaines ES, comme c'est le cas de l'Ouvroir, intervenant dans le scénario de Recy-K pour les oblitérateurs, offrent également des services d'upcycling ou visant à la revalorisation de déchets.
- Prétraitement : Enfin, des acteurs de l'ES interviennent pour la dépollution et le démantèlement manuel, plus ou moins fin, des appareils. Certains de ces acteurs font partie de la filière Recupel (Recupel, 2012).

L'entreprise CF2D, autre partenaire du projet de Recy-K, est active au niveau de la collecte, de la préparation au réemploi ainsi que du prétraitement par démantèlement manuel.

Chapitre 2

Méthodologie

Le présent chapitre décrit le cadre méthodologique utilisé dans ce mémoire pour répondre aux objectifs de recherche définis au début de ce travail.

La première partie décrit brièvement la méthode de l'analyse de cycle de vie et les exigences méthodologiques pour ce type d'étude (section 2.1).

La deuxième partie met en évidence les particularités de cette méthode lorsqu'appliquée à la gestion de fin de vie et les choix méthodologiques généralement opérés dans ce cas précis (section 2.2). Enfin, le principe de monétarisation des impacts environnementaux est introduit (section 2.3).

2.1 Analyse de cycle de vie

2.1.1 Généralités

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation environnementale multi-critères d'un système sur l'ensemble de son cycle de vie. Le cycle de vie étudié comprend généralement les étapes depuis l'extraction des ressources, la production et la distribution, l'utilisation, jusqu'à la fin de vie du système.

La méthode se base sur la quantification des émissions et ressources consommées tout au long de la vie d'un produit, service, organisation ou procédé, et les impacts qui en résultent sur l'environnement et la santé des individus (Institute for Environment and Sustainability, 2010b). Les résultats sont exprimés en termes d'impacts potentiels, qui sont des indicateurs pour les effets réels, à l'échelle globale et locale.

Les normes ISO 14040 et 14044 encadrent l'analyse de cycle de vie, la première définissant les principes et le cadre de l'étude, la seconde précisant les exigences relatives à l'ACV et les lignes directrices pour son utilisation.

La norme ISO 14040 identifie quatre étapes à une étude de type ACV (Figure 8) :

1. Définition des objectifs et du champ de l'étude (Goal and scope definition)
2. Inventaire du cycle de vie (LCI)
3. Evaluation des impacts (LCIA)
4. Interprétation des résultats

Ces étapes sont brièvement décrites dans les points suivants.

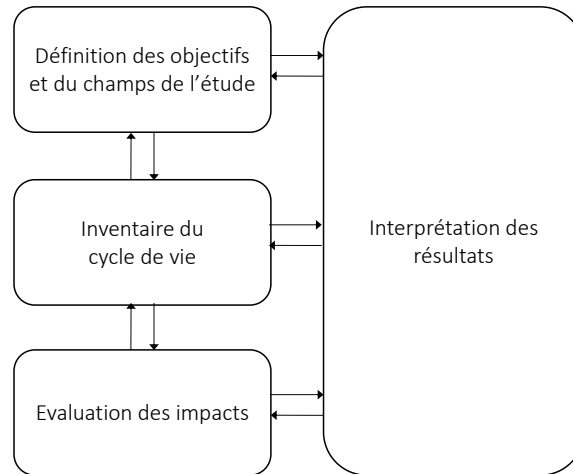


FIGURE 8 – Les quatre grandes étapes d'une étude de type ACV, inspiré de (International Organization for Standardization, 2006a)

2.1.2 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Objectifs L'étape de définition des objectifs de l'ACV est cruciale, car elle conditionne largement les résultats de l'étude. Il s'agit de définir de façon claire et inambigüe la question de recherche et les applications prévues pour les résultats ainsi que les destinataires.

Champ de l'étude Le champ de l'étude décrit précisément le système, et en particulier ses limites. On détermine les frontières de la modélisation ainsi que le niveau de détail. Il s'agit de définir clairement quels procédés unitaires sont inclus dans le système et lesquels sont omis (International Organization for Standardization, 2006a).

Une unité fonctionnelle cohérente doit également être définie à cette étape. Il s'agit de décrire de façon quantitative l'objet de l'ACV par sa fonction ou le service qu'il fournit à l'utilisateur. Celle-ci dépend largement du sujet de l'étude ainsi que des objectifs définis (Institute for Environment and Sustainability, 2010b). Pour pouvoir faire une comparaison juste de deux systèmes, il est indispensable que ces deux systèmes offrent la même fonction. L'unité fonctionnelle sert de

base pour la collecte des entrées et des systèmes à l'étape de l'inventaire (Hauschild and Barlaz, 2010).

A cette unité fonctionnelle est associé un flux de référence, qui exprime le flux physique requis par le système étudié pour remplir la fonction exprimée par l'unité fonctionnelle (International Organization for Standardization, 2006a).

Modélisation L'utilisateur a également le choix à cette étape entre les deux grands types de modélisation existant : la modélisation attributionnelle (également appelée descriptive) et la modélisation conséquentielle (également appelée orientée vers le changement).

L'ACV attributionnelle décrit les impacts environnementaux potentiels à attribuer à un système de production existant. Dans cette modélisation, les entrées et sorties sont attribuées à l'unité fonctionnelle du système de production en liant et/ou en partitionnant les procédés du système suivant une règle normative. Il s'agit de représenter les relations physiques entre les chaînes d'approvisionnement.

L'ACV conséquentielle quant à elle a pour objectif d'identifier et de décrire les conséquences d'une décision. Dans cette modélisation, les activités d'un système de production sont liées dans la mesure où elles pourraient être modifiées à la suite d'un changement de la demande ou de l'offre pour l'unité fonctionnelle. Une modélisation conséquentielle inclut tous les procédés affectés, sur base de modèles économiques ou mécanismes du marché, même s'il n'existe peut-être pas de relation physique entre ces procédés (United Nations Environment Programme, 2011).

La figure 9 illustre ces deux approches.

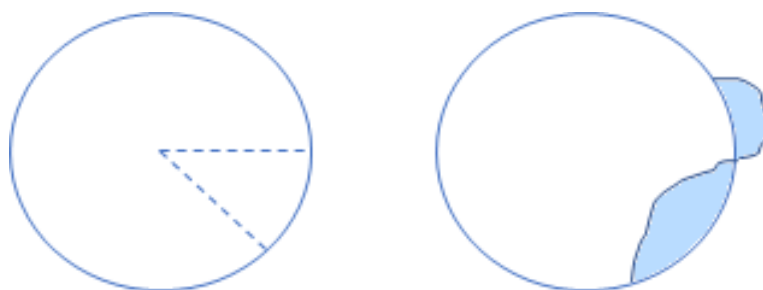


FIGURE 9 – Représentation schématique des approches attributionnelle et conséquentielle. Les cercles représentent l'ensemble des charges environnementales. L'approche attributionnelle (à gauche) attribue une partie de ces charges au système de production considéré. Dans l'approche conséquentielle (à droite), ces charges sont modifiées à la suite de la décision à laquelle on s'intéresse. Basé sur (Weidema, 2003)

Le Institute for Environment and Sustainability (2010b) recommande l'utilisation de l'une ou de l'autre méthode en fonction du contexte de décision lié à l'étude :

- Est-ce que l'étude est supposée ou non appuyer un choix, une décision par rapport au

système étudié ? On distingue sur cette base les études portant sur des décisions futures et les études davantage descriptives de la situation passée ou présente.

- Si c'est le cas, quelle est l'étendue des changements que la décision implique sur le système étudié et les systèmes liés, via les mécanismes de marchés ? On distingue ainsi des changements à "petite échelle" et des changements à "grande échelle".

Dans le cas de l'analyse descriptive et de l'analyse en support à une décision à "petite échelle", l'ACV attributionnelle est recommandée. En support à des décisions à "grande échelle", on recommande plutôt l'ACV conséquentielle.

Multifonctionnalité et allocation La plupart des procédés industriels génèrent plus d'un produit ou recyclent des produits intermédiaires ou rebuts. On parle de processus multifonctionnels, dans lesquels les cycles de vie de différents produits sont interconnectés. Des choix doivent alors être effectués concernant l'attribution des impacts aux différents produits. C'est ce qu'on appelle l'allocation des impacts.

Les procédures d'allocation incluent les méthodes d'allocation en tant que telles mais aussi les méthodes permettant d'éviter l'allocation.

La norme ISO 14044 recommande la procédure suivante pour l'allocation (International Organization for Standardization, 2006b) :

1. L'allocation devrait être évitée dans la mesure du possible, en divisant le procédé élémentaire en plusieurs sous-procédés distincts ou en étendant les limites du système pour intégrer les fonctions liées aux co-produits ;
2. Si l'allocation ne peut être évitée, les intrants et sortants du système devraient être distribués entre les différents produits d'une façon qui reflète les relations physiques entre ceux-ci.
3. Si l'allocation ne peut être basée sur une relation physique entre les produits, elle devrait être basée sur un autre type de relation entre les produits, par exemple économique.

Autres choix méthodologiques C'est aussi à cette étape que sont posés d'autres choix méthodologiques liés à l'étude, comme les choix concernant :

- Le système de référence : il s'agit de définir un système qui servira de base de comparaison.
- Les catégories d'impact et la méthodologie d'évaluation d'impact : ce point est détaillé davantage dans la section 2.1.4.

2.1.3 Inventaire du cycle de vie

L'étape de l'inventaire du cycle de vie englobe la collecte des données utiles à l'étude ainsi que les procédures utilisées pour quantifier les entrées et sorties pertinentes du système. Les données récoltées doivent en principe être validées et l'influence du choix de certaines données

peut être étudiée dans des études d'incertitude et de sensibilité a posteriori. En outre, il s'agit d'un processus itératif : tout au long de la collecte des données peuvent apparaître de nouvelles exigences et limites sur les données, qui exigent d'adapter la collecte en conséquence.

Pour chaque procédé élémentaire du système, les données à récolter peuvent être catégorisées en (International Organization for Standardization, 2006a) :

- apports d'énergie, de matière première, de produits auxiliaires et autres entrées physiques du système ;
- produits, co-produits et déchets ;
- émissions dans l'air, l'eau et le sol ;
- autres aspects environnementaux.

Dans l'énorme majorité des cas, toutes les données spécifiques au système étudié ne sont pas disponibles. Il s'agit alors également d'identifier les ensembles de données génériques, issues de bases de données telles que Ecoinvent, qui seront utilisés.

2.1.4 Evaluation des impacts

Cette phase d'une ACV consiste à traduire les entrées et sorties du système décrites dans l'inventaire en résultats d'indicateurs d'impact, liés à la santé humaine, à l'environnement naturel et à l'épuisement des ressources (Institute for Environment and Sustainability, 2011).

Sélection des catégories d'impact, classification et caractérisation Il s'agit dans un premier temps de choisir les catégories d'impact pertinentes pour l'analyse et les indicateurs utilisés pour quantifier les impacts dans chacune d'elles (par exemple, la catégorie « changement climatique » et l'indicateur « potentiel de réchauffement global » (global warming potential ou GWP en anglais).

Il s'agit ensuite d'identifier les données de l'inventaire pertinentes pour chaque catégorie d'impact et d'assigner les résultats de l'inventaire appropriés à celle-ci.

La caractérisation consiste à choisir la modélisation devant être appliquée pour évaluer l'importance relative de chaque contribution à l'impact global du système, et ce pour chaque catégorie d'impact. Elle définit des facteurs de caractérisation. L'objectif est d'exprimer l'impact par un score unique, dans une unité commune à toutes les contributions à la catégorie d'impact (par exemple, en kg CO₂ eq pour tous les gaz à effet de serre contribuant à la catégorie « changement climatique »). Ces deux premières étapes sont obligatoires (Institute for Environment and Sustainability, 2010a; McDougall et al., 2001). Elles sont illustrées à la figure 10.

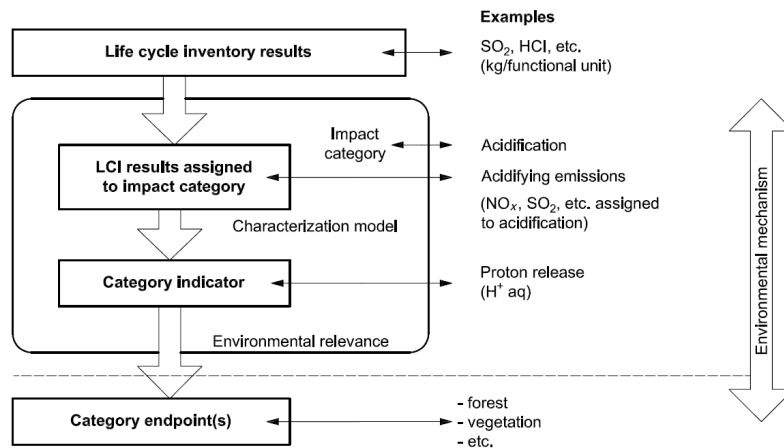


FIGURE 10 – Modélisation des impacts dans le cadre d’une ACV (International Organization for Standardization, 2006b)

L’évaluation des impacts peut être faite à deux niveaux du chemin d’impact : midpoint ou endpoint. Comme c’est illustré à la figure 11, chaque élément de l’inventaire peut s’inscrire dans une ou plusieurs catégories midpoint, qui elles-mêmes contribuent à une ou plusieurs catégories endpoint. En général, les indicateurs choisis à proximité des résultats de l’inventaire, le long du chemin d’impact (indicateurs midpoint) présentent une incertitude plus faible que les indicateurs endpoint. En revanche, ces derniers sont parfois plus faciles à appréhender et interpréter par les décideurs (Institute for Environment and Sustainability, 2010a).

Les catégories d’impact recommandées pour une ACV par le Centre commun de recherche européen sont les suivantes (Institute for Environment and Sustainability, 2010b) :

- Midpoint : Climate change, (Stratospheric) Ozone depletion, Human toxicity, Respiratory inorganics, Ionizing radiation, (Ground-level) Photochemical ozone formation, Acidification (land and water), Eutrophication (land and water), Ecotoxicity, Land use, Resource depletion (minerals, fossil and renewable energy resources, water).
- Endpoint : Human health, Natural environment, Natural resources.

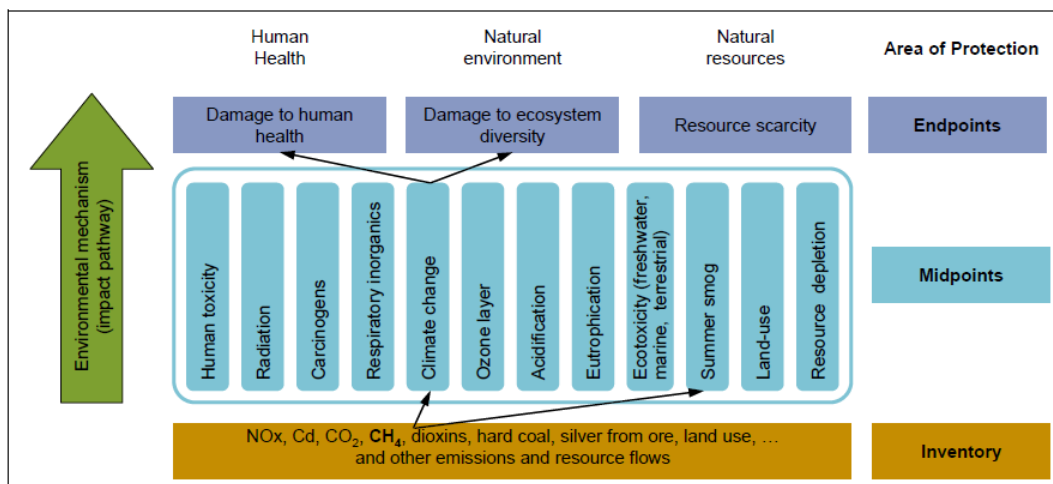


FIGURE 11 – Impacts au niveau midpoint et endpoint (Institute for Environment and Sustainability, 2010b)

Normalisation et pondération A ce stade, l'utilisateur peut choisir d'agréger ou non les indicateurs d'impact en un seul score environnemental. Les deux étapes présentées ci-dessous sont donc optionnelles.

La normalisation consiste à rapporter chaque score d'impact à une référence commune (par exemple, les impacts causés par une personne moyenne durant une année). Ensuite, la pondération permet d'accorder plus ou moins d'importance à chacune des catégories d'impact dans le calcul du score global. On peut ensuite décider d'agréger les résultats en un seul indicateur.

Ces deux étapes permettent de mieux comprendre l'importance relative des résultats pour les différents indicateurs. L'agrégation des indicateurs permet de simplifier la communication des résultats et de faciliter les choix entre les systèmes comparés. Cependant, tant la normalisation que la pondération des indicateurs d'impact relèvent de jugements de valeurs.

Méthode de caractérisation Il existe un large panel de méthodes de caractérisation des impacts prêtes à l'emploi. Elles diffèrent notamment par le niveau d'évaluation des impacts (midpoint ou endpoint), les catégories d'impact évaluées, la modélisation des voies d'impact (facteurs de caractérisation et éléments pris en compte) et l'horizon temporel considéré. Le choix de la méthode de caractérisation peut avoir un impact conséquent sur les résultats de l'analyse, c'est pourquoi une analyse de sensibilité peut être intéressante.

2.1.5 Interprétation

La dernière étape consiste en l'analyse des résultats de l'évaluation d'impacts.

Cette étape comprend (International Organization for Standardization, 2006b) :

- L'identification des enjeux importants ;
- Une évaluation de la complétude et de la cohérence de l'analyse et possiblement des études de sensibilité ;
- Les conclusions de l'étude ainsi que ses limites et des recommandations aux destinataires.

2.2 Application de l'ACV à la gestion en fin de vie

2.2.1 Limites du système

Dans le cas des ACV de produits, le cadre de l'étude englobe généralement toutes les étapes du cycle de vie d'un produit (cradle-to-grave), depuis l'extraction des matières premières, jusqu'à la gestion en fin de vie, en passant par les phases de fabrication, distribution et utilisation.

Le traitement des déchets peut, lui, être modélisé de deux façons. On peut d'une part le considérer comme une étape du cycle de vie du produit dont résulte le déchet, d'autre part considérer uniquement l'étape de traitement du déchet. On parlera dans ce travail d'ACV de gestion en fin de vie dans le deuxième cas.

Dans le cas des ACV de gestion en fin de vie, on s'intéresse au cycle de vie du déchet, à savoir toutes les étapes entre le moment où un produit devient un déchet et le moment où le déchet quitte le système de gestion des déchets (bin-to-grave). La directive européenne 2008/98/CE définit la notion de déchet comme « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». Par gestion des déchets, la directive entend « la collecte, le transport, la valorisation et l'élimination des déchets (...) ».

On considère que le déchet quitte le système de gestion des déchets lorsqu'il devient un matériau inerte mis en décharge, est converti en émissions dans l'air ou dans l'eau, ou encore, lorsqu'il retrouve une certaine valeur et perd ainsi le statut de « déchet ». On parle généralement de valeur au sens économique du terme. La définition précise de l'étape où un déchet reprend de la valeur et cesse d'être un déchet reste cependant difficile. Généralement, les matériaux récupèrent de la valeur une fois collectés et triés, mais parfois ce n'est le cas qu'après un certain traitement propre au matériau. Se pose alors la question de la prise en compte ou non de l'étape de recyclage à proprement parler, ce qui peut s'avérer d'autant plus complexe que l'industrie du recyclage est étroitement liée à l'industrie des matières premières (McDougall et al., 2001).

Seules certaines parties du cycle de vie du produit sous-jacent sont ainsi prises en compte dans le cas d'une ACV de gestion de fin de vie (McDougall et al., 2001). La figure 12 illustre les limites conventionnelles d'un inventaire dans une ACV de gestion de fin de vie.

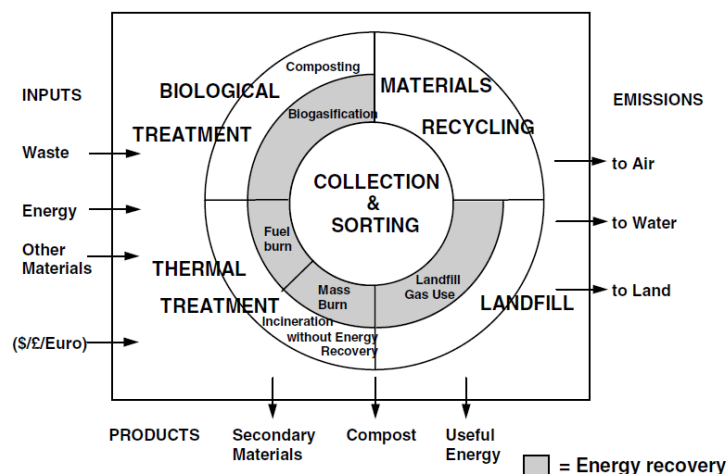


FIGURE 12 – Limites du système généralement admises pour une ACV de gestion de fin de vie (McDougall et al., 2001)

2.2.2 Unité fonctionnelle et flux de référence

Dans le cas des ACV de produits, l'unité fonctionnelle se rapporte à la sortie, c'est-à-dire au produit, du système de production. Il en est souvent différemment pour les ACV de gestion de fin de vie.

Parmi les ACV de gestion de déchets solides étudiées par (Laurent et al., 2014), l'unité fonctionnelle se rapporte généralement à l'entrée du système, à savoir le déchet à traiter, le flux global de déchets produits dans une certaine région pendant une certaine période de temps ou encore la quantité de déchets à l'entrée d'une installation de traitement. Les aspects suivants peuvent être considérés (Hauschild and Barlaz, 2010) :

- la quantité de déchets,
- leur composition,
- la durée du service de gestion des déchets,
- la qualité de celui-ci : respect des limites d'émissions.

Cependant, dans d'autres ACV étudiées, l'unité fonctionnelle des ACV de gestion de fin de vie se rapporte à la sortie du système, à savoir les produits dérivés du traitement des déchets comme la matière première secondaire ou l'énergie récupérée.

2.2.3 Multifonctionnalité et allocation

Recyclage et multifonctionnalité Dans le cas de la gestion en fin de vie et en particulier du recyclage, le problème d'allocation se pose généralement. En effet, le recyclage résulte en de la matière et/ou de l'énergie utilisée dans plusieurs produits : le produit primaire et le(s) produit(s) secondaire(s) (Ekvall and Tillman, 1997).

Modélisation du recyclage Afin de mieux appréhender la multifonctionnalité et l'allocation dans le cas du recyclage, nous allons différencier ici les notions de recyclage en boucle fermée et recyclage en boucle ouverte.

Le schéma le plus simple pour le recyclage est le recyclage en boucle fermée. Dans ce cas, le recyclage d'un produit fournit de la matière servant à la production d'un produit similaire. On peut citer par exemple le recyclage d'une bouteille en PET en bouteille en PET. Dans ce premier cas, l'allocation des impacts entre systèmes est relativement simple et on peut considérer qu'une quantité moindre de matière première "vierge" est nécessaire à la fabrication du produit, ce qui réduit généralement ses impacts.

Le deuxième schéma possible qui est aussi le plus répandu est le recyclage en boucle ouverte. Dans ce cas, une partie au moins des matériaux issus du recyclage d'un produit est utilisée à des fins différentes de la fabrication d'un produit similaire. On peut citer par exemple de l'acier issu d'un chantier de construction recyclé pour la fabrication d'autres produits en acier. Dans ce cas, les propriétés de l'acier utilisé dans les deux produits sont les mêmes. Le recyclage en boucle ouverte considère cependant aussi les matériaux qui subissent une perte de qualité au terme du recyclage, comme c'est le cas par exemple pour certains déchets inertés recyclés en soubassement de routes (Institute for Environment and Sustainability, 2011).

Approches d'allocation L'allocation des impacts dans les ACV de gestion de fin de vie est un sujet largement discuté. Ces impacts peuvent être attribués au système qui produit la matière recyclée ou système primaire, comme à celui qui l'utilise ou système secondaire.

Dans le cadre du recyclage en boucle ouverte, deux principales approches sont considérées face au problème d'allocation : l'approche basée sur le contenu recyclé ou "cut-off" et l'approche basée sur le recyclage en fin de vie ou "avoided burden" (Frischknecht, 2010).

Dans l'approche basée sur le **contenu recyclé** (cut-off), les impacts environnementaux liés à l'extraction des matières premières sont attribués au premier produit ou première utilisation du matériau, tandis que ceux liés à la collecte et au recyclage des déchets sont attribués au second produit. Les impacts positifs liés au recyclage n'impactent pas le système des matériaux recyclés.

L'approche basée sur le **recyclage en fin de vie** (avoided burden) considère en revanche que la part de matériau recyclé en fin de vie d'un produit détermine la part de matière première évitée ensuite. Par conséquent, les impacts environnementaux de la production de matière première évitée sont crédités au produit dont les matériaux sont recyclés.

La figure 13 illustre les deux approches.

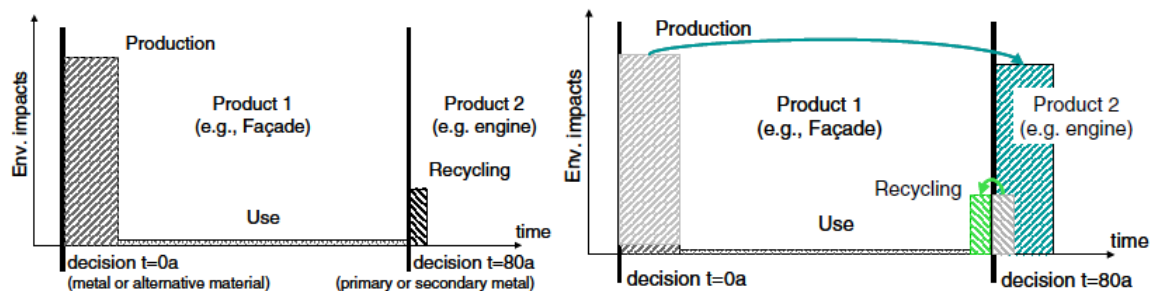


FIGURE 13 – Répartition des impacts environnementaux dans le cadre du recyclage en boucle ouverte : à gauche, approche basée sur le contenu recyclé, à droite, approche basée sur le recyclage en fin de vie (Frischknecht, 2010)

2.3 Monétarisation des impacts environnementaux

2.3.1 Principe de la monétarisation

La monétarisation consiste à convertir des mesures d'impacts et bénéfices biophysiques et sociaux d'un système en unités monétaires (Pizzol et al., 2015). Il s'agit en particulier de déterminer la valeur monétaire de biens pour lesquels il n'existe pas de marché (par exemple, l'air pur ou une forêt).

La monétarisation constitue un outil d'analyse et d'aide à la décision. Elle permet notamment de mettre en parallèle les coûts liés aux transactions financières avec les coûts liés aux dommages environnementaux. De cette façon, un score unique peut être construit pour un système, exprimé en valeur monétaire, et plusieurs alternatives peuvent être comparées entre elles sur base d'un seul critère. La monétarisation permet ainsi une vision plus globale des impacts et bénéfices liés à un système en prenant en compte toutes les composantes du développement durable (aspects économiques, environnementaux et sociaux) (Score LCA, 2017). On peut ainsi intégrer des enjeux sociaux et économiques dans des analyses coûts/bénéfices, fréquemment utilisées pour évaluer des projets d'investissements et des politiques.

Le principe de monétarisation est cependant l'objet de nombreuses critiques. Certaines remettent en question son principe, en soulevant les aspects éthiques de l'évaluation monétaire de toute chose (*Peut-on assigner une valeur à la vie humaine ou à la biodiversité?*). D'autres concernent sa faisabilité en pratique (*Comment assigner une valeur monétaire à toute chose?*) (Pizzol et al., 2015).

2.3.2 Méthodes de monétarisation

Sous le concept de monétarisation, on retrouve en réalité un large panel de méthodes (Pizzol et al., 2015) :

- **Les méthodes de préférences observées** : Ces méthodes se basent sur les mécanismes des marchés et les prix observés.
- **Les méthodes de préférences révélées** : Ces méthodes consistent à extrapoler les consentements à payer et à recevoir des individus (Willingness to pay, Willingness to accept) pour des biens hors marchés, à partir de marchés existants. On peut citer par exemple la méthode des prix hédonistes ou la méthode des coûts de déplacement.
- **Les méthodes de préférences déclarées** : Il s'agit de méthodes qui essaient d'estimer le consentement à payer et à recevoir pour éviter ou subir un certain dommage, dans des situations hypothétiques. On peut citer par exemple l'évaluation contingente.

Parmi ces méthodes, certaines s'intéressent uniquement à la valeur d'usage des biens, c'est-à-dire la valeur d'un bien liée à son utilisation (préférences observées et révélées) ; d'autres intègrent en plus la valeur de non-usage, c'est-à-dire la valeur qu'on peut accorder à un bien indépendamment de toute utilisation présente ou future (méthodes de préférences déclarées) (Ahloth, 2014). Toutes ces méthodes ne considèrent donc pas la valeur économique totale¹ pour l'évaluation des biens considérés.

2.3.3 Application de la monétarisation en ACV

Des méthodes ont été développées pour associer directement des valeurs monétaires ou impacts environnementaux évalués par l'ACV, depuis la fin des années 1990 (Score LCA, 2017).

Des facteurs de conversion peuvent être développés, sur base de méthodes existantes d'évaluation monétaire décrites brièvement ci-dessus. Actuellement, des jeux de facteurs de monétarisation pour l'ACV sont également disponibles pour permettre une conversion directe des résultats de l'ACV au niveau midpoint ou endpoint en valeurs monétaires.

Cependant des critiques peuvent également être faites par rapport à ces derniers, concernant notamment le caractère hétérogène des méthodes d'évaluation entre les différents indicateurs d'impact ou le fait que tous les enjeux environnementaux ne sont pas toujours couverts (Score LCA, 2017).

1. La valeur économique totale (VET) est un concept visant à mesurer de façon globale la valeur économique d'un actif naturel. Elle se compose de la valeur d'usage et la valeur de non-usage, elles mêmes pouvant être désagrégées en davantage d'éléments.

Chapitre 3

Analyse de cycle de vie : Cas des oblitérateurs de la STIB

Dans ce chapitre, une analyse de cycle de vie de la gestion en fin de vie des oblitérateurs est réalisée.

Dans une première partie (section 3.1), le déchet oblitérateur est décrit. Ensuite, les scénarios étudiés sont spécifiés (section 3.2). Ceci est nécessaire pour construire par la suite le système étudié.

Dans un second temps, la méthode de l'ACV est appliquée au système. D'abord, les grands choix et hypothèses méthodologiques sont exposées (section 3.3). La monétarisation des impacts est également discutée (section 3.4). Ensuite, sont détaillées les données d'activités et les données secondaires utilisées (section 3.5). Les résultats de l'ACV sont analysés et interprétés (section 3.6). Enfin, les hypothèses et résultats des analyses de sensibilité effectuées sont discutés (section 3.7).

La troisième et dernière partie de ce chapitre discute les aspects socio-économiques liés au système.

3.1 Description des oblitérateurs

Afin de procéder à l'analyse environnementale du scénario de fin de vie proposé par Recy-K, il est nécessaire de pouvoir décrire précisément le flux traité par ce scénario à savoir le flux composé de 2000 oblitérateurs. La structure et la composition d'un oblitérateur ont dès lors été étudiées.

Pour comprendre la structure de l'équipement, un oblitérateur a été demantelé, avec l'aide de CF2D, pour en extraire les principaux composants, comme cela est fait à l'étape du démantèlement manuel dans la chaîne de recyclage des oblitérateurs.

La composition de l'oblitérateur a elle été estimée sur base de la littérature. En effet, Recy-K et CF2D n'étaient pas en mesure de nous fournir des données détaillées sur la composition

de l'oblitérateur. Par ailleurs, une étude permettant de préciser la composition précise d'un tel équipement peut être très complexe et cette étape ne constituait pas l'objectif ultime du présent mémoire. Les méthodes utilisées et les hypothèses posées pour l'évaluation de la composition de l'oblitérateur sont détaillées ci-dessous.

3.1.1 Structure

L'oblitérateur étudié est composé des pièces suivantes :

- Un boîtier ;
- Une carte électronique pauvre¹, contenant une bobine de cuivre et un refroidisseur en aluminium ;
- Une transmission mécanique ;
- Une petite carte électronique pauvre, reliée à un petit écran ;
- Un moteur pas-à-pas, ou moteur permettant d'engendrer des déplacements incrémentaux à partir d'une impulsion électrique ;
- Une serrure.

3.1.2 Composition

La composition des DEEE varie fortement en fonction du type, du producteur et de l'âge du produit. L'oblitérateur étant un produit spécifique ayant fait l'objet de peu d'étude, sa composition probable a été établie sur base de la composition moyenne d'autres produits, supposés similaires.

Carte électronique

Les circuits imprimés, également désignés sous le nom de cartes électroniques, servent de support mécanique aux différents composants électroniques et permettent de les relier entre eux. La composition générale des cartes électroniques est la suivante (Ghosh et al., 2015; Priya and S., 2018) :

1. Un substrat isolant, le plus souvent constitué de résine époxy renforcée de verre
2. Une ou plusieurs couches conductrices, généralement en cuivre, imprimées sur le substrat. Les circuits imprimés peuvent être classifiés selon leur nombre de couches conductrices et la disposition de celles-ci.
3. Des composants électroniques fixés sur le substrat, notamment des circuits intégrés, des connecteurs, des condensateurs, etc.

1. Les cartes électroniques peuvent être classées en cartes pauvres, intermédiaires ou riches en fonction de leur contenu en métaux précieux.

Les matériaux qu'on peut extraire des circuits imprimés sont principalement de trois types (Bizzo et al., 2014) :

- Des métaux recyclables, comme le cuivre (Cu), l'aluminium (Al), l'étain (Sn) ainsi que des platinoïdes comme le palladium (Pd) et le platine (Pt) et des métaux précieux comme l'or (Au) et l'argent (Ag). Des métaux lourds comme le plomb et le cadmium rentrent également dans la composition de certains circuits imprimés. Les métaux précieux tels que l'or (Au), l'argent (Ag) et le palladium (Pd) font l'objet d'un intérêt particulier dans le cadre de la récupération de métaux à partir de DEEE (Lu and Xu, 2016) ;
- Des polymères, qui peuvent être recyclés ou valorisés énergétiquement ;
- Des céramiques, qui peuvent être réutilisées dans certains cas si elles sont débarrassées de contaminants potentiels.

A l'instar des DEEE, la composition des circuits imprimés est fort variable et dépend de leur source, du type de carte, du producteur et de la période de production (Isildar et al., 2018).

De nombreux auteurs ont étudié la composition des circuits imprimés issus de DEEE. En particulier (Oguchi et al., 2011; Priya and S., 2018; Bizzo et al., 2014) se sont intéressés au contenu en métaux de circuits imprimés issus de différents EEE, appartenant aux différentes catégories définies par l'UE. Cependant, aucune étude ne détaille un circuit imprimé d'oblitérateur ou d'un équipement similaire en particulier.

La composition des cartes électroniques de l'oblitérateur a été évaluée sur base de la composition moyenne d'une carte électronique pauvre décrite par (Chancerel and Marwede, 2016) et (Priya and S., 2018). Seuls les métaux et métalloïdes supposés pouvant être récupérés à l'issue du traitement ont été isolés :

- Le cuivre, le nickel, le plomb, l'antimoine, l'or, l'argent et le palladium, présents dans la fraction cuivre à l'issue du prétraitement ;
- L'aluminium et le fer, respectivement présents dans les fractions d'aluminium et de métaux ferreux à l'issue du prétraitement.

La procédure détaillée qui a mené à cette sélection est décrite dans l'annexe A.

La composition d'un circuit imprimé d'oblitérateur considéré dans l'étude est synthétisée dans le tableau 3.1.

Autres composants

La transmission mécanique de l'oblitérateur a été démantelée manuellement dans la mesure du possible, essentiellement par dévissage. Cela a permis d'évaluer de façon plus précise la composition en aluminium (85 % de la masse) et les résidus, constitués de câbles et d'éléments en plastiques (15 % de la masse) du composant.

Le plastique constituant le boîtier a été assimilé à de l'acrylonitrile butadiène styrène (ABS), plastique régulièrement utilisé pour les boîtiers de petits équipement ménagers équipés d'un

Catégorie	Pourcentage massique (%)	Elément	Pourcentage massique (%)
Métaux	29	Ag	0.052
		Au	0.007
		Cu	19.600
		Ni	0.430
		Pb	2.660
		Pd	0.001
		Sb	0.100
		Al	2.210
		Fe	3.570
		Autres métaux	0.720
Non métaux	71	Fibre de verre	30.900
		Résine epoxy	19.810
		Céramiques	10.840
		Retardateurs de flamme	9.100

TABLE 3.1 – Composition estimée du circuit imprimé de l’oblitérateur sur base de (Chancerel and Marwede, 2016)

Composant	Elément	Pourcentage massique au sein du composant (%)
Transmission mécanique	Aluminium	85
	Résidus plastiques	15
Moteur pas-à-pas	Aluminium	16.4
	Cuivre	9.0
	Acier	74.6
Serrure	Aluminium	100
Boitier	ABS	100

TABLE 3.2 – Composition estimée des autres composants de l’oblitérateur

moteur (Chancerel and Rotter, 2009). Il s’agit en effet d’un polymère thermoplastique (Buekens and Yang, 2014) présentant une relative rigidité, légèreté et pouvant être moulé. Il s’agit dans le cas de l’oblitérateur d’un plastique recouvert de peinture.

La composition du moteur a été assimilée à celle du moteur électrique de véhicule décrit dans la base de données EcoInvent (procédé "electric motor production, vehicle {RER}").

La composition de ces pièces est synthétisée dans le tableau 3.2.

Synthèse

Le poids total considéré pour l’oblitérateur est de 3653g. La répartition de la composition de l’oblitérateur entre les différentes fractions de matériaux est synthétisée à la figure 14.

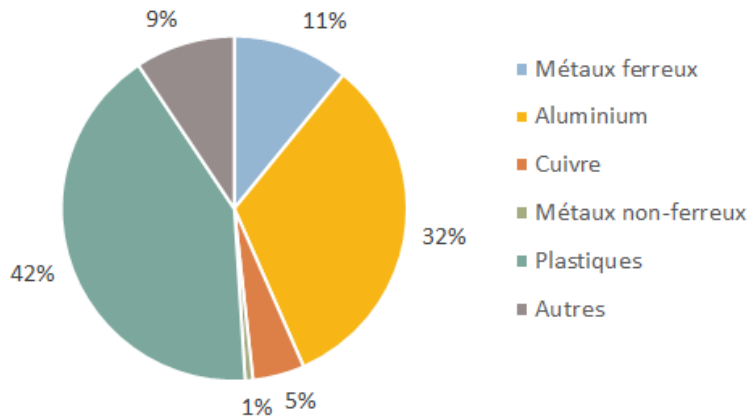


FIGURE 14 – Répartition massique de la composition de l'oblitérateur

3.2 Définition des systèmes

3.2.1 Introduction

Deux scénarios d'étude ont été définis dans ce travail. Le scénario principal correspond au scénario développé par Recy-K, qui s'inscrit dans une logique d'économie circulaire, en mettant l'accent sur la réutilisation et le recyclage des déchets, tout en faisant appel à des acteurs de l'économie sociale à certaines étapes du traitement.

Le second scénario, qui servira de référence au scénario principal et permettra de mettre en perspective les résultats obtenus, est un scénario conventionnel de traitement des déchets du même type en Belgique à l'heure actuelle. Il a été construit sur base de la revue de littérature effectuée au premier chapitre et des sets de données disponibles dans la base de données utilisée pour l'ACV.

Ces deux scénarios sont décrits plus en détails dans les paragraphes qui suivent.

3.2.2 Scénario de Recy-K

Dans le scénario de Recy-K (illustré à la figure 15), les oblitérateurs collectés par la STIB sont supposés transportés directement vers le site de Recy-K, où ils sont démantelés manuellement par l'entreprise d'économie sociale CF2D. Les différents composants sont ensuite traités comme suit :

- Les boîtiers orange sont récupérés par l'entreprise de travail adapté l'Ouvroir et remanufacturés en boîtes à clés.
- Les moteurs fonctionnels et les serrures sont mis de côté afin d'être réutilisés.
- Les cartes électroniques et les transmissions mécaniques sont envoyées chez le recycleur partenaire de CF2D à Anvers. Celui-ci rassemble un flux suffisant de composants pour

l'envoyer dans les entreprises spécialisées. Nous avons supposé que les transmissions mécaniques sont directement envoyées vers la filière de recyclage de l'aluminium. Pour les cartes électroniques, il a été supposé qu'elles sont ensuite envoyées vers un traitement permettant la récupération du cuivre et autres métaux, du type de celui utilisé à l'usine d'Umicore à Hoboken.

Pour les boîtiers, moteurs et serrures, une fin de vie est également prévue dans le scénario, pour les éléments considérés comme endommagés et n'étant pas réutilisés, ainsi que pour les éléments en état de fonctionnement, au terme de leur réutilisation. Les hypothèses émises par rapport à cette fin de vie sont détaillées dans la section 3.5.4

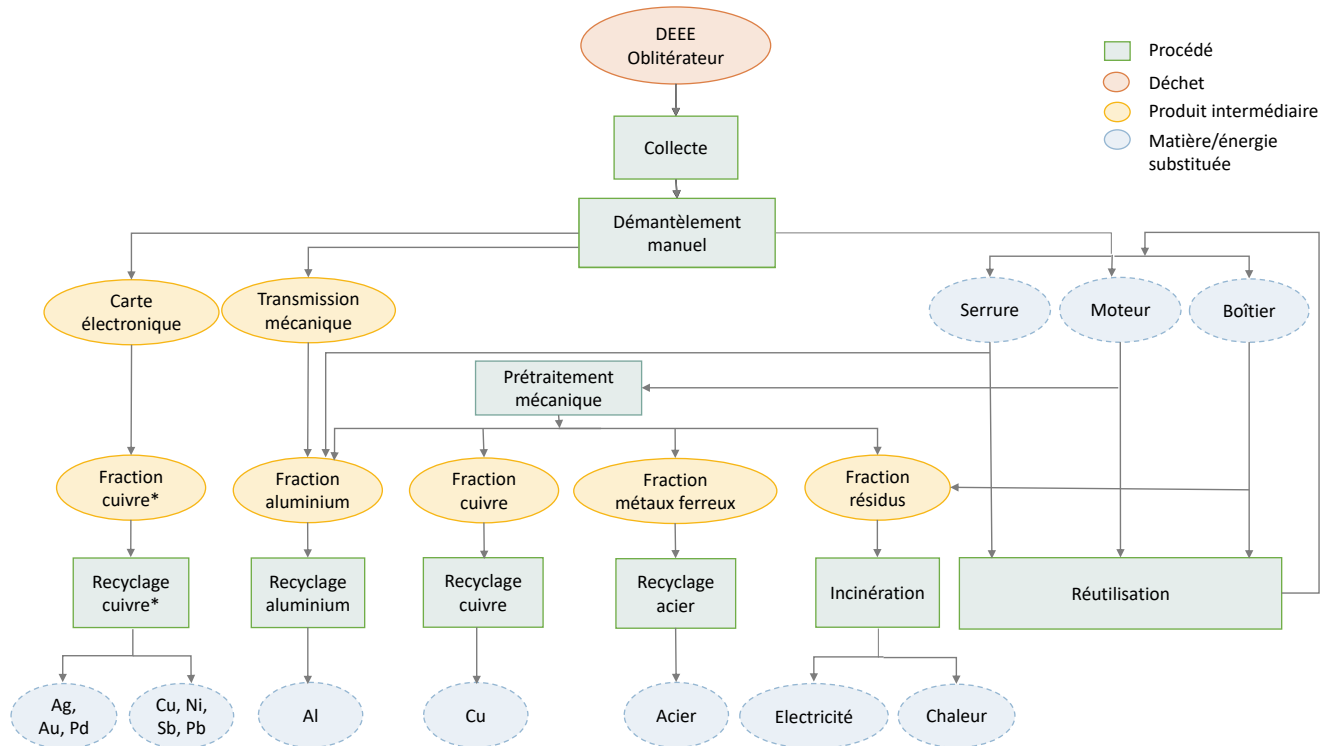


FIGURE 15 – Illustration du scénario de Recy-K

3.2.3 Scénario de référence

Dans le scénario de référence (Figure 16), les oblitérateurs collectés par la STIB sont supposés transportés directement vers un des centres de traitement partenaires de Recupel. Pour la fraction "AUT" de la classification Recupel, à laquelle appartient l'oblitérateur², 50% des appareils sont traités par l'entreprise Galloo, le flux restant étant réparti entre plusieurs autres opérateurs (Office Wallon des déchets, 2014; Galloo, 2018). C'est le centre de traitement de GalooMetal,

2. Les fractions de DEEE définies par Recupel sont les grands appareils ménagers (GB), les appareils de réfrigération et surgélation (RS), les lampes à décharge (LMP), écrans de TV et d'ordinateur (TVM), les détecteurs de fumée (DF) et les autres appareils (AUT).

situé à Menen en Belgique et considéré comme représentatif pour la Belgique, qui sera considéré dans cette étude.

Au centre de traitement, les équipements sont supposés triés. On ne suppose pas d'étape de dépollution ou de démantèlement manuel de l'équipement. Dans ce scénario, l'appareil est soumis à un concassage, suivi d'un broyage et d'un tri pour séparer les fractions de matériaux.

On suppose que les quatre fractions suivantes sont séparées en sortie du prétraitement mécanique : les métaux ferreux, l'aluminium, le cuivre et autres éléments métalliques non-ferreux et les résidus non-métalliques.

Ces différentes fractions sont ensuite supposées envoyées vers les filières de traitement suivantes :

- Recyclage de l'aluminium pour la fraction aluminium ;
- Fonderie intégrée pour la fraction cuivre ;
- Recyclage de l'acier pour la fraction de métaux ferreux ;
- Incinération avec récupération d'énergie pour les résidus.

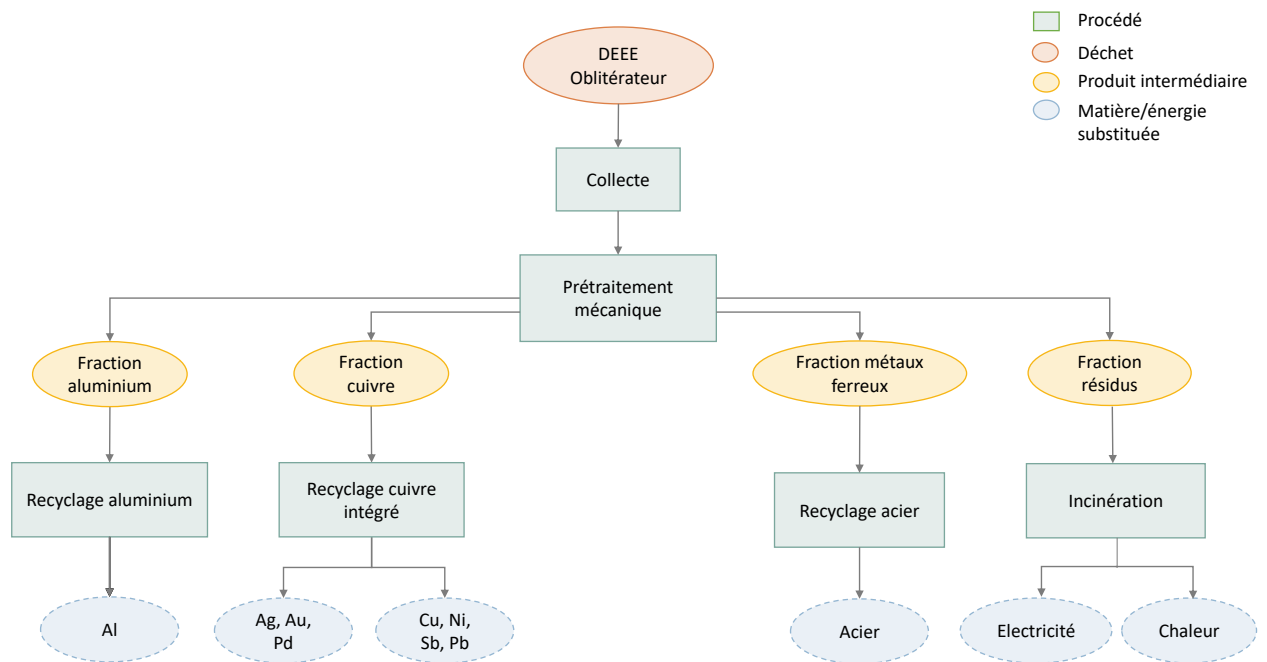


FIGURE 16 – Illustration du scénario de référence

3.3 Définition des objectifs et du champ de l'étude

3.3.1 Objectifs de l'étude

Les objectifs identifiés à l'analyse sont les suivants :

- Evaluer les performances environnementales du scénario de Recy-K pour la valorisation des anciens oblitérateurs STIB en fin de vie et montrer la répartition des impacts sur l'ensemble du scénario de gestion en fin de vie
- Comparer les impacts environnementaux du scénario de fin de vie de Recy-K par rapport aux impacts potentiels d'un scénario conventionnel de traitement des déchets du même type

Le but est ainsi d'acquérir une meilleure connaissance des aspects environnementaux liés à la gestion en fin de vie prévue pour les oblitérateurs.

L'application envisagée pour l'étude est de motiver le scénario prévu par Recy-K d'un point de vue environnemental et potentiellement identifier des perspectives d'amélioration de celui-ci. Bruxelles-Propreté est le destinataire premier de l'étude.

Dans un second temps, l'étude pourrait servir de référence pour des projets similaires de valorisation des déchets et plus généralement, encourager les initiatives alternatives dans le domaine.

3.3.2 Unité fonctionnelle et flux de référence

L'unité fonctionnelle considérée est la gestion en fin de vie d'un oblitérateur, tel que décrit dans les sections 3.1.1 et 3.1.2, en Belgique en 2018. Le flux de référence auquel seront ramenés les impacts a été défini comme 1kg de matière.

3.3.3 Type de modélisation

Nous avons considéré que cette étude n'a pas la vocation de supporter une décision pouvant impacter le système de gestion des DEEE considéré, ou des systèmes liés de façon importante. C'est pourquoi, nous avons fait le choix de la modélisation attributionnelle telle que définie au point 2.1.2.

3.3.4 Limites du système et allocation

On considère ici que le début du cycle de vie du déchet oblitérateur se situe au point où l'oblitérateur utilisé quitte son lieu de stockage préliminaire chez le détenteur de l'objet, la STIB, après regroupement des oblitérateurs depuis leurs lieux d'utilisation. Le cycle de vie considéré ici englobe ainsi la collecte des oblitérateurs depuis leur lieu de stockage préliminaire jusqu'au recyclage des différentes fractions de matériaux ou à leur incinération ou mise en décharge en

absence de recyclage. Le transport, y compris la collecte, et les infrastructures pour le traitement des déchets sont compris dans les frontières du système.

Etant donné l'orientation du scénario étudié, privilégiant la réutilisation et la revalorisation matière, l'approche « avoided burden » nous a semblé être le choix le plus approprié. Cette dernière attribue les bénéfices du recyclage au produit étudié en fin de vie et non aux produits fabriqués à partir des matériaux récupérés. De plus, il s'agit ici d'un scénario de fin de vie pour un déchet particulier issu d'un équipement qui n'est plus produit actuellement, et non d'aide à l'éco-design de produits, ce qui justifie également l'utilisation de cette approche.

Il est cependant important de mentionner que l'approche "cut-off" aurait l'avantage de s'affranchir du choix des matériaux substitués et de l'hypothèse implicite que les matériaux récupérés seront réutilisés. Le risque de l'approche « avoided burden » ici est de masquer dans une certaine mesure les impacts négatifs du traitement des déchets par des crédits environnementaux ou impacts positifs (Gonda, 2017).

3.3.5 Méthode d'analyse des impacts

Selon les études (Rodriguez-Garcia and Weil, 2016; Xue and Xu, 2017), les méthodes CML 2001 et Eco-Indicator (95 et 99) sont les plus utilisées pour les analyses ciblant le recyclage des DEEE. La méthode CML 2001 se focalise sur les impacts intermédiaires (midpoint), tandis que la méthode Eco-Indicator considère les impacts en fin de chaîne (endpoint).

La méthode sélectionnée ici est la méthode ReCiPe, dans sa version de 2016. Il s'agit d'une méthode issue des deux méthodes ci-dessus, intégrant ainsi les deux niveaux d'évaluation dans un cadre cohérent. Les indicateurs midpoint ont été choisis aussi près que possible des résultats de l'inventaire de cycle de vie, ce qui minimise l'incertitude sur les résultats à ce niveau-là. De plus, la méthode se base principalement sur des données européennes pour l'évaluation de ses facteurs d'impact (Institute for Environment and Sustainability, 2010a). Enfin, une monétisation est prévue pour les impacts midpoint et endpoint (Institute for Environment and Sustainability, 2010a), basée sur l'approche de préférences observées et la méthode des prix de marchés (Pizzo et al., 2015).

La méthode ReCiPe consiste en un ensemble d'indicateurs : 18 indicateurs intermédiaires et 3 indicateurs en fin de chaîne. Les catégories considérées ainsi que les chemins d'impacts tels que modélisés par cette méthode sont présentés à la figure 17. Les indicateurs ne seront pas agrégés étant donné que les facteurs de normalisation de la méthode ReCiPe sont en cours de révision.

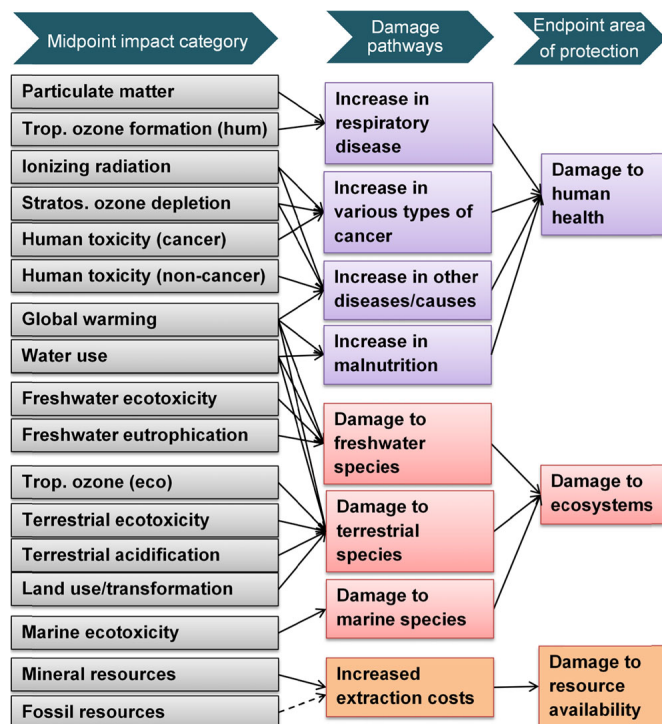


FIGURE 17 – Catégories et chemins d’impact dans la modélisation de ReCiPe (Huijbregts et al., 2017)

Pour choisir les catégories d’impact pertinentes, nous nous sommes basés sur ce qui a été fait dans d’autres études traitant de la gestion en fin de vie de DEEE. Même si les catégories d’impact utilisées varient fortement entre les études et qu’il est difficile de dégager une tendance générale, nous avons, sur base de (Xue and Xu, 2017), évalué les enjeux environnementaux adressés le plus souvent (voir Annexe B). Il s’agit, dans l’ordre, de l’épuisement des ressources abiotiques, du changement climatique, de la toxicité humaine, de l’acidification, de l’eutrophisation et de l’écotoxicité.

Dans cette étude, l’accent sera mis principalement sur les impacts en termes de ressources fossiles et minérales au niveau midpoint, puisque l’on s’intéresse en particulier aux bénéfices du recyclage et réemploi de déchets sur l’utilisation de ressources, et aux impacts en termes de changement climatique, étant donné l’urgence climatique. La toxicité pour l’humain et l’écotoxicité seront également considérées au vu des risques qu’un traitement inadéquat des déchets présente pour l’environnement et l’humain. Enfin, l’acidification et l’eutrophisation ont été rajoutées dans le cadre de l’analyse. Par ailleurs, les trois indicateurs endpoint seront considérés. Les tableaux 3.3 et 3.4 reprennent la liste des indicateurs ReCiPe midpoint et endpoint utilisés, ainsi que les facteurs de caractérisation correspondants.

Catégorie d'impact	Facteur de caractérisation	Unité
Epuisement des ressources abiotiques minérales	Surplus ore potential (SOP)	kg Cu eq
Epuisement des ressources abiotiques fossiles	Fossil fuel potential (FFP)	kg oil eq
Changement climatique	Global Warming Potential (GWP)	kg CO2 (air)
Toxicité humaine cancérigène	Human Toxicity Potential (HTPc)	kg 14 DCB (air urbain)
Toxicité humaine non-cancérigène	Human Toxicity Potential (HTPnc)	kg 14 DCB (air urbain)
Ecotoxicité terrestre	Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP)	kg 14 DCB (terre)
Ecotoxicité marine	Marine Ecotoxicity Potential (METP)	kg 14 DCB (eau de mer)
Ecotoxicité d'eau douce	Freshwater Ecotoxicity Potential (FETP)	kg 14 DCB (eau douce)
Acidification terrestre	Terrestrial Acidification Potential (TAP)	kg SO2 (air)
Eutrophisation marine	Marine Eutrophisation Potential (MEP)	kg N (eau de mer)
Eutrophisation d'eau douce	Freshwater Eutrophisation Potential (FEP)	kg P (douce)

TABLE 3.3 – Catégories d'impact ReCiPe midpoint considérées ainsi que leurs facteurs de caractérisation et les unités correspondantes, inspiré de (Huijbregts et al., 2017).

Catégorie d'impact	Unité
Santé humaine	DALY ³
Diversité des écosystèmes	species.year
Disponibilité des ressources	USD 2013

TABLE 3.4 – Catégories d'impact ReCiPe endpoint considérées ainsi que les unités correspondantes, inspiré de (Huijbregts et al., 2017).

La perspective choisie pour la méthode ReCiPe est la perspective hiérarchiste ou modèle consensuel (ReCiPe H)⁴

Pour évaluer l'impact du choix de la méthode d'analyse sur les résultats de l'étude, la méthode Eco-Indicator 99 (H) sera appliquée dans l'analyse de sensibilité et les résultats de l'évaluation seront comparés aux résultats endpoint obtenus par la méthode ReCiPe. La méthode Eco-Indicator 99 (H) considère les trois catégories d'impacts endpoint (Tableau 3.5).

Catégorie d'impact	Unité
Santé humaine	DALY ⁵
Qualité des écosystèmes	PDF.m ² year
Disponibilité des ressources	MJ surplus

TABLE 3.5 – Catégories d'impact Eco-Indicator considérées ainsi que les unités correspondantes, inspiré de (Goedkoop, Mark and Spriensma, Renilde, 1999).

3. DALY (Disability Adjusted Life Years ou Espérance de vie corrigée de l'incapacité) est un indicateur de la santé de la population qui mesure le nombre d'années de vie en parfaite santé qui ont été perdues.

4. Trois perspectives culturelles différentes existent dans la méthode ReCiPe, correspondant chacune à une série d'hypothèses et de choix méthodologiques : la perspective individualiste (I) basée sur l'intérêt à court terme et un optimisme par rapport à l'adaptation technologique ; la perspective hiérarchiste (H), la plus fréquemment utilisée et regroupant des hypothèses moyennes ; la perspective égalitariste (E) la plus préventive et prenant en compte la période d'application des impacts la plus longue ainsi que des types d'impacts qui ne sont pas encore totalement établis (Goedkoop et al., 2009).

3.3.6 Données

L'essentiel de la modélisation repose dans ce mémoire sur des données génériques issues de la littérature ou données secondaires, au vu de la quasi absence de données spécifiques au processus. Les procédés utilisés sont issus de la base de données EcoInvent 3.5.

A partir de la version 2.3 d'EcoInvent, deux sets de données sont proposés pour la modélisation attributionnelle, à partir des données brutes, c'est-à-dire des données où aucune allocation des co-produits n'a encore été faite : les données avec allocation au point de substitution (APOS) et les données avec cut-off par classification (Cut-off). Pour la modélisation choisie ici, à savoir « avoided burden », aucune des deux versions n'est réellement adaptée. Cependant, il n'est pas rare de trouver dans la littérature des ACV avec ce type de modélisation, utilisant un set de données « cut-off » (Gonda, 2017). C'est pourquoi ce dernier set de données a été choisi ici.

Parmi les données disponibles, les données belges et européennes (procédés et produits BE et RER) ont été privilégiées dans la mesure de leur disponibilité. Lorsque de telles données n'étaient pas disponibles, les données moyennes mondiales ont été considérées (procédés et produits GLO). Les choix s'écartant de ce schéma seront justifiés. Quelques adaptations ont également été faites au niveau des procédés et produits de la base de données utilisés. Les hypothèses, choix et adaptations opérés sont décrits dans les paragraphes suivants.

3.4 Monétarisation des impacts environnementaux

Une monétarisation des impacts environnementaux évalués par l'ACV a été envisagée dans ce travail. En effet, il aurait été intéressant de pouvoir comparer les coûts liés aux investissements financiers liés au scénario de gestion des oblitérateurs étudié aux coûts et bénéfices environnementaux de ce dernier.

A cette fin, les jeux de facteurs de monétarisation suivants, disponibles pour l'ACV ont été considérés : ECOTAX2002, ECOVALUE08, EPS, EVR, LIME et STEPWISE2006. Les méthodes sous-jacentes utilisées pour l'évaluation monétaire sont des méthodes de préférences déclarées, des méthodes de préférences révélées et des valeurs de marché, selon les jeux de facteurs. Certains sont dérivés des impacts au niveau midpoint, d'autres des impacts au niveau endpoint. Enfin, chacun est compatible avec une ou plusieurs méthodes de caractérisation des impacts. Les principales caractéristiques des méthodes évaluées sont présentées dans le tableau 3.6.

Les jeux de facteurs ECOTAX et ECOVALUE ont été analysés plus en détails car compatibles avec les méthodes d'évaluation CML et ReCiPe envisagées pour la caractérisation des impacts.

Finalement, il a été décidé de ne pas recourir à la monétarisation des impacts environnementaux. En effet, au delà des critiques générales que l'on peut adresser à de telles évaluations (voir section 2.3), les barrières suivantes ont été identifiées pour les jeux de facteurs considérés (Hall, 2015; Ahlroth and Finnveden, 2011; Score LCA, 2017) :

Jeu de facteurs	Méthodes d'évaluation monétaire	Méthode de caractérisation d'impacts
ECOTAX	Préférences révélées - valeurs monétaires politiques utilisées (taxes)	CML midpoint
ECOVALUE	Préférences déclarées, prix de marché	ReCiPe midpoint
EPS	Préférences déclarées - évaluation contingente, prix de marché, coûts évités	EPS endpoint
EVR	Coûts d'évitement	Midpoint, catégories d'impact recommandées par l'ILCD
LIME	Préférences déclarées	LIME endpoint
STEPWISE	Capital humain	STEPWISE endpoint

TABLE 3.6 – Jeux de facteurs de monétarisation des impacts pour l'ACV, basé sur (Score LCA, 2017)

- ECOTAX : valeurs basées sur le contexte suédois et applicable à d'autres contextes seulement dans l'hypothèse d'écotaxes similaires ; hypothèse forte que les taxes existantes reflètent les valeurs sociales actuelles et qu'elles sont cohérentes avec les objectifs de durabilité ;
- ECOVALUE : couverture incomplète des enjeux environnementaux étudiés (absence notamment de l'enjeu d'écotoxicité) ; hypothèse que les valeurs estimées sont compatibles avec des objectifs de durabilité.

Dans la mesure où les méthodes sous-jacentes à ces jeux de facteurs se basent au moins en partie sur les préférences observées (prix de marché) et révélées, on peut également leur reprocher d'intégrer seulement une partie de la valeur économie totale, à savoir la valeur d'usage des biens (voir section 2.3).

3.5 Inventaire du cycle de vie

Le processus de traitement des oblitérateurs en fin de vie peut être divisé selon les phases suivantes :

- La **collecte des oblitérateurs**. Cette phase correspond au transport des oblitérateurs depuis leur lieu d'utilisation jusqu'au lieu de prétraitement.
- Le **prétraitement** en fin de vie des déchets. Il s'agit du démantèlement manuel ou prétraitement mécanique des déchets avant que les composants ne soient transportés vers les entreprises spécialisées, prenant en charge le recyclage ou l'incinération et la mise en décharge.
- Le **recyclage ou l'incinération et la mise en décharge** des composants, y compris le transport depuis le site de prétraitement.

Scénario	Transport	Lieux	Distance (km)
Recy-K	collecte - prétraitement	Dépôt STIB à Bruxelles - Recy-K	0
	prétraitement - regroupement	Recy-K - Anvers	50
Référence	collecte - prétraitement	Dépôt STIB à Bruxelles - Galloo à Menen	100

TABLE 3.7 – Distances considérées pour les étapes de transport des oblitérateurs et composants avant les filières de traitement spécifiques

3.5.1 Collecte

Comme décrit au point 1.2.1, la collecte des DEEE peut être préservante ou non.

A priori, une collecte des déchets préservante est effectuée dans le scénario Recy-K pour garder les boîtiers et moteurs intacts, ce qui n'est pas nécessaire dans le scénario de référence. Cependant, en l'absence de données précises sur la collecte ayant réellement eu lieu, la même collecte a été supposée pour les deux scénarios étudiés.

Dans le scénario étudié, les anciens oblitérateurs ont été regroupés par la STIB et ensuite transportés vers le site de Recy-K à Bruxelles. Nous avons uniquement pris en compte le transport à partir du stock rassemblé par la STIB, le regroupement préliminaire étant a priori le même dans les deux scénarios.

Un transport a été considéré à l'étape de prétraitement, entre le lieu de collecte et le lieu de prétraitement manuel ou mécanique des déchets, ainsi qu'un transport entre le lieu de prétraitement et d'autres acteurs opérant avant les filières de traitement spécifique, tels qu'un recycleur regroupant des flux. Pour la suite des opérations, étant donné le peu d'informations disponibles sur les lieux de traitement des déchets considérés, les transports associés par défaut aux processus de la base de données ont été pris en compte.

Un transport par camion a été considéré dans tous les cas. Les camions généralement utilisés par les EES actives dans le secteur des déchets ont une capacité allant de 3,5 à 15 tonnes (RDC-Environnement, 2008). Pour représenter la flotte de véhicules actuelle, nous avons choisi un mix de véhicules aux normes EURO4, EURO5 et EURO6, mis sur le marché respectivement en 2006, 2009 et 2014.

C'est pourquoi les procédés EcoInvent choisis sont "Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO4 {RER}| market for", "Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RER}| market for" et "Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO6 {RER}| market for". En l'absence de données spécifiques, le taux de chargement et la consommation par défaut du set de données ont été considérés (à savoir 0,047 kg de diesel par tonne-kilomètre).

Les étapes de transport dans les deux scénarios sont synthétisées dans le tableau 3.7.

3.5.2 Prétraitement

Prétraitement mécanique Pour le prétraitement mécanique, le procédé EcoInvent "Waste electric and electronic equipment {GLO}| treatment of, shredding" a été utilisé. Ce procédé comprend l'infrastructure pour le traitement mécanique ainsi que la consommation énergétique pour l'ensemble des procédés de concassage et séparation des fractions de matériaux. L'infrastructure pour le traitement mécanique considérée par le processus (« mechanical treatment facility, waste electric and electronic equipment {GLO}|market for ») considère un site pour le prétraitement mécanique utilisant deux broyeurs, une séparation magnétique et une séparation par courants de Foucault.

Nous avons supposé, comme cela est fait dans le rapport EcoInvent (Hischier and St. Gallen, 2007), que le prétraitement mécanique considéré permet de séparer les 4 fractions suivantes :

- fraction de métaux ferreux
- fraction aluminium
- fraction d'autres métaux non-ferreux, dont le cuivre,
- résidus non-métalliques.

Cependant, la séparation de ces matériaux n'est pas parfaite. De plus, les coefficients de transfert des éléments vers les principales fractions à l'issue du prétraitement sont fortement influencés par la composition du DEEE en entrée du processus. Si des données existent dans la littérature pour certains types de DEEE, il est difficile d'estimer ces valeurs pour le déchet oblitérateur. Nous nous contenterons ici d'une estimation de ces coefficients de transfert, basée sur des valeurs moyennes issues de la littérature ((Chancerel et al., 2009; Bigum et al., 2012) pour les métaux précieux et (Hischier and St. Gallen, 2007) pour les autres éléments). Pour le nickel et l'antimoine, en l'absence de données, nous avons supposé 100% de matière dans la fraction d'où ces métaux pourront être récupérés, c'est-à-dire la fraction cuivre.

Les coefficients de transfert pour le prétraitement des principaux éléments considérés dans ce mémoire sont présentés dans le tableau 3.8.

Les quantités de matière récupérées à l'issue du prétraitement, dans le scénario de référence, ont été obtenues en multipliant les quantité de matière dans la composition estimée de l'oblitérateur (tableaux 3.1 et 3.2) par les coefficients de la matrice de transfert.

Cette matrice de transfert a également été utilisée pour estimer les fractions de matière à l'issue du prétraitement du moteur pas-à-pas dans le scénario de Recy-K.

Démantèlement manuel Pour le démantèlement manuel, seule l'infrastructure a été considérée dans ce travail. Le procédé EcoInvent utilisé ("Manual treatment facility construction, waste electric and electronic equipment, GLO") comprend l'utilisation d'espace et les impacts liés aux bâtiments ainsi que l'élimination des déchets du site. Vu que l'on considère qu'une telle infrastructure permet de traiter 2500 tonnes de déchets par an pendant 25 ans, les impacts liés

Coefficient de transfert (%)	Métaux ferreux	Aluminium	Cuivre	Résidus
Aluminium	0,5	82,6	4,9	12,0
Cuivre	0,9	5,0	78,2	15,9
Nickel	0,0	0,0	100,0	0,0
Plomb	1,2	1,2	80,0	17,6
Or	40,0	1,6	25,6	32,8
Argent	34,9	19,1	11,5	34,5
Palladium	23,0	1,0	25,6	50,4
Autres métaux non-ferreux	0,0	0,0	100,0	0,0
Métaux ferreux	95,0	1,0	1,0	3,0
Antimoine	0,0	0,0	100,0	0,0
Plastique	1,2	0,5	10,0	88,3
Verre	0,6	0,6	10,0	88,8
Autres non-métaux	0,0	0,0	0,0	100,0

TABLE 3.8 – Coefficients de transfert des principaux éléments vers les quatre fractions en sortie du prétraitement sur base de (Bigum et al., 2012) et (Hischier and St. Gallen, 2007)

à l'infrastructure ont été ramenés aux impacts par tonne de déchets traités et multipliés par la masse d'un oblitérateur pour estimer l'impact lié au démantèlement d'un oblitérateur.

On considère ici que le démantèlement manuel permet de séparer les pièces de l'oblitérateur décrites précédemment. On ne suppose pas de perte de matière à l'étape du prétraitement manuel, on considère donc ici des coefficients de transfert des matériaux de 100%.

3.5.3 Filières de traitement spécifique

Recyclage des cartes électroniques Pour le recyclage des cartes électroniques, autrement dit le recyclage de la fraction cuivre et autres métaux non-ferreux, le procédé d'EcoInvent a été considéré, étant donné un manque de données concernant spécifiquement le procédé d'Umicore. Il est composé des trois étapes suivantes, étapes pyrométallurgique, hydrométallurgique et d'affinage électrochimique, chacune permettant de récupérer une ou plusieurs fractions métalliques particulières :

- "Treatment of electronics scrap, metals recovery in copper smelter, RoW"
- "Treatment of metal part of electronics scrap, in blister-copper, by electrolytic ining, RoW"
- "Treatment of precious metal from electronics scrap, in anode slime, precious metal extraction, RoW"

Ce procédé a cependant été adapté, de la même façon que cela a été fait dans (Gonda, 2017), en donnant des crédits aux matériaux récupérés dans le procédé d'Umicore, avec les taux de récupération moyens présentés à la section 1.2.3. Les taux de récupération réels des matériaux

peuvent fortement dépendre de la composition des fractions en entrée du processus et des procédés considérés. Cependant, chez Umicore, différents échantillons de déchets sont mélangés en entrée du processus et il n'existe donc pas de données spécifiques à différents types de DEEE. Les chiffres utilisés ici sont donc soumis à une incertitude importante.

Pour les fractions non-métalliques résiduelles de la carte électronique, par manque de données sur la revalorisation de matière des mâchefers dans des matériaux de construction et la revalorisation énergétique, énergie utilisée directement par les processus d'Umicore, aucun crédit n'a été attribué à ces résidus.

Recyclage traditionnel du cuivre Pour le cuivre, nous avons considéré le procédé EcoInvent "Treatment of copper scrap by electrolytic refining, RER" qui considère en entrée du cuivre trié, comme c'est le cas dans notre scénario de référence, à l'issue du prétraitement mécanique sur le moteur pas-à-pas.

Ce procédé comprend la collecte de la fraction de cuivre, la fusion en haut-fourneau et dans un convertisseur ainsi que le raffinage thermique et hydrométallurgique du matériau. Ce procédé reprenant les étapes du recyclage du cuivre identifiées dans la littérature (voir section 1.2.3), il a été utilisé tel quel.

Recyclage de l'aluminium Nous avons pour le recyclage de l'aluminium considéré le raffinage, plutôt que la refonte, étant donné que la composition exacte de l'aluminium en fin de vie n'est pas connue. Les procédés EcoInvent utilisés ici sont ceux provenant de données de l'EAA (European Aluminium Association) :

- "Aluminium scrap, post-consumer, prepared for melting {RER}| treatment of aluminium scrap, post-consumer, by collecting, sorting, cleaning, pressing"
- "Aluminium, cast alloy {RER}| treatment of aluminium scrap, post-consumer, prepared for recycling, at refiner"

Le premier procédé correspond à la préparation au recyclage de l'aluminium par des procédés physiques et chimiques. L'aluminium est séparé d'éventuels autres matériaux contenus dans la fraction en entrée, ses éventuels revêtements sont retirés. Le second procédé inclut le raffinage de l'aluminium, l'alliage et le moulage.

Nous avons considéré uniquement le deuxième procédé dans notre modélisation, à savoir le raffinage à proprement parler, étant donné que les fractions d'aluminium sont supposées relativement pures (au minimum 85% en masse d'aluminium) alors que dans la modélisation EcoInvent, la fraction en entrée du processus est fortement polluée.

Recyclage de l'acier La fraction de métaux ferreux, principalement composée de débris d'acier, a été supposée traitée dans la filière de production d'acier par arc électrique (voir section 1.2.3). Le procédé utilisé est le suivant "Steel, low-alloyed {RER}| steel production, electric,

low-alloyed". Ce procédé représente un procédé moyen pour différents alliages.

Incinération Pour l'incinération du plastique et des résidus issus du prétraitement, nous avons considéré des procédés spécifiques au mix technologique en Suisse, mais basé sur un incinérateur à la pointe de la technologie, comme c'est le cas pour l'incinérateur de Bruxelles. En effet, l'incinérateur en question est un incinérateur avec récupération d'énergie (thermique et électrique) et extraction des cendres volantes.

Les procédés utilisés pour les différents matériaux supposés incinérés sont résumés dans le tableau 3.9.

Matériau	Procédé EcoInvent
Plastique	Waste plastic, industrial electronics {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction
Aluminium	Scrap aluminium {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction
Cuivre	Scrap copper {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction
Autres métaux non-ferreux	Residue from shredder fraction from manual dismantling {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction
Métaux ferreux	Scrap steel {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction
Verres et autres non-métaux	Residue from shredder fraction from manual dismantling {CH} treatment of, municipal incineration with fly ash extraction

TABLE 3.9 – Procédés EcoInvent utilisés pour l'incinération des plastiques et des résidus de prétraitement

3.5.4 Modélisation du réemploi

Pour les composants étant réutilisés (serrure, moteur et boîtier), des crédits ont été accordés pour l'extension de leur durée de vie, puisqu'on évite ainsi la production de nouveaux composants du même type. En revanche, les impacts de la fin de vie future des composants réutilisés sont alloués au système.

De plus, nous avons fait l'hypothèse que seuls 75% des moteurs démontés sont en état fonctionnel. Pour le boîtier et la serrure, une fraction fonctionnelle de 90% a été considérée. En effet, on considère que tous les composants peuvent subir des dégâts durant les étapes de collecte et de prétraitement. Les fractions qui ne sont réutilisées sont traitées en fin de vie et des crédits sont accordés pour la matière primaire et l'énergie évitée suite à la valorisation matière et énergie.

Le schéma 18 illustre la modélisation du réemploi choisie dans ce travail pour le moteur.

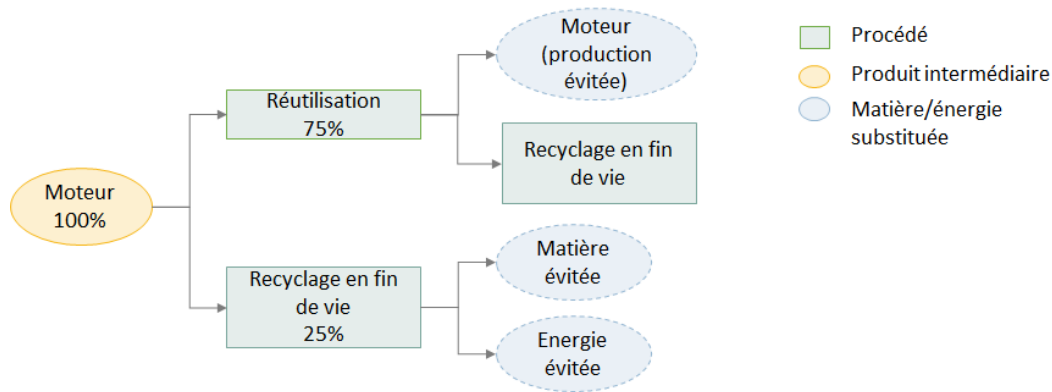


FIGURE 18 – Modélisation du réemploi, exemple du moteur pas-à-pas

Concernant la fin de vie des composants réutilisés, les hypothèses suivantes ont été effectuées :

- La coque en plastique, assimilé à de l'ABS (voir section 3.1.2) est supposée incinérée. En effet, même si l'ABS peut théoriquement être recyclé, il est dans le cas de l'oblitérateur pollué par la peinture orange. La mise en décharge n'était plus une option en Belgique pour les déchets banals, ce scénario a été rejeté également.
- Le moteur électrique est supposé prétraité mécaniquement. A l'issue du prétraitement, on suppose que la fraction cuivre est envoyée vers la filière de recyclage de cuivre "traditionnelle", la fraction aluminium traitée par la filière de recyclage de l'aluminium, la fraction métaux ferreux traitée par la filière de recyclage de l'acier et les résidus du prétraitement incinérés.
- La serrure, composée uniquement d'aluminium, est supposée recyclée dans la filière de recyclage de celui-ci.

3.5.5 Crédits environnementaux/Substitution

Etant donné le choix opéré pour la gestion de la multifonctionnalité dans ce travail, des crédits environnementaux doivent être alloués pour la récupération de matière et d'énergie.

Il est important de noter que le choix des matériaux primaires substitués est essentiel et peut influencer fortement les résultats. Il est donc essentiel d'avoir en tête la fonction de l'élément substitué.

Matière évitée

Le tableau 3.10 présente les procédés utilisés pour la substitution de matière première. Les quantités de matière évitée ont été calculées sur base des coefficients de transfert des matériaux pour le prétraitement et le traitement intégré du cuivre (voir 3.5.3 et 3.5.2). Dans les autres cas, les quantités de matière évitée ont été définies aux quantités récupérées par défaut dans les

Composant ou matériau	Procédé EcoInvent
Aluminium	Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market
Oxyde d'aluminium	Aluminium oxide {GLO} production
Cuivre	Copper {GLO} market for
Nickel	Nickel, 99.5% {GLO} market for
Plomb	Lead {GLO} market for
Or	Gold {GLO} market for
Argent	Silver {GLO} market for
Palladium	Palladium {GLO} market for
Acier	Steel, low alloyed {GLO} market for
Serrure	Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market
Boîtier	Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} production
Moteur	Electric motor, vehicle {RER} production

TABLE 3.10 – Procédés EcoInvent utilisés pour la substitution de matière

procédés EcoInvent.

Les hypothèses effectuées à cette étape sont les suivantes :

- Faute de données plus précises sur la production et la composition du moteur pas-à-pas, le moteur étudié est assimilé à un moteur électrique de voiture moyen dans EcoInvent.
- Pour la serrure en aluminium et le boîtier en ABS, faute de procédés correspondant à la conversion dans la base de données, on a fait l'hypothèse que l'essentiel de l'impact est dû à la production respectivement de l'aluminium et de l'ABS et que la fabrication de l'objet a un impact négligeable.

Energie

Pour les déchets incinérés, on suppose que l'opération a lieu à l'incinérateur de Bruxelles, un incinérateur avec récupération d'énergie aussi bien thermique qu'électrique.

On a supposé de l'énergie récupérée pour l'incinération des plastiques. Les quantités d'énergie récupérée que l'on a prises en compte sont celles spécifiées par le procédé EcoInvent ("Waste plastic, industrial electronics {CH}| treatment of, municipal incineration with fly ash extraction"), à savoir 4 MJ/kg de déchets d'énergie électrique et 8,1 MJ/kg de déchets d'énergie thermique. Le procédé en question considère un pouvoir calorifique inférieur (PCI) de 34,78 MJ/kg pour le plastique traité.

Dans le cas de notre étude, l'essentiel du plastique considéré est de l'ABS, dont le PCI se situe, selon le logiciel CES EduPack entre 37,6 et 39,5 MJ/kg, soit un peu plus que la valeur considérée dans le logiciel de référence, que nous avons cependant choisi de ne pas modifier étant donné l'incertitude sur les quantités d'énergie réellement récupérées.

On a supposé que l'électricité générée par l'incinération des résidus plastiques se substitue à de

Energie	Procédé EcoInvent
Energie thermique	Heat, district or industrial, natural gas {RER} market group for Cut-off, U
Energie électrique	Electricity, low voltage {BE} market for

TABLE 3.11 – Procédés EcoInvent utilisés pour la substitution d’énergie

l’électricité produite en Belgique, avec le mix électrique classique et à disposition des ménages. Pour l’énergie thermique, utilisée dans un réseau de chauffage urbain, on suppose qu’elle se substitue à du chauffage par une chaudière à gaz naturel, dans un système de chauffage urbain ou industriel. Le tableau 3.11 résume les procédés EcoInvent utilisés pour la substitution d’énergie.

3.5.6 Bilans de matière

Les tableaux C.1 et C.2 en Annexe C résument les quantités de matière traitées dans chacune des filières décrites ci-dessus à l’issue du prétraitement, pour les deux scénarios étudiés.

3.6 Evaluation des impacts et interprétation des résultats

Cette partie du travail présente les résultats obtenus pour les évaluations environnementales effectuées.

Les impacts ont été évalués à l’aide du logiciel SimaPro de PRé Consultants qui a également servi à la modélisation des systèmes étudiés, à travers la méthode ReCiPe 2016 Midpoint (H) et Endpoint (H).

3.6.1 Comparaison des scénarios

Les résultats présentés dans cette section sont des résultats obtenus après caractérisation des impacts. A cette étape, les résultats pour chaque catégorie d’impact sont exprimés dans une unité spécifique à la catégorie et seront donc considérés séparément.

Résultats globaux

Dans un premier temps, on peut analyser les résultats globaux des systèmes pour les onze catégories d’impact midpoint et les trois catégories d’impact endpoint considérées (Tableaux 3.12 et 3.13).

On remarque que pour la majorité des indicateurs, les résultats sont négatifs⁶, ce qui ex-

6. Des résultats positifs expriment des impacts environnementaux, qu’il faut comprendre ici dans le sens d’impacts négatifs sur l’environnement, tandis que des résultats négatifs expriment des bénéfices environnementaux, liés aux crédits accordés dans la modélisation pour la récupération de matière et d’énergie.

Catégorie d'impact	Unité	Recy-K	Référence
Changement climatique	kg CO2 eq	-2,27 E+00	1,57 E-01
Acidification terrestre	kg SO2 eq	-3,02 E-02	-9,94 E-03
Eutrophisation d'eau douce	kg P eq	-1,11 E-02	-2,19 E-03
Eutrophisation marine	kg N eq	-3,68 E-04	-8,53 E-05
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DCB	-9,64 E+01	-2,90 E+01
Ecotoxicité d'eau douce	kg 1,4-DCB	-2,54 E+00	3,74 E+00
Ecotoxicité marine	kg 1,4-DCB	-3,48 E+00	4,38 E+00
Toxicité humaine carcinogène	kg 1,4-DCB	-6,17 E-01	-1,59 E-01
Toxicité humaine non-carcinogène	kg 1,4-DCB	-6,79 E+01	-1,07 E+01
Epuisement des ressources minérales	kg Cu eq	-1,43 E-01	-4,40 E-02
Epuisement des ressources fossiles	kg oil eq	-9,96 E-01	-2,47 E-01

TABLE 3.12 – Résultats pour le scénario de Recy-K et le scénario de référence, pour les catégories d'impacts midpoint considérées (méthode ReCiPe)

Catégorie de dommage	Unité	Recy-K	Référence
Santé humaine	DALY	-2,7 E-05	-5,4 E-06
Diversité des écosystèmes	species.year	-2,6 E-08	-1,1 E-09
Disponibilité des ressources	USD2013	-3,4 E-01	-5,3 E-02

TABLE 3.13 – Résultats pour le scénario de Recy-K et le scénario de référence, pour les catégories d'impacts endpoint considérées (méthode ReCiPe)

prime que les bénéfices environnementaux liés à la récupération de matière et d'énergie sont plus importants que les impacts environnementaux des systèmes de gestion en fin de vie considérés. Seules l'écotoxicité d'eau douce, l'écotoxicité marine et le changement climatique dans le scénario de référence présentent des résultats positifs, ce qui correspond à des impacts environnementaux nets.

On observe que pour toutes les catégories d'impact étudiées, le scénario de Recy-K présente des valeurs largement inférieures à celui de référence, ce qui se traduit par moins d'impacts (ou plus de bénéfices) environnementaux de la gestion en fin de vie considérée par Recy-K.

Contribution des étapes du cycle de vie

On peut s'intéresser à la contribution des étapes du cycle de vie aux résultats globaux. Dans le cas de gestion en fin de vie considéré, les contributions suivantes ont été isolées :

- Impacts liés à la collecte des oblitérateurs ;
- Impacts liés à l'étape de prétraitement ;
- Impacts liés aux traitements dans le cadre de la valorisation de matière ou recyclage ;
- Impacts liés aux traitement dans le cadre de la valorisation énergétique ou incinération ;
- Crédits liés à la valorisation matière et énergétique ;
- Crédits liés à la réutilisation de composants.

Les résultats détaillés par contribution pour l'ensemble des indicateurs se trouvent en Annexe D Les figures 20, 19 et 21 présentent respectivement les résultats pour les indicateurs midpoint et pour les indicateurs endpoint.

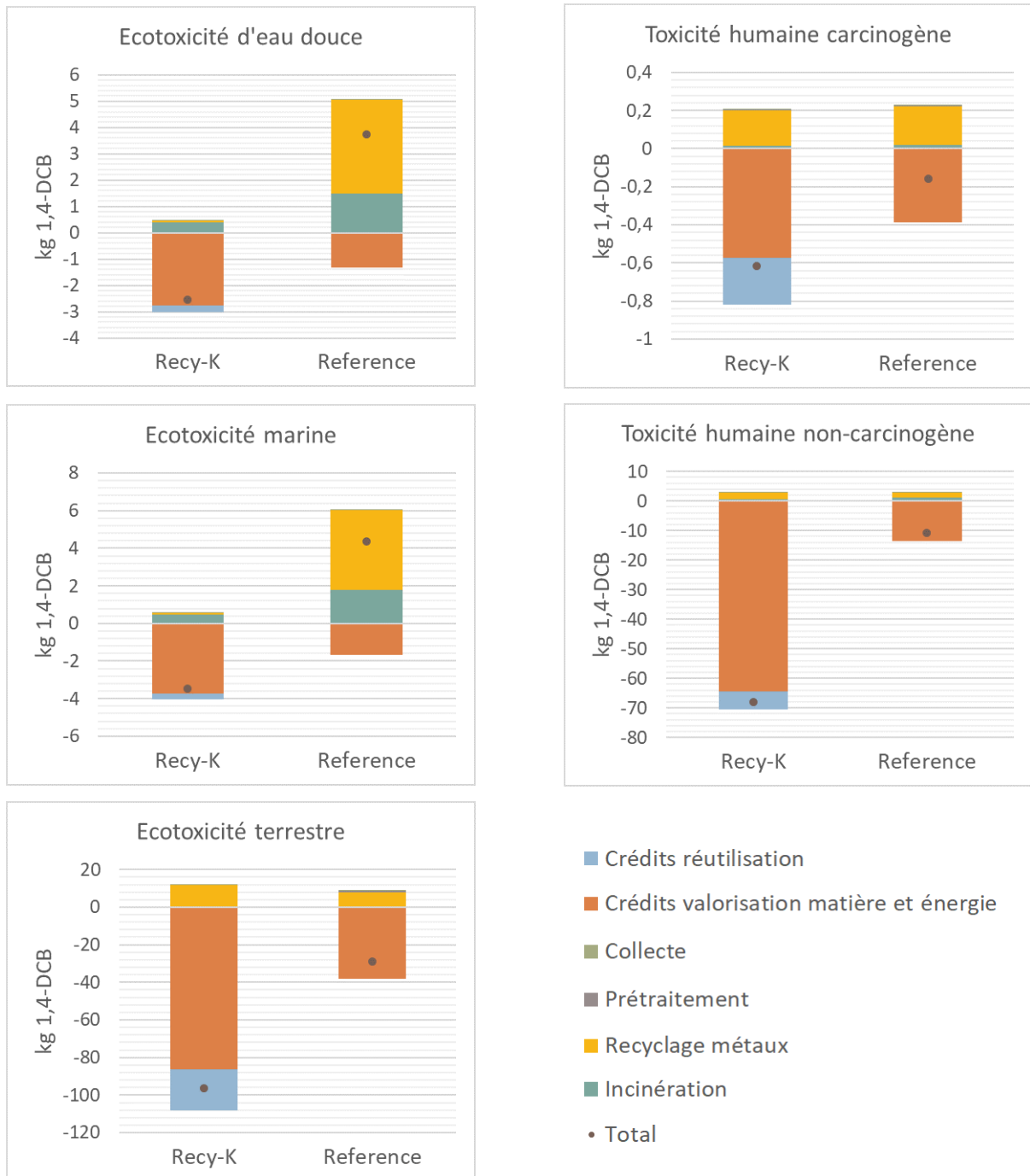


FIGURE 19 – Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact midpoint étudiées (méthode ReCiPe).

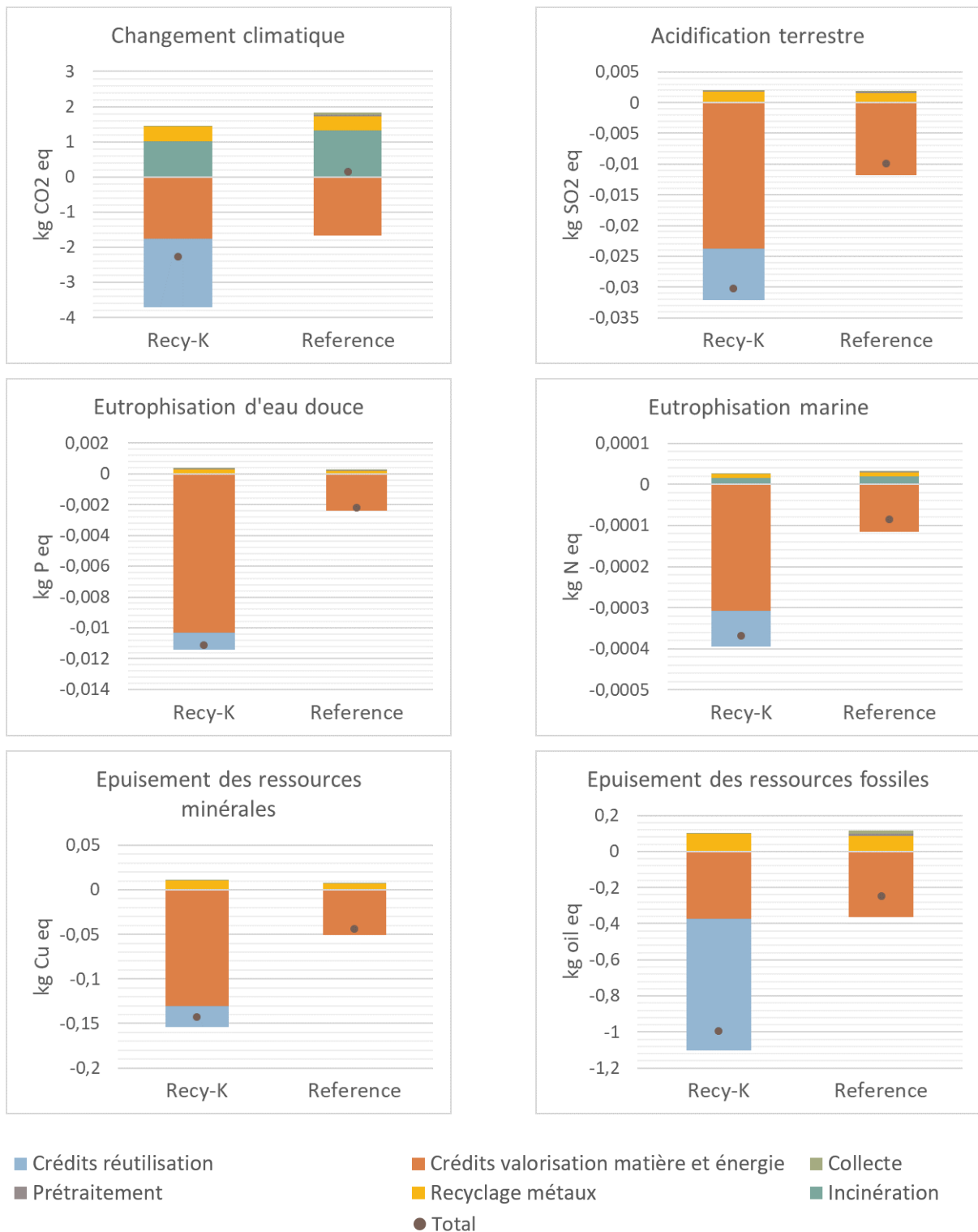


FIGURE 20 – Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact midpoint étudiées (méthode ReCiPe).

Indicateurs midpoint On observe pour l'ensemble des indicateurs midpoint une très faible contribution de la collecte et du prétraitement aux résultats globaux. Dans le cadre de la collecte, rappelons cependant que seul le transport vers les centres de prétraitement et les acteurs regroupant des flux de matériaux a été considéré dans cette étude. L'impact du prétraitement est, dans l'ensemble, plus important pour le scénario de référence, où un prétraitement mécanique (broyage et séparation des fractions de matériaux) est considéré pour l'entièreté de l'oblitérateur, contrairement au scénario de Recy-K où le prétraitement mécanique s'applique uniquement aux moteurs. Les impacts liés au démantèlement manuel sont très faibles puisqu'ils n'incluent que l'impact de l'infrastructure du centre de démantèlement.

On constate également que la différence importante d'impact entre les deux scénarios s'explique principalement par les crédits liés à la valorisation de matière et d'énergie d'une part et par ceux liés à la réutilisation de composants d'autre part. Les premiers sont similaires entre les deux scénarios pour le changement climatique et l'épuisement de ressources fossiles, mais largement supérieurs pour le scénario de Recy-K pour tous les autres indicateurs (différences s'échelonnant de +48% pour la toxicité humaine carcinogène à +372% pour la toxicité humaine non-carcinogène).

Ces différences peuvent s'expliquer par les hypothèses effectuées dans la modélisation, qui conduisent à des taux de récupération de matière plus importants dans le scénario de Recy-K. On peut observer cela dans les bilans de matière en Annexe C, où les quantités de matière atterrissant dans la fraction à partir de laquelle ils pourront être valorisés sont, pour la plupart des matériaux, plus importantes au terme du démantèlement manuel (scénario de Recy-K) qu'au terme du prétraitement mécanique (scénario de référence).

La réutilisation, elle, ne s'applique qu'au scénario de Recy-K et a une contribution relativement importante au résultat global, en particulier pour l'épuisement des ressources fossiles (66% de l'ensemble des crédits) et le changement climatique (53% de l'ensemble des crédits).

Indicateurs endpoint Les facteurs de normalisation pour les indicateurs midpoint n'étant pas à jour pour la méthode ReCiPe 2016, nous n'avons pas normalisé, pondéré ni agrégé les résultats 3.3.5. Cependant, l'analyse des catégories d'impacts endpoint ou catégories de dommages permet une certaine agrégation.

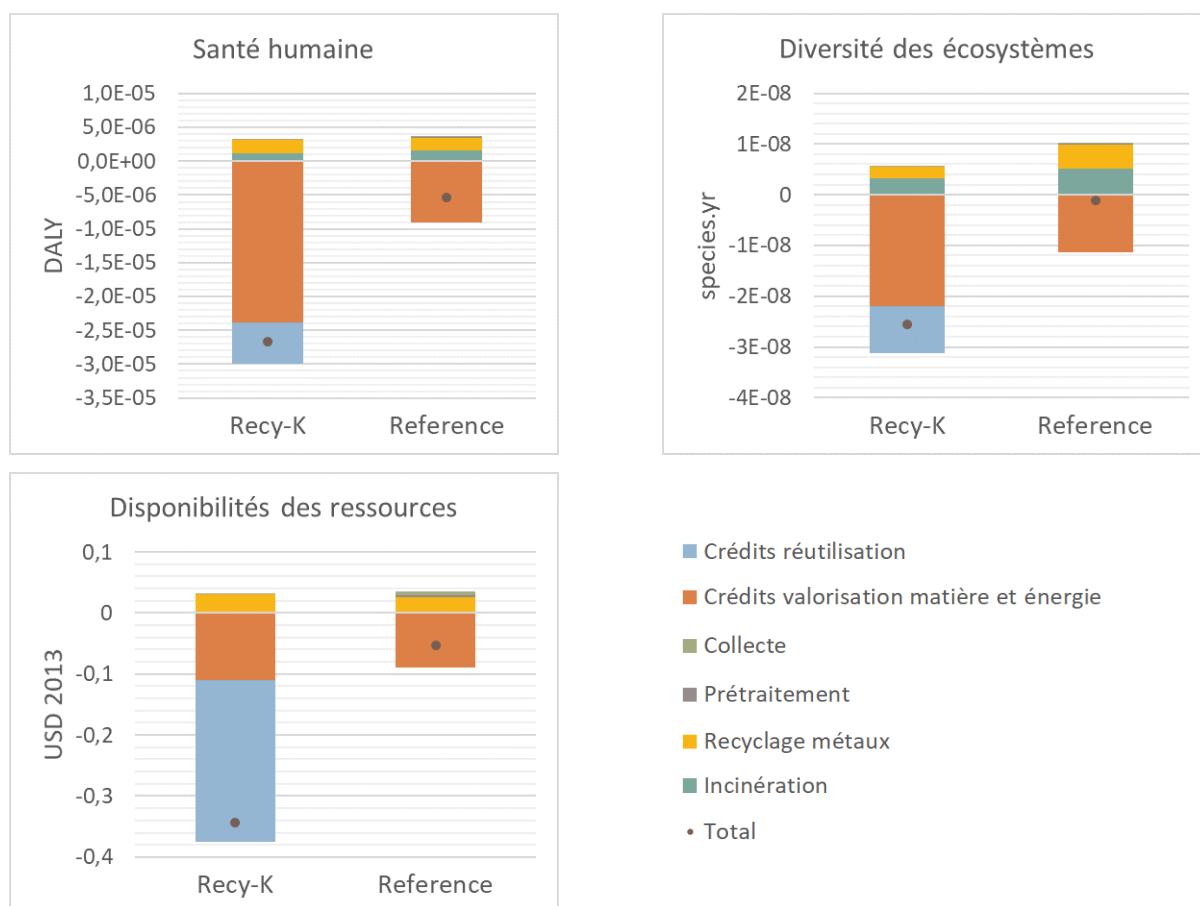


FIGURE 21 – Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d'impact endpoint étudiées (méthode ReCiPe).

Concernant les impacts environnementaux, on observe pour le scénario de Recy-K une diminution de 14% pour la santé humaine, de 46% pour la diversité des écosystèmes et de 9% pour la disponibilité des ressources, par rapport au scénario de référence.

Concernant les crédits environnementaux, on observe une diminution de 231% pour la santé humaine, de 174% pour la diversité des écosystèmes et de 321% pour la disponibilité des ressources.

Comme cela a déjà été noté pour les indicateurs midpoint, les différences de résultats entre les deux scénarios s'observent principalement au niveau des crédits. Les crédits sont d'ailleurs beaucoup plus importants que les impacts, en termes de santé humaine et de ressources, tant pour le scénario de référence (environ 2,5 fois plus importants) que pour le scénario de Recy-K (environ 10 fois plus importants). En termes de diversité des écosystèmes, ce rapport est plus faible (environ 1 pour le scénario de Recy-K et 5 pour le scénario de référence).

Du point de vue de la santé humaine et de la diversité des écosystèmes, une différence significative s'observe pour les deux types de crédits. Du point de vue de la disponibilité des ressources,

c'est principalement les crédits attribués à la réutilisation qui influencent la différence entre les deux scénarios.

Au vu de ces résultats, on s'intéressera dans l'analyse de sensibilité principalement aux crédits attribués aux systèmes.

3.6.2 Principales contributions aux impacts

La désagrégation des résultats par procédé dans SimaPro a permis de spécifier les impacts et crédits contribuant le plus aux trois catégories de dommages pour le scénario de Recy-K. Les contributions aux crédits ont été étudiées plus en détail (Tableau 3.14) étant donné :

- l'importance des crédits environnementaux dans les résultats globaux ;
- la forte différence de crédits entre les deux scénarios.

Les contributions présentées dans ce tableau comptent pour plus de 85% de l'impact total pour chacune des trois catégories de dommages.

On observe que les procédés contribuant le plus aux bénéfices environnementaux sont la production d'or et de cuivre évitée par le recyclage de la carte électronique, la production d'aluminium évitée par le recyclage de la transmission mécanique ainsi que la production d'ABS et la fabrication d'un moteur électrique évitées par la réutilisation du moteur et du boîtier en plastique.

Dans les scénario de référence, dans lequel aucun crédit n'a été attribué à la réutilisation, ces procédés ont des impacts différents, même si leur contribution au total des crédits est également significative. La contribution de l'or est environ 10 fois moins importante dans le scénario de référence que dans celui de Recy-K (-92% par rapport à l'impact de l'or dans le scénario de Recy-K). Celle du cuivre est également beaucoup plus faible (-69%), tandis que celle de l'aluminium est relativement peu impactée (-7%).

Procédé	Contribution aux crédits (%)
Santé humaine	
Gold {GLO} market for	36%
Copper {GLO} market for	33%
Electric motor, vehicle {RER} production	13%
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	12%
Diversité des écosystèmes	
Copper {GLO} market for	27%
Gold {GLO} market for	22%
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	22%
Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} production	17%
Disponibilité des ressources	
Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} production	64%
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	14%
Gold {GLO} market for	8%
Electric motor, vehicle {RER} production	7%

TABLE 3.14 – Résultats pour le scénario de Recy-K et le scénario de référence, pour les catégories d’impacts endpoint considérées (méthode ReCiPe)

3.7 Discussion

Les nombreux choix de modélisation effectués dans une analyse de cycle de vie peuvent parfois fortement influencer les résultats de celle-ci. C’est pourquoi, deux analyses de sensibilité ont été effectuées dans ce travail, dont les résultats sont décrits dans les sections ci-dessous.

3.7.1 Méthode de caractérisation des impacts

Introduction

Dans cette première partie de la discussion, l’influence du choix de la méthode de caractérisation des impacts sur les résultats sera discutée.

Pour cela, les impacts des deux scénarios étudiés ont été recalculés avec la méthode Eco-indicator 99 (H). Les résultats de cette évaluation sont exprimés en catégories d’impacts endpoint. Ils seront comparés aux résultats endpoint obtenus via la méthode ReCiPe.

Il est important de préciser que si les trois catégories d’impact s’intéressent aux mêmes dommages environnementaux dans les deux méthodes, les voies d’impact sont modélisées différemment et les substances prises en compte ne sont pas les mêmes dans les deux cas. La méthode

Eco-Indicator prend d'ailleurs en compte plus de deux fois plus de substances que la méthode ReCiPe (respectivement 934 et 402 substances étudiées).

Par ailleurs, les unités utilisées par les deux méthodes pour exprimer les impacts sont différentes (Huijbregts et al., 2017; Goedkoop, Mark and Spriensma, Renilde, 1999) :

- L'unité de mesure de la qualité des écosystèmes est, dans la méthode ReCiPe, le nombre potentiel d'espèces perdues dans des écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce, intégré par unité de temps. Dans la méthode Eco-indicator, l'évaluation se base sur le PDF (Potentially Disappeared Fraction of species), évalué sur base du nombre d'espèces dans les conditions considérées par rapport à un nombre d'espèces de référence, intégré par unités d'espace et de temps.
- Dans ReCiPe, la mesure de la disponibilité des ressources se fait en dollars (\$), qui représentent les coûts supplémentaires qu'entraîneront potentiellement l'extraction future de ressources fossiles et minérales. Dans Eco-indicator, on mesure l'énergie supplémentaire (en MJ) entraînée par cette extraction.
- L'unité de mesure de la santé humaine est la même dans les deux méthodes. Il s'agit de l'unité DALY, un indicateur de la santé de la population qui mesure le nombre d'années de vie en parfaite santé qui ont été perdues.

Résultats

Les résultats de l'évaluation peuvent être présentés de façon globale (Tableau 3.15 ou par contribution, comme cela a été fait pour la méthode ReCiPe (Figure 22)). Les résultats détaillés de l'analyse sont fournis dans l'Annexe D.

Catégorie de dommage	Unité	Recy-K	Référence
Santé humaine	DALY	-3,2 E-05	-6,0 E-06
Qualité des écosystèmes	PDF*m ² yr	-1,6	3,4
Disponibilité des ressources	MJ surplus	-5,7	-1,1

TABLE 3.15 – Résultats pour le scénario de Recy-K et le scénario de référence, pour les catégories d'impacts endpoint considérées (méthode Eco-indicator)

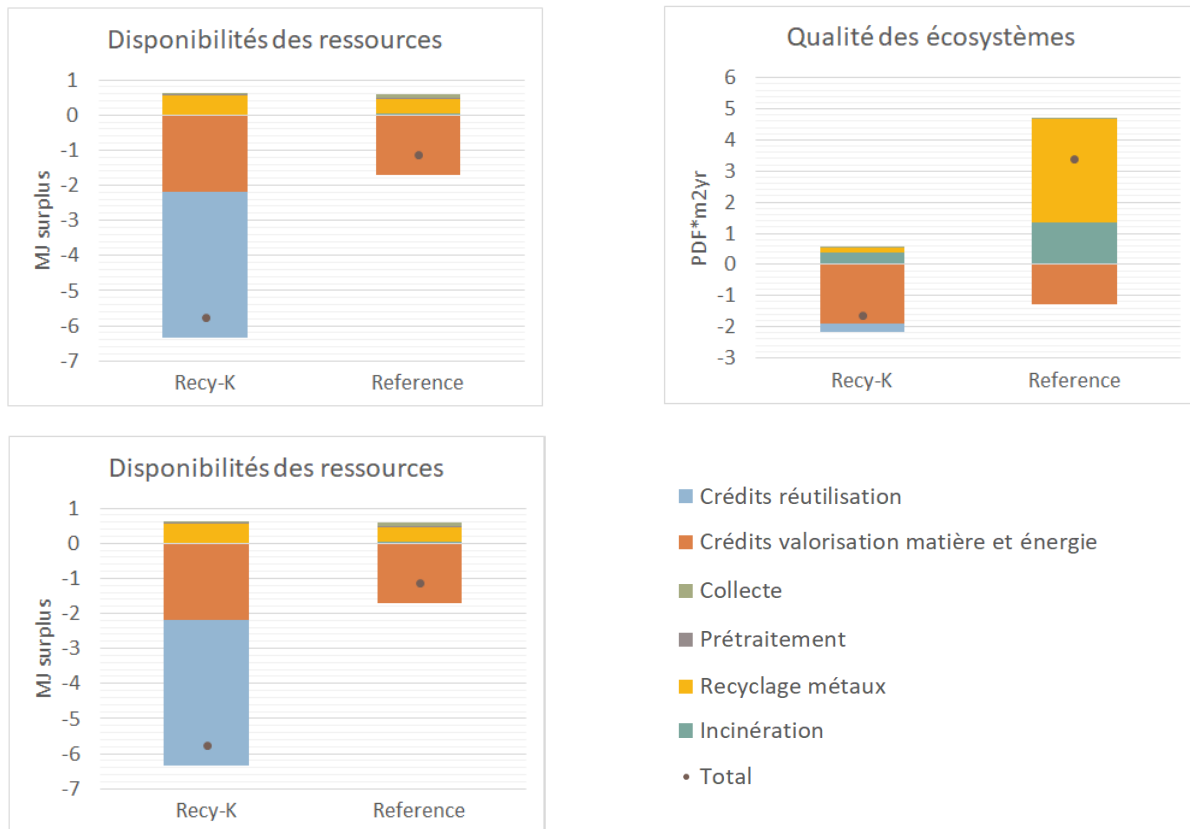


FIGURE 22 – Résultats par contribution pour les deux scénarios comparés, pour les catégories d’impact endpoint étudiées (méthode Eco-Indicator).

On peut d’abord observer que selon cette évaluation, les trois résultats endpoint du scénario de Recy-K sont également meilleurs que ceux du scénario de référence. On peut cependant noter que pour le scénario de référence, l’impact en termes de qualité des écosystèmes est ici largement positif (impact environnemental), alors qu’il est négatif par la méthode ReCiPe.

On remarque ensuite que les différences entre les deux scénarios s’expliquent ici aussi principalement par les crédits octroyés pour la valorisation de matière et d’énergie et pour la réutilisation des composants. Cependant, en termes de qualité des écosystèmes, l’impact du recyclage des métaux est également un élément qui distingue de façon importante le scénario de Recy-K de celui de référence, contribuant de façon importante au score du scénario de référence. L’impact du recyclage des métaux dans le scénario de Recy-K représente en effet seulement 5% de l’impact du recyclage dans le scénario de référence (alors qu’il est d’un peu moins de 50% selon la méthode ReCiPe).

Procédé	Contribution aux crédits (%)
Santé humaine	
Gold {GLO} market for	49%
Copper {GLO} market for	37%
Electric motor, vehicle {RER} production	8%
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	6%
Diversité des écosystèmes	
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	47%
Copper {GLO} market for	33%
Gold {GLO} market for	14%
Electric motor, vehicle {RER} production	4%
Disponibilité des ressources	
Acrylonitrile-butadiene-styrene copolymer {GLO} production	57%
Copper {GLO} market for	18%
Aluminium, cast alloy {GLO} aluminium ingot, primary, to market	13%
Electric motor, vehicle {RER} production	8%

TABLE 3.16 – Résultats pour le scénario de Recy-K et le scénario de référence, pour les catégories d'impacts endpoint considérées (méthode Eco-indicator)

On constate que, bien que contribuant différemment aux scénario, les cinq processus les plus contributants pour les trois catégories de dommages sont ici sensiblement les mêmes que ceux obtenus par la méthode ReCiPe (section 3.16).

3.7.2 Attribution de crédits environnementaux

Introduction

Au vu de la contribution importante des crédits attribués pour la réutilisation des composants de l'oblitérateur (section 3.6.2) et étant donné les hypothèses importantes effectuées à cette étape de la modélisation, la sensibilité des résultats de l'évaluation aux choix de valeurs de ces crédits a été étudiée.

En particulier, nous avons ici remis en questions le choix des produits substitués par la réutilisation du moteur pas-à-pas et celle du boîtier en plastique dans le scénario de Recy-K. En effet, il est important de considérer la fonction des éléments substitués et pas seulement les matériaux constituant ces éléments.

Pour le boîtier en plastique, nous avons considéré qu'en le réutilisant dans la boîte à clés, on évitait la production d'une certaine quantité d'ABS (matière première primaire) nécessaire à la

	Evaluation principale	Evaluation alternative
Moteur	<u>Scénario</u> : 75% des moteurs réutilisés, 25% des moteurs recyclés	<u>Scénario</u> : 25% des moteurs réutilisés, 75% des moteurs recyclés
Boîtier en plastique	<u>Substitution</u> : crédits accordés pour la production d'ABS évitée	<u>Substitution</u> : pas de crédits accordés pour la réutilisation du boîtier

TABLE 3.17 – Modélisation de la fin de vie du moteur et du boîtier dans l'évaluation principale et l'évaluation alternative.

fabrication de cette boîte à clés. Cependant, l'objet conçu a été fabriqué à partir d'ABS parce qu'il avait pour but de réutiliser le boîtier des oblitérateurs. En l'absence du déchet à exploiter, il aurait tout aussi bien pu être fabriqué en bois ou en métal. De plus, le bien "boîte à clés" a un caractère accessoire et les acheteurs de celui-ci n'en auraient peut-être pas acquis d'équivalent s'il n'était pas lié au boîtier de l'oblitérateur, objet symbolique pour de nombreux Bruxellois. Etant donné ces considérations, nous n'avons dans l'analyse de sensibilité pas attribuer de crédits pour la réutilisation de ce boîtier.

Pour le moteur pas-à-pas, il est probable que l'ensemble des moteurs fonctionnels ne soient pas réutilisés, par manque de demande d'acheteurs potentiels. Nous avons donc considéré ici que seuls 25% des moteurs sont réutilisés, le reste de ceux-ci étant traités comme les moteurs non-fonctionnels.

Les hypothèses considérées dans l'évaluation principale et l'évaluation alternative sont présentées dans le tableau 3.17.

Résultats

Cette analyse de sensibilité est uniquement effectuée au niveau des indicateurs endpoint. Le tableau 3.18 présente les résultats inchangés pour le scénario de référence et les résultats selon les trois évaluations effectuées pour le scénario de Recy-K. La figure 23 illustre les résultats par contribution pour les deux scénarios dans l'évaluation de base et le scénario de Recy-K après les analyses de sensibilité. Les résultats détaillés sont disponibles dans l'Annexe D.

On observe qu'après avoir modifié les hypothèses émises pour le moteur, les bénéfices nets du scénario de Recy-K sont quelques peu moins importants (-4% pour la santé humaine et la diversité des écosystèmes, -2% pour la disponibilité des ressources). Cependant, la diminution des crédits pour la réutilisation est dans une certaine mesure compensée par l'augmentation des crédits pour le recyclage, ce qui est cohérent avec les modifications effectuées au niveau des hypothèses.

En revanche pour le boîtier, on constate une diminution plus importante des bénéfices environnementaux nets du scénario de Recy-K. Cette diminution s'observe surtout pour la disponibilité des ressources (-70% par rapport au scénario de Recy-K), mais aussi pour la santé humaine

Catégorie de dommage	Unité	Recy-K	Référence	Recy-K - scénario alternatif moteur	Recy-K - scénario alternatif boîtier
Santé humaine	DALY	-2,7 E-05	-5,4 E-06	-2,58E-05	-2,44E-05
Diversité des écosystèmes	species.year	-2,6 E-08	-1,1 E-09	-2,45E-08	-2,02E-08
Disponibilité des ressources	USD2013	-3,4 E-01	-5,3 E-02	-3,35E-01	-1,03E-01

TABLE 3.18 – Résultats pour le scénario de référence et le scénario de Recy-K dans l'évaluation principale ainsi que pour les deux analyses de sensibilité effectuées sur le scénario de Recy-K, pour les catégories d'impacts endpoint considérées (méthode ReCiPe)

(-9%) et pour la diversité des écosystèmes (-21%). Ceci est cohérent avec les modifications des hypothèses, puisqu'on a dans ce cas supprimé les crédits environnementaux attribués au boîtier pour sa réutilisation.

Il apparaît donc clairement dans cette analyse de sensibilité que les hypothèses sous-jacentes aux crédits attribués au système de Recy-K ont une influence majeure sur les résultats du système.

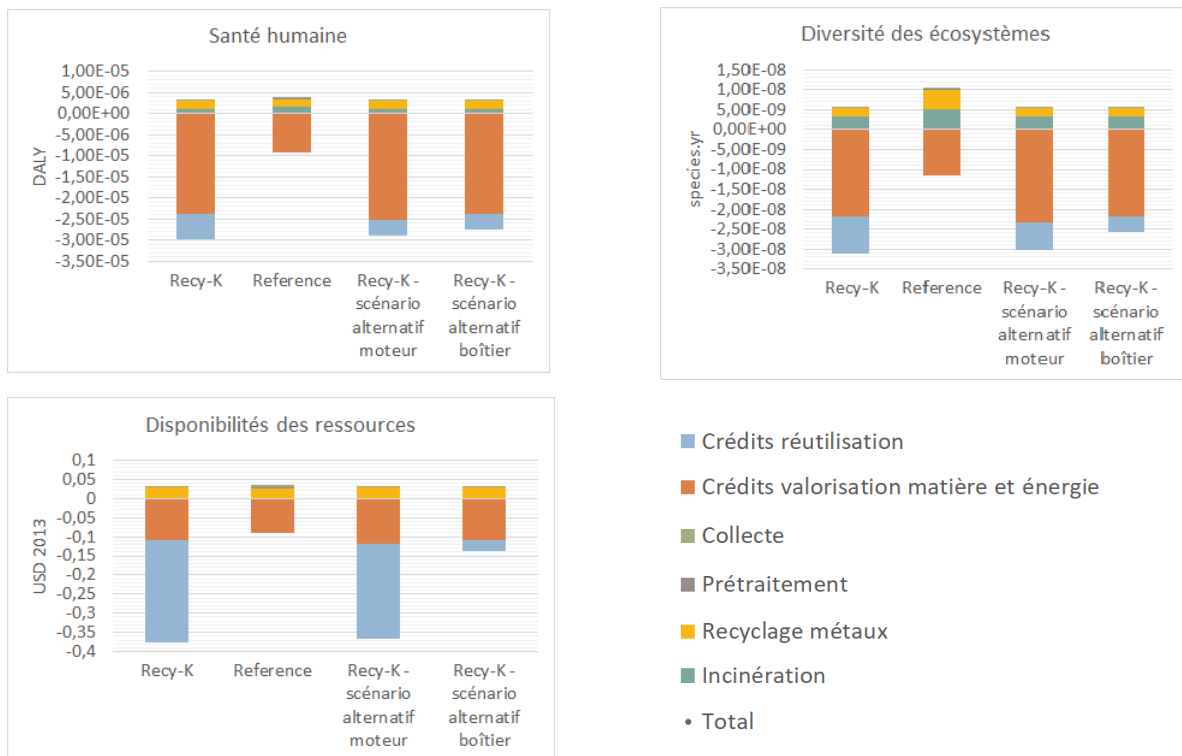


FIGURE 23 – Résultats par contribution pour le scénario de référence et le scénario de Recy-K dans l'évaluation principale ainsi que pour les deux analyses de sensibilité effectuées sur le scénario de Recy-K, pour les catégories d'impact endpoint étudiées (méthode ReCiPe).

Chapitre 4

Conclusions

4.1 Conclusion générale

Ce travail avait pour objectif d'étudier les impacts environnementaux liés au système mis en place par Recy-K pour la valorisation des déchets oblitérateurs de la STIB et d'étudier la répartition des impacts sur l'ensemble du scénario de gestion en fin de vie.

Par une analyse du cycle de vie du système considéré et sa mise en perspective par rapport à un scénario conventionnel de traitement des DEEE, nous avons mis en évidence les nombreux bénéfices environnementaux liés au scénario développé par Recy-K, qui s'intègre dans une démarche d'économie circulaire, en mettant l'accent sur le recyclage et la réutilisation des matériaux.

Globalement, les différences de résultats entre le scénario de Recy-K et celui de référence s'expliquent principalement par les crédits environnementaux attribués de part et d'autre pour la matière et l'énergie récupérées par la réutilisation des composants et le recyclage.

Il apparaît en particulier que l'important taux de récupération de matière que permet le démantèlement manuel des appareils conduit à des bénéfices environnementaux conséquents. Ceux-ci sont en particulier influencés par la récupération de métaux, dont le cuivre et l'or, et impactent positivement l'épuisement des ressources minérales, mais aussi l'acidification et l'eutrophisation des milieux ainsi que l'écotoxicité et la toxicité humaine.

Par ailleurs, les résultats illustrent que la réutilisation de certains composants comme le boîtier, transformé en objet design, le moteur ou la serrure, améliorent la performance environnementale du scénario de Recy-K par rapport au scénario conventionnel considéré. La réutilisation contribue en particulier à un plus faible impact en termes de changement climatique, d'acidification, d'épuisement des ressources fossiles et de toxicité humaine.

Cependant, ces derniers résultats sont fortement influencés par la modélisation de la réutilisation. En effet, les résultats varient de façon non négligeable selon les matériaux considérés comme substitués, donc évités par la réutilisation, et les hypothèses émises concernant la réutilisation effective des composants. En effet, si une réutilisation est possible et prévue pour les trois types de composants, rien ne garantit actuellement que ceux-ci trouveront preneurs. Cette observation

a été confortée par deux analyses de sensibilité, qui nuancent quelque peu les résultats initiaux.

En revanche, les tendances observées dans les résultats pour les catégories de dommages sont les mêmes pour les deux méthodes de caractérisation des impacts utilisées (ReCiPe 2016 endpoint et Eco-Indicator 99), malgré des différences qui peuvent être expliquées par la modélisation différente des chemins d'impact ainsi que par les substances considérées ou non dans ces méthodes.

4.2 Limites et perspectives

4.2.1 Evaluation environnementale

Avant de procéder à l'évaluation environnementale, nous avons tenté de caractériser au mieux le système actuel de gestion des DEEE en Belgique. Cependant, ce secteur est globalement assez peu documenté. L'incertitude sur les données utilisées est dès lors importante et on peut se demander à quel point les scénarios étudiés sont représentatifs de la réalité.

Une autre limite importante de l'étude est la connaissance très approximative du système étudié. On peut en particulier mentionner l'incertitude importante sur la composition de l'oblitérateur étudié, faute de données ainsi que de moyens techniques et de temps pour pouvoir l'affiner. D'autre part, peu d'informations étaient disponibles concernant l'étape de collecte effectuée pour les oblitérateurs.

Par ailleurs, certains choix de modélisation peuvent influencer plus ou moins fortement les résultats. C'est en particulier le cas des crédits attribués au système. Si l'approche basée sur le recyclage en fin de vie (avoided burden) a été choisie dans ce travail, l'approche basée sur le contenu recyclé (cut-off) aurait permis d'éviter le choix des matériaux substitués et l'incertitude sur la réutilisation effective des composants. C'est également le cas de la méthode de caractérisation des impacts choisie et des catégories d'impact considérées. La pertinence du choix des enjeux environnementaux choisis pourrait être plus longuement discutée.

Enfin, l'efficacité de la séparation des matériaux à l'étape du prétraitement et les taux de récupération de matière à l'issue du recyclage ont été estimés sur base de données moyennes de la littérature, faute de données spécifiques aux flux de déchets et procédés concernés. Ces hypothèses ont un fort impact sur les quantités de matière pouvant être récupérées et donc les crédits attribués au système, qui influencent fortement les résultats globaux.

Etant donné les limites énoncées et les nombreuses incertitudes sur les résultats qui en découlent, ceux-ci doivent ainsi être considérés avec précaution.

4.2.2 Evaluation économique et sociale

Ce travail discute seulement les particularités environnementales du scénario prévu par Recy-K pour les oblitérateurs en fin de vie et ses impacts environnementaux. Pour compléter l'analyse, il serait intéressant d'élargir son cadre aux autres aspects du développement durable, à savoir les aspects sociaux et économiques.

D'un point de vue économique, on peut s'intéresser à la viabilité économique du scénario : les activités de traitement de déchets sont souvent peu rentables car intensives en main d'œuvre et produisant des biens à faible valeur ajoutée. Souvent, des subsides doivent intervenir dans ce type de projets (par exemple, subsides à l'emploi) afin de maintenir une viabilité économique.

D'un point de vue social ou socio-économique, on peut s'intéresser à la réinsertion sociale et socio-professionnelle des personnes par les entreprises d'économie sociale et en particulier par CF2D et L'Ouvroir. Pour évaluer ces aspects, on peut notamment analyser l'emploi créé par ces entreprises : nombre d'emplois nécessaires à la réalisation du scénario de Recy-K, type d'emploi et niveau de qualification nécessaire, formation et bien-être au travail.

Une analyse coûts-bénéfices du projet pourrait être effectuée, pour évaluer l'investissement nécessaire des pouvoirs publics pour mener à bien le projet de Recy-K, étant donné ses coûts et ses bénéfices économiques, sociaux et environnementaux.

Dans cette perspective, la démarche suivante pourrait être appliquée :

- Les aspects environnementaux pourraient être monétarisés. Cette étape a été discutée dans la section 3.4 de ce travail.
- Les aspects financiers du projet pourraient être quantifiés. Il s'agirait d'inclure dans l'analyse les subsides et éventuels autres coûts d'une part et la création d'emplois et éventuels autres bénéfices du projet pour les pouvoirs publics.
- Une discussion pourrait être prévue pour les aspects sociaux, liés à la participation d'entreprises de l'économie sociale. En effet, s'il existe un large panel d'outils pour évaluer les performances économiques et financières et depuis peu, environnementales, de projets, les outils d'évaluation sociale restent pour l'heure beaucoup moins développés et peu standardisés.

Bibliographie

- Agence de l'Environnement Et de la Maitrise de l'Energie (ADEME) (2008). Etat de l'art des technologies de recyclage de certains deee : Pam, tubes cathodiques, cartes et composants électroniques. Technical report, Agence de l'Environnement Et de la Maitrise de l'Energie.
- Ahloth, S. (2014). The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 85 :34 – 41.
- Ahloth, S. and Finnveden, G. (2011). Ecovalue08—a new valuation set for environmental systems analysis tools. *Journal of Cleaner Production*, 19 :1994 – 2003.
- Bachér, J., Mrotzek, A., and Wahlström, M. (2015). Mechanical pre-treatment of mobile phones and its effect on the printed circuit assemblies (pcas). *Waste Management*, 45(235-245).
- Baldé, C., Forti, V., Gray, V., Kuehr, R., and Stegmann, P. (2017). The global e-waste monitor - 2017. Technical report, UNU-ViE SCYCLE.
- Baldé, C., Wang, F., Kuehr, R., and Huisman, J. (2015). The global e-waste monitor - 2014. Technical report, UNU-ViE SCYCLE.
- Bigum, M., Brogaard, L., and T.H., C. (2012). Metal recovery from high-grade weee : A life cycle assessment. *Journal of hazardous materials*, 207 :8–14.
- Bizzo, W., Figueiredo, R., and de Andrade, V. (2014). Characterization of printed circuit boards for metal and energy recovery after milling and mechanical separation. *Materials*, 7 :4555–4566.
- Brussels Waste Network (2018). Obligations générales applicables à tout type de déchets. Dernière consultation le 29-12-2018.
- Bruxelles économie et emploi (2018a). Les entreprises d'insertion et les initiatives locales de développement de l'emploi.
- Bruxelles économie et emploi (2018b). Soutien à l'économie sociale.
- Bruxelles-Energie (2018). Production d'énergie. Dernière consultation le 30-12-2018.
- Bruxelles Environnement (2017). Plan de gestion des ressources et des déchets - projet de plan approuvé par le gouvernement de la région de bruxelles capitale le 16 novembre 2017 et soumis à enquête publique avant son adoption définitive. Technical report.

- Buekens, A. and Yang, J. (2014). Recycling of weee plastics : a review. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 16(3) :415–434.
- Centre international de recherches et d'information sur l'économie publique, sociale et coopérative (CIRIEC) (2012). L'économie sociale dans l'union européenne. Technical report, Comité économique et social européen.
- CF2D - Economie sociale et développement durable (2016). Le cf2d à l'inauguration de recy-k.
- Chancerel, P. and Marwede, M. (2016). Feasibility study for setting-up reference values to support the calculation of recyclability / recoverability rates of electr(on)ic products. Technical report, European Commission Joint Research Centre.
- Chancerel, P., Meskers, C., Hagelüken, C., and Rotter, V. (2009). Assessment of precious metal flows during preprocessing of waste electrical and electronic equipment. *Journal of Industrial Ecology*, 13(5).
- Chancerel, P. and Rotter, S. (2009). Recycling-oriented characterization of small waste electrical and electronic equipment. *Waste Management*, 29 :2336–2352.
- Concertation des organisations représentatives de l'économie sociale (ConcertES) (2008). L'économie sociale - proposition de cartographie wallonne. Technical report.
- Ekvall, T. and Tillman, A.-M. (1997). Open-loop recycling : Criteria for allocation procedures. *The international journal of life cycle assessment*, 2(3) :155.
- European Aluminium Association (2013). Environmental profile report for the european aluminium industry - life cycle inventory data for aluminium production and transformation processes in europe. Technical report, European Aluminium Association.
- European Copper Institute (2018). Life cycle assessment of copper products. Technical report, European Copper Institute.
- Frischknecht, R. (2010). Lci modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7) :666–671.
- Galloo (2018). Electronics. Dernière consultation le le 29-12-2018.
- Ghosh, B., Ghosh, M., Parhi, P., Mukherjee, P., and Mishra, B. (2015). Waste printed circuit boards recycling : an extensive assessment of current status. *Journal of Cleaner Production*, 94 :5–19.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., and Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008. *A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*, 1.

- Goedkoop, Mark and Spriensma, Renilde (1999). The eco-indicator 99 - a damage oriented method for life cycle impact assessment - methodology report. Technical report.
- Gonda, L. (2017). *Analyse environnementale de la gestion de fin de vie des déchets d'équipements électriques et électroniques par les entreprises d'économie sociale en Belgique francophone*. PhD thesis, Université Libre de Bruxelles.
- Hagelüken, C. (2006). Recycling of electronic scrap at umicore's integrated metals smelter and refinery. *Erzmetall*, 59(3) :152–161.
- Hall, M. R. (2015). A transdisciplinary review of the role of economics in life cycle sustainability assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20 :1625 – 1639.
- Hauschild, M. and Barlaz, M. A. (2010). *LCA in Waste Management : Introduction to Principle and Method*, chapter 3.1, pages 111–136.
- Hischier, R. and St. Gallen, E. (2007). Disposal of electric and electronic equipment (e-waste). Technical report,ecoinvent.
- Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., and van Zelm, R. (2017). Recipe2016 : a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2) :138–147.
- Institute for Environment and Sustainability (2010a). Ilcd handbook : Analysing of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment fir. Technical report, European Commission Joint Research Centre.
- Institute for Environment and Sustainability (2010b). Ilcd handbook : General guide for life cycle assessment - detailed guidance. Technical report, European Commission Joint Research Centre.
- Institute for Environment and Sustainability (2011). Supporting environmentally sound decisions for waste management - a technical guide to life cycle thinking (lct) and life cycle assessment (lca) for waste experts and lca practitioners. Technical report, European Commission Joint Research Centre.
- International Copper Study Group (ICSG) (2018). World copper factbook 2018. Technical report, International Copper Study Group (ICSG).
- International Organization for Standardization (2006a). Iso 14040 :2006 management environmental – analyse du cycle de vie – principes et cadre. Technical report, International Organization for Standardization.

- International Organization for Standardization (2006b). Iso 14044 :2006 management environnemental – analyse du cycle de vie – exigences et lignes directrices. Technical report, International Organization for Standardization.
- Isildar, A., Rene, E., van Hullenbusch, E., and Lens, P. (2018). Electronic waste as a secondary source of critical metals : Management and recovery technologies. *Resources, Conservation and Recycling*, 135 :296–312.
- Kaya, M. (2016). Recovery of metals and nonmetals from electronic waste by physical and chemical recycling processes. *Waste management*, 57 :64–90.
- Kiddee, P., Naidu, R., and Wong, M. (2013). Electronic waste management approaches : An overview. *Waste Management*, 33 :1237–1250.
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., and 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.
- Lehmann, M., St. Gallen, E., and Hischer, R. (2007). Electronic devices. Technical report,ecoinvent.
- Lu, Y. and Xu, Z. (2016). Precious metals recovery from waste printed circuit boards : A review for current status and perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 113 :28–39.
- McDougall, F., White, P., Franke, M., and Hindle, P. (2001). *Integrated Solid Waste Management : a Life Cycle Inventory*. Blackwell Science.
- Menad, N. (2016). Chapter 3 : Physical separation processes in waste electrical and electronic equipment recycling. In *WEEE Recycling*, pages 53–74.
- Meskers, C., Hagelüken, C., and Salhofer, S. (2009). Impact of pre-processing routes on precious metal recovery from pcs. In *Proceedings of EMC*.
- Office Wallon des déchets (2014). Exécution des conventions environnementales relatives à l’obligation de reprise de certains déchets – déchets d’équipements électriques et électroniques (deee) - rapport à l’attention du parlement wallon - période 2012 – 2013. Technical report.
- Oguchi, M., Murakami, S., H., S., A., K., and T., K. (2011). A preliminary categorization of end-of-life electrical and electronic equipment as secondary metal resources. *Waste management*, 31(9-10) :2150–2160.
- Parlement européen et Conseil de l’Union européenne (2008). Directive 2008/98/ce du parlement européen et du conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives. Technical report, Journal officiel de l’Union européenne.

- Parlement européen et Conseil de l'Union européenne (2012). Directive 2012/19/ue du parlement européen et du conseil du 4 juillet 2012 relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques (deee). Technical report, Journal officiel de l'Union européenne.
- Pizzo, M., Weidema, B., Brandao, M., and Osset, P. (2015). Monetary valuation in life cycle assessment : a review. *Journal of Cleaner Production*, 86 :170–179.
- Pizzol, M., Weidema, B., Brandão, M., and Osset, P. (2015). Monetary valuation in life cycle assessment : a review. *Journal of Cleaner Production*, 86 :170 – 179.
- Priya, A. and S., H. (2018). Comprehensive characterization of printed circuit boards of various end-of-life electrical and electronic equipment for beneficiation investigation. *Waste Management*, 75 :103–123.
- PwC (2012). Analyse des emplois existants et potentiels dans le secteur des déchets en région de bruxelles-capitale. Technical report, PwC.
- RDC-Environnement (2008). Évaluation des bénéfices environnementaux, économiques et sociaux de différents scénarios de réutilisation des déchets par les entreprises d'économie sociale. Technical report, RDC-Environnement.
- Recupel (2012). Rapport sur le développement durable 2012. Technical report, Recupel.
- Recupel (2018a). Législation et autorités. Dernière consultation le 29-12-2018.
- Recupel (2018b). A propos de l'organisation. Dernière consultation le 29-12-2018.
- Recupel (2018c). Qui démantèle les déchets électro, en fin de compte ? Dernière consultation le 30-12-2018.
- Robinson, B. (2009). E-waste : An assessment of global production and environmental impacts. *Science of the total environment*, 408(2) :183–191.
- Rodriguez-Garcia, G. and Weil, M. (2016). Life cycle assessment in weee recycling. In *WEEE Recycling*, pages 177–207.
- Score LCA (2017). Monétarisation des impacts environnementaux au sein des acv : réalisation d'un cas pratique. Technical report.
- Société des Transports Intercommunaux Bruxellois (STIB) (2010). Sesame.
- Umicore Precious metals Refining (2016). Our process. Dernière consultation le le 04-11-2018.
- United Nations Environment Programme (2011). Global guidance principles for life cycle assessment databases. Technical report, United Nations Environment Programme.

Wasilewski, R. and Siudyga, T. (2013). Energy recovery from waste plastics. *Chemik*, 67 :435–445.

Weidema, B. (2003). *Market Information in Life Cycle Assessment*.

Xue, M. and Xu, Z. (2017). Application of life cycle assessment on electronic waste management : A review. *Environmental Management*, 59 :693–707.

Annexe A

Sélection des métaux d'intérêt de la carte électronique

La procédure ci-dessous a ainsi été appliquée pour évaluer la composition des cartes électroniques de l'oblitérateur considéré :

- Les métaux et métalloïdes en moyenne les plus représentés dans les cartes électroniques dites "pauvres" ont été isolés, sur base du rapport du JRC (Chancerel and Marwede, 2016).
- Ces métaux ont été comparés à ceux décrits par l'article (Priya and S., 2018) comme étant les plus représentés dans les circuits imprimés issus de DEEE de la catégorie 5 définie par l'UE, à laquelle appartiennent entre autres les petits instruments de surveillance et de contrôle et les petits distributeurs automatiques de produits (directive DEEE). Seuls les métaux mentionnés par les deux sources ont été retenus.
- Parmi ces métaux, seuls ceux récupérés dans le cadre du procédé de récupération des métaux d'Umicore ont été retenus individuellement (Hagelüken, 2006). A cette sélection, on a rajouté l'aluminium et le fer, que les procédés de prétraitement mécanique permettent généralement de séparer des autres éléments métalliques (Hischier and St. Gallen, 2007). Les autres éléments métalliques ont été regroupés sous l'étiquette "Autres métaux". Le tableau A.1 détaille la sélection des métaux d'intérêt dans le cadre de cette étude.
- Les concentrations des métaux sélectionnés comme métaux d'intérêt ainsi que celles des matériaux non-métalliques généralement présents dans les cartes électroniques "pauvres" sont basées sur le rapport du JRC (Chancerel and Marwede, 2016).

Elément	Pourcentage massique moyen (ppm)	Parmi les éléments les plus représentés	Recyclé par Umicore
Ag	520	Oui	Oui
Al	22100	Oui	Non
As	10	Non	Oui
Au	70	Oui	Oui
Ba	3200	Oui	Non
Be	1	Non	Non
Cd	0,14	Oui	Non
Co	400	Non	Non
Cr	50	Oui	Non
Cu	196000	Oui	Oui
Fe	35700	Non	Non
Ni	4300	Oui	Oui
Pb	26600	Oui	Oui
Pd	10	Oui	Oui
Sb	1000	Oui	Oui
Zn	3200	Oui	Non

TABLE A.1 – Concentrations moyennes des principaux métaux présents dans les circuits imprimés dits "pauvres", sur base de (Chancerel and Marwede, 2016)

Annexe B

Sélection des catégories d'impact

Le tableau B.1 se base sur la revue de littérature des analyses de cycle de vie ayant pour objet la gestion en fin de vie de DEEE (Xue and Xu, 2017).

Il reprend le nombre d'études, parmi les études analysées, considérant au travers des catégories d'impact sélectionnées les enjeux environnementaux décrits.

Enjeu environnemental	Nombre d'études	Pourcentage des études (%)
Changement climatique	21	78%
Destruction de l'ozone stratosphérique	15	56%
Radiations ionisantes	4	15%
Formation de particules fines	4	15%
Formation de photo-oxydants	15	56%
Toxicité humaine	19	70%
Ecotoxicité	17	63%
Acidification	19	70%
Consommation d'eau	2	7%
Utilisation des terres	3	11%
Eutrophisation	19	70%
Epuisement des ressources abiotiques	22	81%

TABLE B.1 – Enjeux environnementaux adressés par les études faisant l'objet de (Xue and Xu, 2017)

Annexe C

Bilans matière à l'issue du prétraitement

	Oblitérateur (g)	Traitement intégré cuivre (g)	Traitement aluminium (g)	Traitement acier (g)	Incinération résidus (g)	Traitement traditionnel cuivre (g)
Aluminium	1189,46	14,87	1160,31	0,41	9,85	4,02
Cuivre	176,68	131,91	2,24	0,40	7,12	35,01
Nickel	2,89	2,89	0,00	0,00	0,00	0,00
Plomb	17,90	17,90	0,00	0,00	0,00	0,00
Or	0,05	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Argent	0,35	0,35	0,00	0,00	0,00	0,00
Palladium	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Autres métaux non-ferreux	4,85	4,85	0,00	0,00	0,00	0,00
Métaux ferreux	397,16	24,03	3,73	354,48	11,19	3,73
Antimoine	0,67	0,67	0,00	0,00	0,00	0,00
Plastique	1520,82	133,32	187,50	0,00	1200,00	0,00
Verre	207,96	207,96	0,00	0,00	0,00	0,00
Autres non-métaux	134,20	134,20	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	3653,00	673,00	1353,78	355,29	1228,16	42,77

TABLE C.1 – Bilan de matière pour le scénario de Recy-K. Les quantités de matière dans les fractions à partir desquelles elles sont considérées comme pouvant être valorisées sont mises en évidence.

	Oblitérateur (g)	Traitement intégré cuivre (g)	Traitement aluminium (g)	Traitement acier (g)	Incinération résidus (g)
Aluminium	1189,46	58,28	982,50	5,95	142,74
Cuivre	176,68	138,17	8,83	1,59	28,09
Nickel	2,89	2,89	0,00	0,00	0,00
Plomb	17,90	14,32	0,21	0,21	3,15
Or	0,05	0,01	0,00	0,02	0,02
Argent	0,35	0,04	0,07	0,12	0,12
Palladium	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
Autres métaux non-ferreux	4,85	4,85	0,00	0,00	0,00
Métaux ferreux	397,16	3,97	3,97	377,30	11,91
Antimoine	0,67	0,67	0,00	0,00	0,00
Plastique	1520,82	152,08	7,60	18,25	1342,89
Verre	207,96	20,80	1,25	1,25	184,67
Autres non-métaux	134,20	0,00	0,00	0,00	134,20
Total	3653,00	396,09	1004,44	404,69	1847,78

TABLE C.2 – Bilan de matière pour le scénario de référence. Les quantités de matière dans les fractions à partir desquelles elles sont considérées comme pouvant être valorisées sont mises en évidence.

Annexe D

Résultats des analyses de cycle de vie

Catégorie d'impact	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisation	Crédits réutilisation	Total
Changement climatique	kg CO2 eq	1,01E+00	4,19E-01	1,05E-02	1,47E-02	-1,76E+00	-1,96E+00	-2,27E+00
Destruction d'ozone stratosphérique	kg CFC11 eq	7,37E-07	2,72E-07	3,00E-09	8,21E-09	-1,16E-06	-2,82E-07	-4,27E-07
Radiations ionisantes	kBq Co-60 eq	1,14E-03	2,79E-02	2,62E-04	3,48E-04	-6,81E-02	-1,91E-02	-5,76E-02
Formation d'ozone, santé humaine	kg NOx eq	3,22E-04	8,65E-04	3,10E-05	3,89E-05	-6,88E-03	-3,67E-03	-9,30E-03
Formation de particules fines	kg PM2.5 eq	6,04E-05	6,89E-04	2,08E-05	1,51E-05	-8,72E-03	-3,21E-03	-1,11E-02
Formation d'ozone, écosystèmes terrestres	kg NOx eq	3,23E-04	8,81E-04	3,20E-05	4,00E-05	-6,98E-03	-3,89E-03	-9,59E-03
Acidification terrestre	kg SO2 eq	1,61E-04	1,66E-03	6,44E-05	3,61E-05	-2,38E-02	-8,32E-03	-3,02E-02
Eutrophisation d'eau douce	kg P eq	9,94E-06	3,02E-04	2,89E-06	1,56E-06	-1,03E-02	-1,13E-03	-1,11E-02
Eutrophisation marine	kg N eq	1,49E-05	1,10E-05	2,37E-07	1,15E-07	-3,07E-04	-8,73E-05	-3,68E-04
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DCB	3,15E-01	1,13E+01	5,56E-02	1,25E-01	-8,62E+01	-2,20E+01	-9,64E+01
Ecotoxicité d'eau douce	kg 1,4-DCB	4,07E-01	5,25E-02	2,93E-04	3,45E-04	-2,78E+00	-2,23E-01	-2,54E+00
Ecotoxicité marine	kg 1,4-DCB	4,89E-01	8,02E-02	4,40E-04	5,38E-04	-3,74E+00	-3,10E-01	-3,48E+00
Toxicité humaine carcinogène	kg 1,4-DCB	1,54E-02	1,87E-01	9,54E-04	4,56E-04	-5,75E-01	-2,46E-01	-6,17E-01
Toxicité humaine non-carcinogène	kg 1,4-DCB	7,01E-01	2,04E+00	1,06E-02	1,20E-02	-6,45E+01	-6,17E+00	-6,79E+01
Occupation des terres	m2a crop eq	3,78E-04	1,16E-02	2,00E-03	4,26E-04	-6,49E-02	-1,30E-02	-6,35E-02
Epuisement des ressources minérales	kg Cu eq	6,76E-05	1,04E-02	1,62E-04	4,38E-05	-1,31E-01	-2,29E-02	-1,43E-01
Epuisement des ressources fossiles	kg oil eq	5,11E-03	9,29E-02	2,23E-03	4,92E-03	-3,73E-01	-7,29E-01	-9,96E-01
Consommation d'eau	m3	5,61E-04	9,26E-03	8,28E-05	4,33E-05	-1,71E-02	-2,23E-02	-2,95E-02

TABLE D.1 – Résultats de l'analyse de cycle de vie - scénario de Recy-K - ReCiPe 2016 (H) midpoint

Catégorie d'impact	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits pour et énergie	Crédits pour réutilisation	Total
Changement climatique	kg CO2 eq	1,34E+00	3,86E-01	5,71E-02	5,13E-02	-1,67E+00	0,00E+00	1,57E-01
Destruction d'ozone stratosphérique	kg CFC11 eq	9,76E-07	2,14E-07	2,08E-08	2,86E-08	-7,07E-07	0,00E+00	5,32E-07
Radiations ionisantes	kBq Co-60 eq	4,36E-04	2,49E-02	6,13E-03	1,21E-03	-2,05E-01	0,00E+00	-1,72E-01
Formation d'ozone, santé humaine	kg NOx eq	4,18E-04	7,63E-04	1,12E-04	1,35E-04	-4,15E-03	0,00E+00	-2,73E-03
Formation de particules fines	kg PM2.5 eq	5,95E-05	5,84E-04	1,28E-04	5,27E-05	-4,84E-03	0,00E+00	-4,02E-03
Formation d'ozone, écosystèmes terrestres	kg NOx eq	4,19E-04	7,78E-04	1,13E-04	1,40E-04	-4,22E-03	0,00E+00	-2,77E-03
Acidification terrestre	kg SO2 eq	1,79E-04	1,39E-03	2,20E-04	1,26E-04	-1,19E-02	0,00E+00	-9,94E-03
Eutrophisation d'eau douce	kg P eq	8,01E-06	1,77E-04	3,10E-05	5,44E-06	-2,41E-03	0,00E+00	-2,19E-03
Eutrophisation marine	kg N eq	1,94E-05	9,19E-06	1,98E-06	4,02E-07	-1,16E-04	0,00E+00	-8,53E-05
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DCB	2,66E-01	7,42E+00	9,01E-01	4,36E-01	-3,80E+01	0,00E+00	-2,90E+01
Ecotoxicité d'eau douce	kg 1,4-DCB	1,48E+00	3,58E+00	1,93E-03	1,20E-03	-1,32E+00	0,00E+00	3,74E+00
Ecotoxicité marine	kg 1,4-DCB	1,77E+00	4,28E+00	3,08E-03	1,87E-03	-1,67E+00	0,00E+00	4,38E+00
Toxicité humaine carcinogène	kg 1,4-DCB	2,01E-02	2,04E-01	2,57E-03	1,59E-03	-3,87E-01	0,00E+00	-1,59E-01
Toxicité humaine non-carcinogène	kg 1,4-DCB	1,15E+00	1,70E+00	7,53E-02	4,19E-02	-1,37E+01	0,00E+00	-1,07E+01
Occupation des terres	m2a crop eq	3,80E-04	1,13E-02	1,33E-03	1,48E-03	-3,52E-02	0,00E+00	-2,07E-02
Epuisement des ressources minérales	kg Cu eq	7,03E-05	6,83E-03	1,48E-04	1,53E-04	-5,12E-02	0,00E+00	-4,40E-02
Epuisement des ressources fossiles	kg oil eq	4,79E-03	8,15E-02	1,33E-02	1,72E-02	-3,63E-01	0,00E+00	-2,47E-01
Consommation d'eau	m3	7,12E-04	7,24E-03	3,50E-04	1,51E-04	-1,55E-02	0,00E+00	-7,01E-03

TABLE D.2 – Résultats de l'analyse de cycle de vie - scénario de référence - ReCiPe 2016 (H) midpoint

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisation	Crédits réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,19E-06	1,93E-06	2,86E-08	2,75E-08	-2,38E-05	-6,11E-06	-2,67E-05
Diversité des écosystèmes	species.yr	3,25E-09	2,24E-09	6,87E-11	6,11E-11	-2,19E-08	-9,37E-09	-2,56E-08
Disponibilité des ressources	USD2013	1,50E-03	2,86E-02	6,90E-04	2,08E-03	-1,10E-01	-2,66E-01	-3,43E-01

TABLE D.3 – Résultats de l'analyse de cycle de vie - scénario de Recy-K - ReCiPe 2016 (H) endpoint

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits pour valorisation	Crédits pour réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,61E-06	1,81E-06	1,60E-07	9,60E-08	-9,04E-06	0,00E+00	-5,36E-06
Diversité des écosystèmes	species.yr	5,06E-09	4,80E-09	2,70E-10	2,13E-10	-1,14E-08	0,00E+00	-1,05E-09
Disponibilité des ressources	USD2013	1,72E-03	2,47E-02	2,42E-03	7,26E-03	-8,92E-02	0,00E+00	-5,30E-02

TABLE D.4 – Résultats de l'analyse de cycle de vie - scénario de référence - ReCiPe 2016 (H) endpoint

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisés	Crédits réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,07E-06	1,05E-06	1,89E-08	1,47E-08	-2,97E-05	-4,46E-06	-3,20E-05
Qualité des écosystèmes	PDF*m ² yr	3,75E-01	1,76E-01	2,42E-03	1,44E-03	-1,91E+00	-2,78E-01	-1,63E+00
Disponibilité des ressources	MJ surplus	2,31E-02	5,44E-01	1,01E-02	2,86E-02	-2,20E+00	-4,16E+00	-5,75E+00

TABLE D.5 – Résultats de l'analyse de cycle de vie effectuée dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la méthode de caractérisation des impacts - scénario de Recy-K - Eco-indicator 99 (H)

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisés	Crédits réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,40E-06	7,04E-07	1,12E-07	5,13E-08	-8,27E-06	0,00E+00	-6,00E-06
Qualité des écosystèmes	PDF*m ² yr	1,34E+00	3,33E+00	1,07E-02	5,02E-03	-1,29E+00	0,00E+00	3,40E+00
Disponibilité des ressources	MJ surplus	2,68E-02	4,35E-01	3,44E-02	9,98E-02	-1,71E+00	0,00E+00	-1,12E+00

TABLE D.6 – Résultats de l'analyse de cycle de vie effectuée dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur la méthode de caractérisation des impacts - scénario de référence - Eco-indicator 99 (H)

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisés	Crédits réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,19E-06	1,93E-06	2,86E-08	2,75E-08	-2,53E-05	-3,46E-06	-2,58E-05
Diversité des écosystèmes	species.yr	3,25E-09	2,24E-09	6,87E-11	6,11E-11	-2,33E-08	-6,84E-09	-2,45E-08
Disponibilité des ressources	USD2013	1,50E-03	2,86E-02	6,90E-04	2,08E-03	-1,18E-01	-2,49E-01	-3,35E-01

TABLE D.7 – Résultats de l'analyse de cycle de vie effectuée dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur les crédits environnementaux attribués au système - modélisation alternative pour le moteur - ReCiPe 2016 (H) endpoint

Catégorie de dommages	Unité	Incinération	Recyclage métaux	Prétraitement	Transport	Crédits valorisés	Crédits réutilisation	Total
Santé humaine	DALY	1,19E-06	1,93E-06	2,86E-08	2,75E-08	-2,38E-05	-3,80E-06	-2,44E-05
Diversité des écosystèmes	species.yr	3,25E-09	2,24E-09	6,87E-11	6,11E-11	-2,19E-08	-3,97E-09	-2,02E-08
Disponibilité des ressources	USD2013	1,50E-03	2,86E-02	6,90E-04	2,08E-03	-1,10E-01	-2,60E-02	-1,03E-01

TABLE D.8 – Résultats de l'analyse de cycle de vie effectuée dans le cadre de l'analyse de sensibilité sur les crédits environnementaux attribués au système - modélisation alternative pour le boîtier - ReCiPe 2016 (H) endpoint