

BOUCLES MATIERES, BOUCLES PRODUITS ET ACV

RAPPORT FINAL

Mars 2020

Responsables scientifiques :

- **Sophie SFEZ, Luca PETRUCCELLI**

Vertech Group, 11 Rue Défly, 06000 Nice



- **Emmanuelle COR, Elise MONNIER**

CEA Liten, 17 Avenue des Martyrs, 38000 Grenoble



L'association SCORE LCA est une structure d'étude et de recherche dédiée aux travaux relatifs à l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et à la quantification environnementale. Elle vise à promouvoir et à organiser la collaboration entre entreprises, institutionnels et scientifiques afin de favoriser une évolution partagée et reconnue, aux niveaux européen et international, de la méthode d'Analyse du Cycle de Vie et de sa mise en pratique.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr
- ✓ En Bibliographie, ce document sera cité sous la référence :
SCORE LCA, Boucles matières, boucles produits et ACV, 2020, 105 pages, n°2018-02.
- ✓ Les points de vue et recommandations exprimés dans ce document n'engagent que les auteurs et ne traduisent pas nécessairement, sauf mention contraire, l'opinion de l'ensemble des membres de SCORE LCA.
- ✓ Les informations et les conclusions présentées dans le présent document ont été établies au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Comité de suivi pour SCORE LCA : Anne Prieur-Vernat, Camille Jeandaux, Nathan Sonalier, Caroline De-Zutter – ENGIE ; Denis Le Boulch, Anne Grau – EDF ; Jean-paul Cazalets – Total ; Daniel Dunet, Jeanne Serre, Jessica François – Veolia R&I ; Violaine Poulain, Yves Babian, Fabrice Abraham – Renault ; Erwan Autret – ADEME ; Christophe Calais – ARKEMA ; Manuelle Diemer – Alstom ; Romain Muggéo – Michelin ; Jade Garcia, Philippe Osset – SCORE LCA ;

RESUME

Le changement de paradigme d'une économie linéaire vers une économie circulaire demande à l'industrie de transformation de revoir ses modèles de production. De nouveaux modèles basés sur la recirculation des produits en fin de vie dans l'économie sont mis en place. Cependant, pour un même produit, différentes boucles sont possibles. Des éléments sur les performances de ces boucles de l'économie circulaire manquent au secteur de l'industrie pour les orienter dans le choix d'une boucle. Cette étude a pour objectif d'apporter des éléments pour orienter ce choix sur la base de critères environnementaux caractérisés par la méthode de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Tout d'abord, les différentes boucles de l'économie circulaire sont définies. Il existe deux catégories de boucles : les boucles fermées, qui comprennent des procédés de réemploi et de préparation en vue de la réutilisation (valorisation « produit ») et recyclage (valorisation « matière »), et les boucles ouvertes, qui comprennent des boucles de repurposing et recyclage. Dans un deuxième temps, une revue de la littérature a été menée ainsi que l'analyse de 6 cas d'étude : trois cas de valorisation d'aimants permanents en fin de vie (remanufacturing, et 2 voies de recyclage), un cas de remanufacturing de pneus, un cas de remanufacturing de moteur et un cas de symbiose industrielle. Plusieurs conclusions et recommandations ont été tirées de la revue de la littérature et de ces cas d'étude. Un premier groupe de recommandations concerne l'approche méthodologique choisie pour comparer les boucles. Plusieurs approches concernant le choix de l'unité fonctionnelle et les frontières du système sont possibles. Ces approches (appelées « Déchet », « Matière première » et « Système ») peuvent être choisies sur base des objectifs de l'étude. Un arbre d'aide à la décision est proposé pour aider ce choix ainsi qu'une fiche méthodologique par méthode. Ces fiches rapportent les éléments clés d'attention lorsqu'une méthode est choisie. Un deuxième groupe de recommandations se concentre sur la hiérarchie des boucles en elles-mêmes. Lorsque peu de ressources sont disponibles pour réaliser une ACV, la hiérarchie des déchets définie par la Commission Européenne peut être suivie. De plus, la revue de la littérature n'a pas validé l'idée reçue qu'une boucle fermée serait plus performante d'un point de vue environnemental qu'une boucle ouverte. Il n'est donc pas recommandé de préférer une boucle fermée plutôt qu'ouverte sans avoir confirmé son avantage sur base d'une ACV. Certains types de produits, caractérisés par une forte contribution de la phase d'utilisation et une évolution technologique rapide permettant une réduction de son impact (ex : les équipements électroménagers), peuvent parfois déroger à la hiérarchie des déchets. Une ACV incluant les vies multiples (approche « Système ») et la phase d'utilisation doit être réalisée pour vérifier ou non la validité de la hiérarchie des déchets pour ces produits.

MOTS CLES

Economie circulaire, ACV, hiérarchie des boucles, recyclage, préparation en vue de la réutilisation

SUMMARY

The paradigm shift from a linear to a circular economy requires industry to change its way of producing goods and services. New models of production based on the recirculation of products at their end of life in the economy are developing. However, for a single product, several loops exist. Elements on the performance of the circular economy loops are missing to help companies orientate their choice towards a specific loop. This study aims to provide elements to orientate this choice based on environmental criteria using the Life Cycle Assessment methodology (LCA). First, the different loops of circular economy are defined. Two types of loops exist: closed loops, which embed reuse (product recovery) and recycling (material recovery) loops, and open loops which embed repurposing and recycling loops. In a second step, a literature review was carried out, as well as the analysis of 6 case studies: three cases of permanent magnets' valorization at their end of life (remanufacturing, and 2 recycling paths), one case of tire remanufacturing, one case of engine remanufacturing and one case on industrial symbiosis. Several conclusions and recommendations were drawn from the literature review and from these case studies. A first group of recommendations concerns the methodological approach chosen to compare the loops. Several approaches regarding the choice of the functional unit and the system boundaries are possible. These approaches (called "Waste", "Feedstock" and "System") can be chosen based on the objectives of the study. A decision support tree is proposed to help this choice. One methodological sheet is also proposed for each approach. These sheets report the key elements of attention when a method is chosen. A second group of recommendations focuses on the hierarchy of the loops themselves. When few resources are available to perform an LCA, the waste hierarchy defined by the European Commission can be followed. In addition, the literature review did not validate the belief that a closed loop would be more efficient than an open loop from an environmental point of view. It is therefore not recommended to prefer a closed loop rather than an open loop without having confirmed its advantage based on an LCA. Some products, characterized by a large contribution of the use phase and quick technological

development allowing a reduction of its impact (e.g. household appliances), can sometimes derogate from the waste hierarchy. An LCA including the product's multiple lives ("System" approach) and the use phase must be carried out to verify or not the validity of the waste hierarchy for these products.

KEY WORDS

Circular economy, LCA, loop hierarchy, recycling, reuse

SOMMAIRE

1.	Introduction	6
1.	1. Contexte de l'étude.....	6
2.	2. Les boucles de l'économie circulaire.....	6
2.1.	2.1. Les boucles « produits et matières »	7
2.2.	2.2. Les boucles « déchets et co-produits »	12
3.	3. Problématique : hiérarchie des boucles et voies de valorisation	12
2.	2. Revue de la littérature – boucles « produit et matière »	16
1.	1. Méthodologie	16
2.	2. Résultats.....	17
2.1.	2.1. Contexte et objectif des études	17
2.2.	2.2. Approche méthodologique.....	18
2.3.	2.3. Résultats obtenus dans les études.....	26
3.	3. Conclusions de la revue de la littérature	33
3.1.	3.1. Sur la méthode suivie pour comparer les boucles	33
3.2.	3.2. Sur le choix des boucles de l'économie circulaire	35
3.	3. Etudes de cas	37
1.	1. Cas n° 1, 2 et 3 : valorisation d'aimants permanents en fin de vie	37
1.1.	1.1. Description des scénarios	37
1.2.	1.2. Objectif et champ de l'étude	42
1.3.	1.3. Inventaire du cycle de vie	43
1.4.	1.4. Evaluation d'impacts et analyse de sensibilité	44
1.5.	1.5. Résultats.....	45
1.6.	1.6. Conclusions	50
2.	2. Cas n°4 : reconditionnement de pneus suivant un modèle d'économie de la fonctionnalité	51
2.1.	2.1. Description du modèle d'économie de la fonctionnalité	51
2.2.	2.2. Objectif et champ de l'étude	51
2.3.	2.3. Inventaire du cycle de vie	52
2.4.	2.4. Evaluation d'impacts et analyse de sensibilité	53
2.5.	2.5. Résultats.....	54
2.6.	2.6. Conclusions	57
3.	3. Cas n°5 : remanufacturing de moteurs.....	57
3.1.	3.1. Objectif et champ de l'étude	57
3.2.	3.2. Inventaire du cycle de vie	58
3.3.	3.3. Evaluation des impacts et analyse de sensibilité	64
3.4.	3.4. Résultats.....	64
3.5.	3.5. Conclusions	70
4.	4. Cas n°6 : symbiose industrielle	71
4.1.	4.1. Objectif et champ de l'étude	71
4.2.	4.2. Inventaire du cycle de vie	71
4.3.	4.3. Evaluation d'impacts et analyse de sensibilité	73
4.4.	4.4. Résultats.....	75
4.5.	4.5. Conclusions	79
5.	5. Conclusion sur les cas d'étude.....	79
4.	4. Recommandations et fiches méthodologiques.....	80
6.1.	6.1. Fiches méthodologiques pour les trois approches ACV.....	80
6.2.	6.2. Recommandations.....	88
6.3.	6.3. Guide de priorisation des recommandations	92
5.	5. Annexes	94
	Annexe 1 : Analyse détaillée des analyses de sensibilité.....	94
	Annexe 2 : Résultats de l'ACV comparative des 3 voies de valorisation des aimants permanents en fin de vie pour les 9 autres catégories d'impact.....	102
6.	6. Références.....	103

1. Introduction

1. Contexte de l'étude

Depuis le lancement de son plan d'action en faveur d'une économie circulaire en Décembre 2015, l'Union Européenne a placé l'économie circulaire au cœur de sa stratégie de création d'emplois et d'approvisionnement en matières premières. En Mars 2019, la Commission Européenne a publié un rapport relatif à la mise en œuvre du plan d'action en faveur d'une économie circulaire, avec pour objectif de dresser un état des lieux des actions mises en œuvre depuis le lancement du Plan d'action et des efforts restant à faire. Les mesures mises en œuvre pour stimuler des systèmes de production circulaires sont nombreuses. Peuvent être citées notamment l'intégration d'exigences en matière d'utilisation rationnelle des matériaux dans les mesures d'éco-conception et d'étiquetage énergétique (par exemple sur la disponibilité des pièces de rechange), l'intégration dans les normes européennes de critères de mesure de la durabilité, la réutilisabilité, la réparabilité, la recyclabilité et de la présence de matières premières critiques, ou encore la création de la plateforme «Information for Recyclers» qui recueille et partage des informations sur la préparation à la réutilisation et au traitement des nouveaux équipements électriques et électroniques mis pour la première fois sur le marché de l'Union Européenne. Le rapport souligne également le rôle clé des entreprises dans la mise en œuvre de ces systèmes circulaires, notamment par la mise en place de nouveaux modèles d'entreprise.

En France, la loi de transition énergétique pour la croissance verte de 2015 fixe des objectifs pour le développement de l'économie circulaire. En 2018, des mesures concrètes ont été proposées dans la « feuille de route économie circulaire », ces mesures impliquant particulièrement les entreprises dans l'axe « mieux produire ». Ces mesures ont notamment abouti au lancement début 2019 de projets structurants du contrat de la filière *Transformation et valorisation des déchets*, notamment les projets « Développer et soutenir l'incorporation de matières premières de recyclage dans les produits finis » et « Accompagner les acteurs de la recyclabilité et le potentiel de valorisation, notamment via la mise en place d'un réseau d'expertise ».

Les initiatives précitées ont toutes pour objectif de « boucler la boucle », permettant ainsi la réduction de la consommation de matières premières vierges d'un côté et la réduction de l'élimination des déchets par l'incinération et l'enfouissement de l'autre. Bien que la nécessité de passer d'un modèle linéaire à un modèle circulaire fasse consensus, il n'est pas clair quelles « boucles » adopter pour atteindre cet objectif. L'Analyse de Cycle de Vie (ACV) environnementale est un outil reconnu pour répondre à cette question en prenant en compte les performances environnementales des systèmes analysés. SCORE LCA a réalisé plusieurs études sur l'application de l'ACV aux systèmes circulaires, notamment sur les spécificités méthodologiques de l'évaluation de tels systèmes. Cette étude fait suite aux études précédentes en se concentrant sur les informations apportées par l'ACV pour orienter le choix d'une entreprise vers une boucle plutôt qu'une autre, et les paramètres (méthodologiques ou contextuels) qui peuvent influencer ce choix. En introduction, les types de boucles de l'économie circulaire considérés dans l'étude sont présentés ainsi que la problématique liée à leur hiérarchisation. L'approche suivie pour répondre à cette problématique est également présentée.

2. Les boucles de l'économie circulaire

Cette section a pour objectif de définir les termes utilisés dans le reste de l'étude afin d'assurer une bonne compréhension du document, en se basant sur un nombre restreint d'études reconnues. L'objectif n'est donc pas de mener une revue de la littérature de toutes les définitions existantes.

La Fondation Ellen MacArthur définit deux cycles pour les produits et matières : le cycle biologique et le cycle technique (Figure 1). Le cycle biologique produit des matières et produits organiques qui réintègrent la biosphère et participent à la restauration des systèmes vivants. Le cycle technique produit des pièces, composants et produits qui circulent dans la technosphère. La durabilité des différentes boucles de valorisation du cycle biologique a déjà été le sujet de nombreuses études synthétisant des revues de la littérature (Six et al. 2016; Bernstad et al. 2012; Morris et al. 2011). Par conséquent, cette étude se concentre sur les boucles du cycle technique.

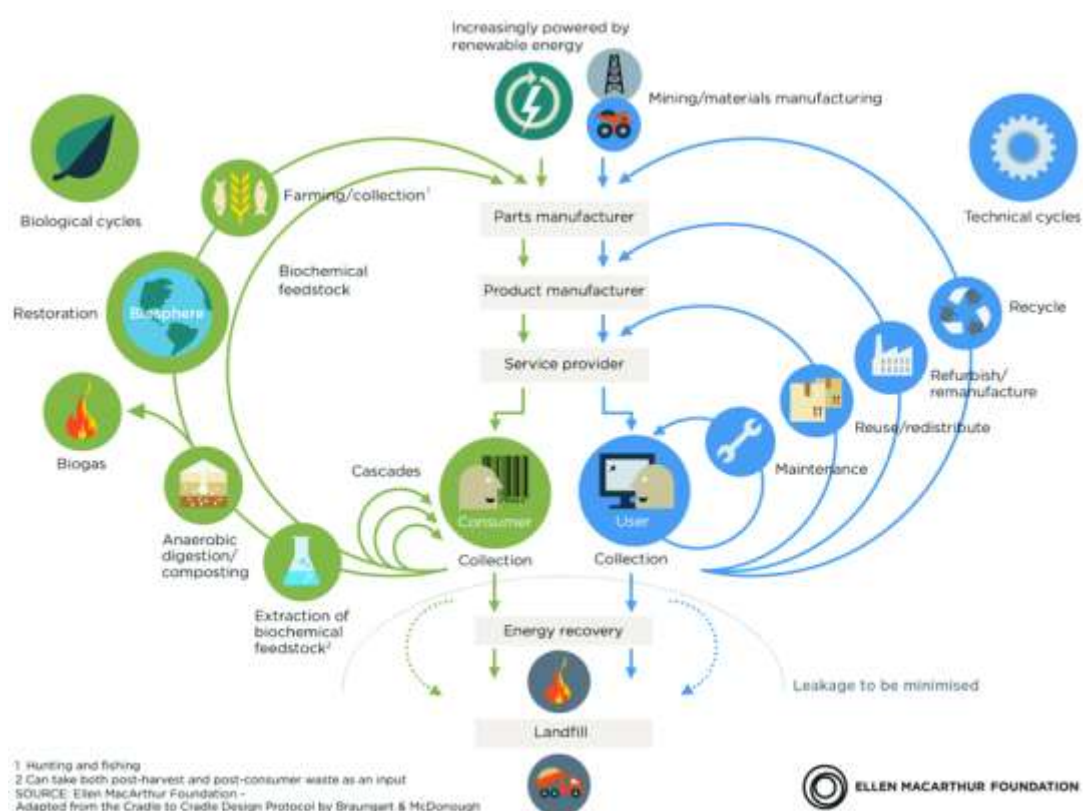


Figure 1: Les cycles biologique et technique de l'économie circulaire (Fondation Ellen MacArthur)

Dans le cycle technique, la question du choix des boucles de valorisation se pose aux entreprises pour deux types de flux : 1/ les flux des produits qu'elles mettent sur le marché, qui arrivent en fin de vie, et dont elles ont, d'après le concept de responsabilité élargie du producteur, la responsabilité de traiter ; 2/ les flux de déchets et co-produits issus de leurs activités de production.

Nous appellerons les boucles relatives aux produits mis sur le marché et arrivant en fin de vie les boucles « produit et matière » et les boucles relatives aux déchets de production les boucles « déchets et co-produits ».

Un exemple de boucle « produit et matière » est le recyclage après usage des bouteilles PET en nouvelles bouteilles PET. La boucle concerne un produit mis sur le marché (bouteille PET) et commence après que le produit ait rempli sa fonction, ici l'emballage de boissons.

Un exemple de boucle « déchets et co-produits » est l'utilisation de gypse produit par une centrale électrique lors de la désulfuration des émissions de dioxyde de soufre pour la production de panneaux de construction. La boucle concerne un déchet de production (gypse) et commence lorsque ce déchet est échangé avec une autre industrie.

2.1. LES BOUCLES « PRODUITS ET MATIERES »

BOUCLES FERMEES ET OUVERTES

Les deux familles de boucles « produits et matières » sont les boucles ouvertes et les boucles fermées. Cette notion est largement répandue dans la littérature et est également définie dans la norme ISO 14044. Une boucle fermée est un système dans lequel une partie ou la totalité des matériaux ou composants d'un produit en fin de vie sont réinjectés dans le même système, produisant ainsi le même produit. Une boucle ouverte est définie par la valorisation d'une partie ou de la totalité des matériaux ou composants d'un produit dans un autre système de production. Le produit obtenu à l'issue de ce système de production remplit une fonction différente du produit valorisé (Figure 2).

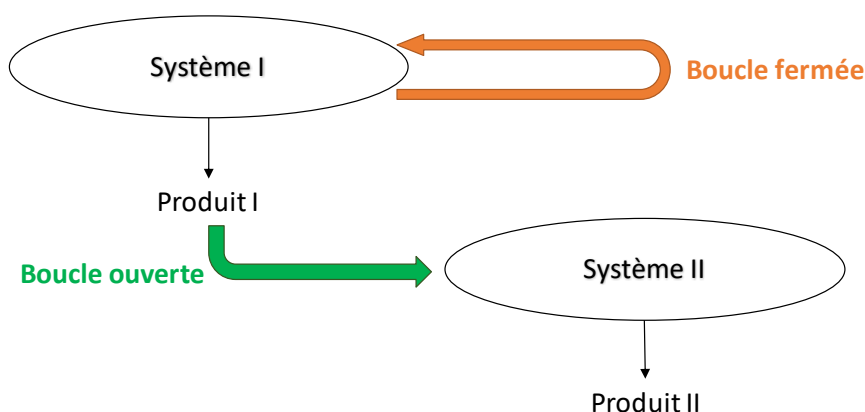


Figure 2: Boucle fermée et boucle ouverte

VOIES DE VALORISATION

Un système de production est caractérisé par différentes étapes : extraction/fabrication des matières premières, production des pièces, assemblage des composants, assemblage des produits, distribution et utilisation (Quantis et al. 2015). Un produit en fin de vie peut dans un premier temps voir sa durée de vie prolongée par une maintenance de la part de l'utilisateur. Ceci repousse le moment où le produit entamera une nouvelle boucle de valorisation : on parle alors de « ralentissement de la boucle ». Lorsqu'un produit arrive effectivement en fin de vie, il peut réintégrer un système de production à chacune des étapes de production, suivant sa route de valorisation.

Au niveau Européen, la Directive Déchets définit deux grandes voies de gestion en fin de vie autres que l'élimination : le réemploi (« reuse » en anglais) et la valorisation (« recovery »). Ces deux termes se distinguent par le passage (valorisation) ou non (réemploi) des substances, matières ou produits par le statut de déchet¹. La valorisation comprend les voies de préparation en vue de la réutilisation, le recyclage, et toute voie autre que les deux précédentes. Dans le Code de l'Environnement, le terme « valorisation » est utilisé pour toute voie autre que l'élimination et inclus donc le réemploi. Dans cette étude, menée dans un contexte français, le terme « valorisation » sera utilisé selon le sens suivi par le Code de l'Environnement.

Mise à part cette terminologie différente, les définitions des termes réemploi, préparation en vue de la réutilisation et recyclage sont similaires dans les deux textes :

- **Réemploi** : valorisation des substances, matières ou produits qui ne sont pas devenus des déchets (autrement dit en « fin d'usage ») pour un usage identique à celui pour lequel ils avaient été conçus.
- **Préparation en vue de la réutilisation** : toute opération de contrôle, de nettoyage ou de réparation en vue de la valorisation par laquelle des substances, matières ou produits qui sont devenus des déchets sont préparés de manière à être réutilisés sans autre opération de prétraitement.
- **Recyclage** : toute opération de valorisation par laquelle les déchets, y compris les déchets organiques, sont retraités en substances, matières ou produits aux fins de leur fonction initiale ou à d'autres fins. Le recyclage est généralement associé à une transformation des produits en matière (par exemple recyclage du verre, du plastique, du papier) via une altération des propriétés physico-chimiques des flux (Ziout et al. 2014; European Commission, n.d.; Worrell et al. 2014).
- **Autres opérations** : toutes autres opérations telles que la valorisation énergétique, le traitement des déchets pour la production de fuel et l'utilisation pour des opérations de remblaiement.

¹ Toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire (article L541-1-1 du Code de l'Environnement).

Le réemploi et la préparation en vue de la réutilisation sont qualifiés de valorisation « produit », caractérisée par un maintien de la valeur des produits qu'ils valorisent, contrairement au recyclage, qualifié de valorisation « matière », qui altère leurs propriétés physico-chimiques (Bauer 2018; Deloitte et al. 2018).

Dans la littérature, de nombreux termes existent pour désigner les opérations de préparation en vue de la réutilisation. En anglais, les termes « repairing », « refurbishing », « remanufacturing » and « repurposing » sont employés pour désigner différents niveaux de préparation. Il n'existe pas de définition claire de ces termes, comme illustré par Gharfalkar et al. (2016) qui identifient des incohérences et un manque d'exhaustivité lors de l'analyse des activités de préparation en vue de la réutilisation dans la littérature scientifique. De même, les termes « refabrication », « réparation », « remise à neuf », « reconditionnement » et « récupération » sont utilisés en français mais tous n'ont pas de définition clairement établie. En France, l'AFNOR participe actuellement à des travaux de définition de ces termes via la conception de deux nouvelles normes : la norme NF EN 4553 sur une *Méthode générale pour l'évaluation de la capacité de refabrication*, et la norme Européenne CLC/prTR 45550 « Definitions related to material efficiency ». Dans cette étude, nous nous baserons sur les termes utilisés dans Bauer (2018). Tout d'abord, Bauer (2018) se base sur le British Standard BS8887-2-2009 (Bakker et al. 2014) et considère les trois stratégies principales préservant la valeur ajoutée des produits : le réemploi (défini ci-dessus, qui n'est pas une opération de préparation en vue de la réutilisation), le remanufacturing et le reconditionnement. Le réemploi a été défini précédemment. Le remanufacturing et le reconditionnement sont définis comme suit :

- *Remanufacturing* : ensemble de procédés consistant à restaurer un produit pour obtenir des performances identiques voire supérieures au produit d'origine.
- *Reconditionnement* : restauration d'un produit sans avoir pour objectif de le remettre à neuf mais permettant son fonctionnement.

Le reconditionnement et le remanufacturing incluent des procédés de refabrication (lorsque des pièces sont remplacées) et de réparation. La distinction entre reconditionnement et remanufacturing est parfois difficile à établir. Des éléments pouvant être pris en compte pour faire cette distinction sont par exemple l'efficacité énergétique et la durée de vie du nouveau produit (sont-elles identiques ou supérieures au produit initial ?). Le remanufacturing et le reconditionnement aboutissent au même produit que le produit initial. Pour qualifier les opérations aboutissant à des produits différents du produit d'origine, Bauer (2018) utilise le terme « repurposing ». Il est important de noter que lors des procédés de préparation en vue de la réutilisation, certaines pièces sont remplacées. Les pièces obsolètes entrent alors elles-mêmes dans une voie de gestion de fin de vie, qui peut être dans la plupart des cas un recyclage ou une élimination.

Un produit en fin de vie peut réintégrer le même système de production, en boucle fermée, ou un autre système de production, en boucle ouverte. D'après les définitions ci-dessus, **le réemploi ne peut être qu'une boucle fermée, le repurposing qu'en boucle ouverte et le recyclage peut à la fois suivre un modèle ouvert ou fermé.**

Les différents concepts présentés dans cette section sont représentés en Figure 3. Des exemples de boucles sont donnés dans le Tableau 1.

Tableau 1: Exemples de boucles fermées et ouvertes

Boucle			Exemple
Fermée	Produit	Réemploi	• Réemploi de vêtements de deuxième main • Réemploi d'appareils électroménagers
		Préparation en vue de la réutilisation	• Réparation de smartphone pour une nouvelle vente et utilisation • Réutilisation d'un moteur de voiture dans un nouveau véhicule
	Matière	Recyclage	• Recyclage de bouteilles PET en bouteilles PET • Recyclage des fibres textiles en nouvelles fibres pour produire de nouveaux tissus
Ouverte	Produit	Préparation en vue de la réutilisation (<i>Repurposing</i>)	• Réutilisation de pneus usagés en matériau pour bassin de rétention • Fabrication de sacs à partir de vêtements usagés
	Matière	Recyclage	• Fabrication de fibres textiles à partir de bouteilles PET • Recyclage de déchets plastique ménager en mobilier de jardin

BOUCLES MATIERES, BOUCLES PRODUITS ET ACV

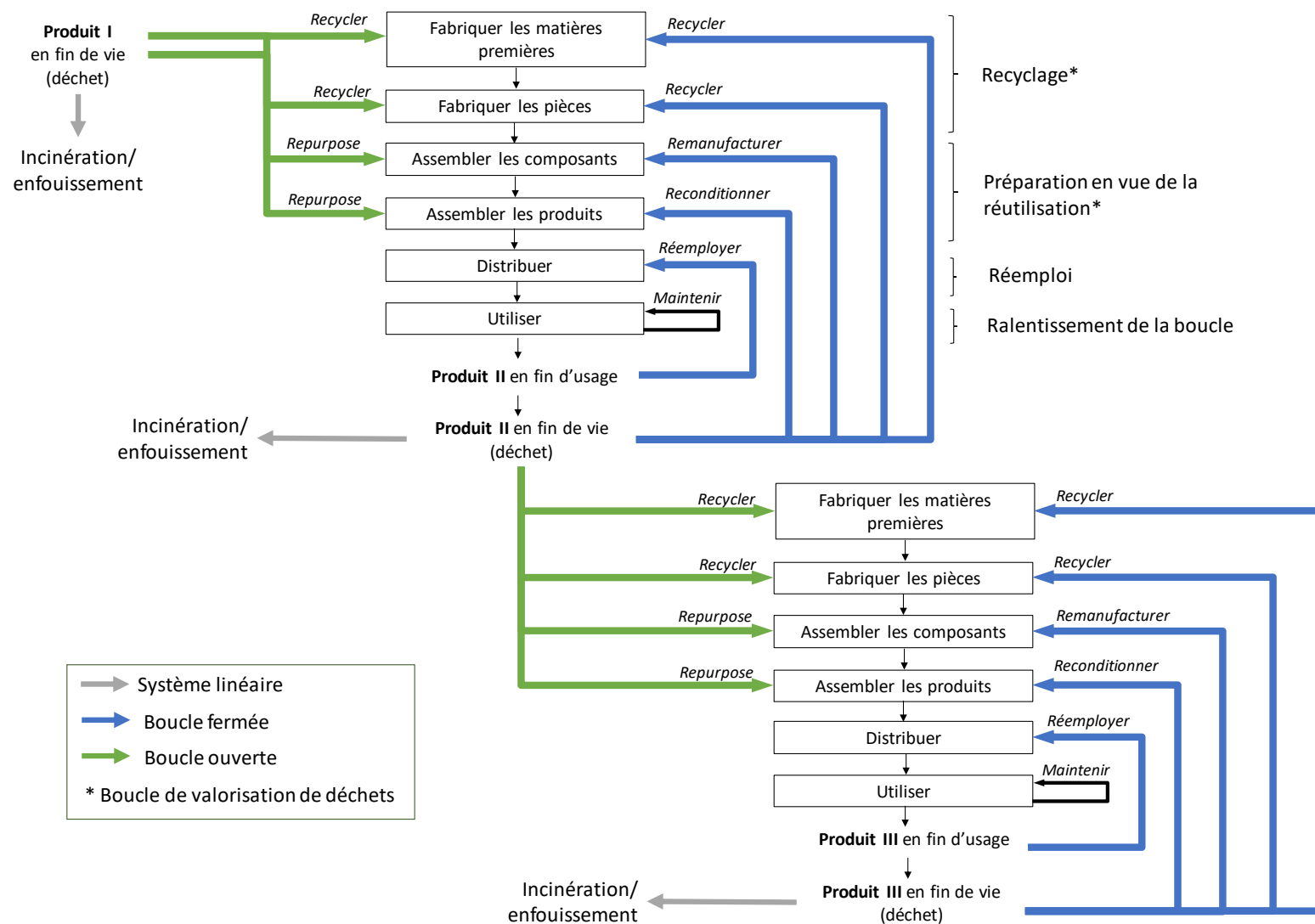


Figure 3: Représentation des différents types de boucles existantes dans l'économie circulaire (adapté de Quantis and Sofies (2015))

NOTION DE LONGUEUR DE BOUCLE

Un autre concept est également peu à peu introduit dans la littérature : le concept de longueur de boucle, qui introduit les notions de boucles longues et courtes. Ces termes ne sont pour le moment pas utilisés de façon cohérente et consensuelle, faisant référence à différents concepts :

- *Eloignement géographique* : certaines initiatives qualifient de boucles courtes les boucles de valorisation ayant lieux à proximité de la production du déchet. Par exemple, Recygo qualifie de boucle courte le recyclage en France du papier collecté sur le territoire français par Nouvelle Attitude². De même, Recita qualifie de boucle courte le recyclage en Nouvelle Aquitaine des bouteilles PET collectées dans le Grand Sud-Ouest³.
- *Nombre d'acteurs* : certaines initiatives sont qualifiées de boucles courtes lorsqu'elles sont gérées par une même entreprise (Lodetti et al. 2017). Par exemple, la Fondation Ellen MacArthur qualifie de boucle courte le recyclage par Renault de pièces plastiques issues de ses propres véhicules en fin de vie⁴.
- *Degré de mélange avec d'autres flux* : certaines boucles sont qualifiées de courtes lorsque la matière à valoriser n'est pas mélangée à d'autres (Le Moigne 2018). Les boucles longues concernent donc des boucles nécessitant une séparation des flux de déchets avant leur valorisation. Un exemple de boucle courte est le recyclage de produits chimiques pour une réutilisation sur le site de production. Un exemple de boucle longue est le recyclage des bouteilles PET, qui nécessite en premier lieu une séparation des autres types d'emballage.
- *Degré de transformation de la matière* : un dernier critère pouvant servir de base pour définir la longueur d'une boucle est le degré de transformation du produit à valoriser. Si la valorisation n'altère pas les propriétés physico-chimiques de la matière du produit à valoriser, on parle de boucle courte. Si la valorisation modifie la matière constituant le produit, on parle de boucle longue. Ainsi, les boucles de réutilisation des bouteilles plastiques via un système de consigne dans certains pays peuvent être considérées comme des boucles courtes alors que leur recyclage via un procédé de recyclage mécanique peut être considéré comme une boucle longue. Ce concept est celui qui se rapproche le plus du concept de « resserrement » de boucle promu par la Fondation Ellen MacArthur. Plus les boucles sont serrées, plus les produits valorisés réintègrent la chaîne de production à une étape proche de l'usage. Cette notion de « resserrement » est seulement abordée dans le cas des boucles fermées. Dans le cas des boucles ouvertes, la Fondation Ellen MacArthur parle d'utilisation en cascade.
- *Impact environnemental* : quel que soit le concept suivi pour définir la longueur des boucles, il est admis par le grand public que les boucles courtes ont un impact environnemental plus faible que les boucles longues. La définition de boucle courte ou longue pourrait donc être basée sur les performances environnementales des boucles, ce qui n'est pas forcément le cas dans le cadre des définitions ci-dessus. Une boucle courte serait alors une boucle avec un impact environnemental plus faible qu'une boucle alternative, qui serait alors qualifiée de longue.

Le degré de transformation de la matière semble être un critère relativement facile à caractériser et se rapproche le plus de l'approche de la Fondation Ellen MacArthur, dont les travaux font consensus. De plus, ce critère est en accord avec la réduction de l'entropie attendue par les boucles de l'économie circulaire. Dans cette étude, nous recommandons d'utiliser le concept de longueur de boucle en rapport avec le degré de transformation de la matière.

Sur base de ce critère, les notions de boucles courtes et longues sont mises en perspective avec les différentes boucles définies dans la section précédente (Tableau 2).

² <https://www.recygo.fr/qui-sommes-nous>

³ <https://www.recita.org/articles/h/le-parcours-d-une-bouteille-plastique-en-pet-recyclee-chez-suez-en-boucle-courte.html>

⁴ <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/case-studies/short-loop-recycling-of-plastics-in-vehicle-manufacturing>

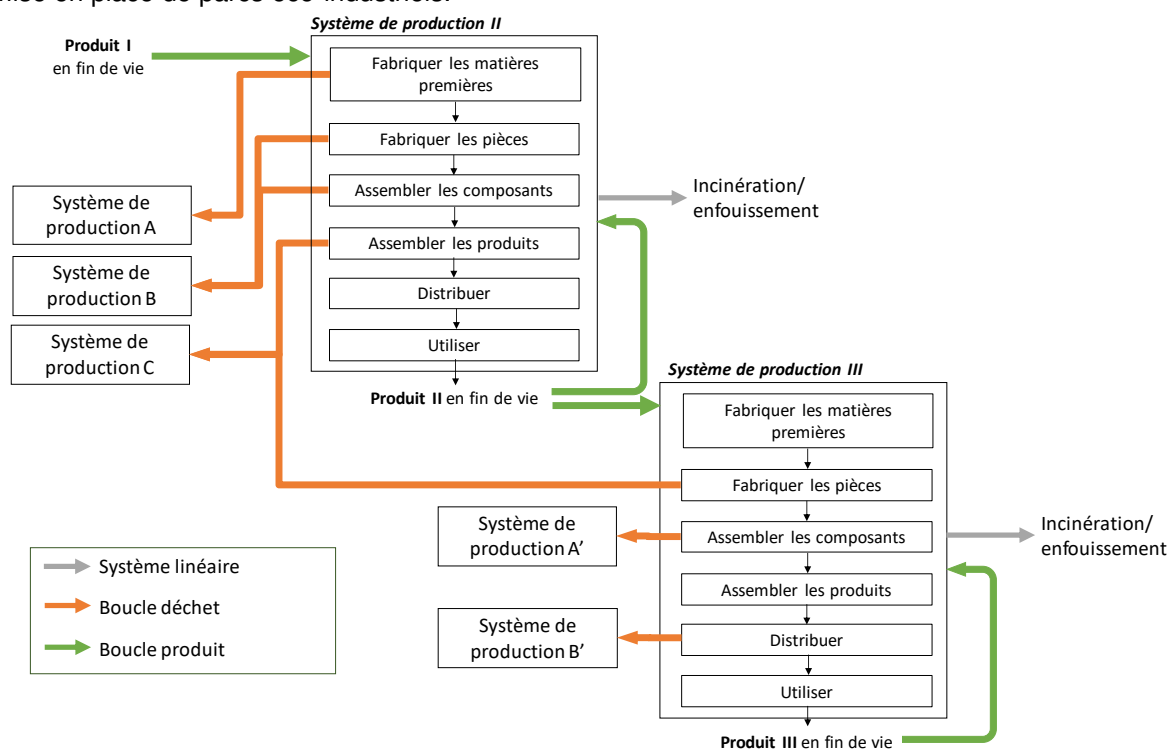
Tableau 2: Concept de longueur de boucle mis en perspective avec les boucles de l'économie circulaire

Longueur de boucle	Type de boucle	
Courte	Fermée	Réemploi
	Ouverte	Préparation en vue de la réutilisation
Longue	Fermée	Repurposing
	Ouverte	Recyclage

Ici, les boucles courtes correspondent donc aux filières de réemploi et de préparation à la réutilisation. Les boucles longues correspondent aux filières de recyclage.

2.2. LES BOUCLES « DECHETS ET CO-PRODUITS »

Les acteurs de chacune des étapes de production des produits II et III présentés en Figure 4 (fabricants de pièces, assembleurs etc) produisent des déchets qui doivent également être gérés durablement et la question de la meilleure voie de valorisation se pose. Les déchets produits peuvent être utilisés comme intrants dans de nouveaux systèmes de production (Figure 4). Ces systèmes d'échanges entre acteurs industriels sont appelés des systèmes de « symbiose industrielle ». En théorie, tout échange entre industries peut être qualifié de symbiose industrielle. En pratique, ces échanges se font généralement entre des sites situés dans un même périmètre géographique via la mise en place de parcs éco-industriels.

**Figure 4:** Représentation des boucles déchets et co-produits

3. Problématique : hiérarchie des boucles et voies de valorisation

La Directive Déchets, la Directive relative aux déchets d'équipements électriques et électroniques et la Directive relative aux véhicules hors d'usage fixent des objectifs de valorisation et recyclage des flux de déchets ménagers, de construction et démolition, de DEEE et de véhicules hors d'usage (Tableau 3).

Tableau 3: Objectifs de valorisation, préparation en vue de la réutilisation et recyclage fixés par la Commission Européenne pour différents flux de déchets*

Commission Européenne pour différents flux de déchets

Véhicules hors d'usage	Valorisation	Recyclage
	95%	85%
DEEE	Valorisation	Recyclage/préparation en vue de la réutilisation
Équipement d'échange de température	85%	80%
Écrans, moniteurs et équipements contenant des écrans ayant une surface supérieure à 100 cm²	80%	70%
Lampes	-	80%
Gros équipement (avec dimension extérieure supérieure à 50 cm)	85%	80%
Petit équipement (dimension extérieure inférieure à 50 cm)	75%	55%
Petit équipement informatique et de télécommunication (dimension extérieure inférieure à 50 cm)	75%	55%
Emballage**	Recyclage/préparation en vue de la réutilisation	
Plastique	55%	
Bois	60%	
Métaux ferreux	75%	
Aluminium	75%	
Verre	75%	
Papier et carton	75%	
Matériaux de construction et démolition	Réutilisation, recyclage ou autre valorisation matière	
	70%	

* A noter que ces objectifs sont liés au caractère valorisable des produits. Le « point de mesure » de ces objectifs est la sortie de la collecte, et les procédés de valorisation ayant réellement lieu ne sont pas considérés.

** Objectifs pour 2025

Les objectifs fixés dans les Directives Européennes entraînent une remise en question des filières de gestion des déchets dans ces secteurs qui doivent s'organiser pour les atteindre. De nouvelles voies de valorisation doivent être développées, parfois pour des produits pour lesquels cette question n'avait jamais été soulevée auparavant. Comme présenté en Figure 3, plusieurs voies de valorisation sont possibles et la question du choix de ces boucles basé sur des critères de durabilité se pose. Dans la littérature, quelques publications reconnues donnent des éléments pour orienter ce choix.

La Directive Déchets définit la hiérarchie des modes de traitement des déchets qui apporte quelques éléments sur la priorité des boucles de l'économie circulaire (Figure 5).

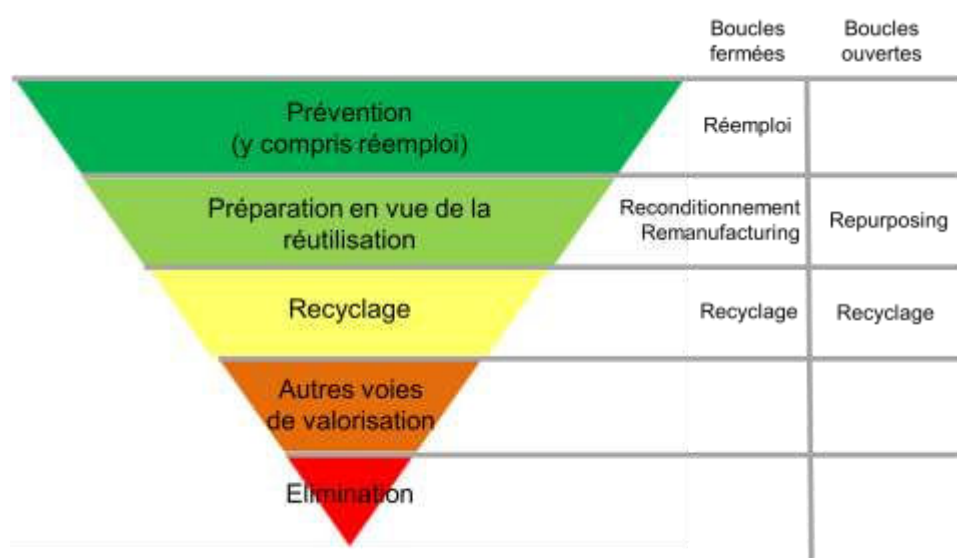


Figure 5: Hiérarchie des déchets telle que définit dans la Directive Déchets, et positionnement des boucles de l'économie circulaire

La hiérarchie des déchets se base sur des arguments environnementaux et a été développée dans le but de réduire l'élimination des déchets ménagers et industriels en décharge et dans un but de préservation des ressources (Van Ewijk et al. 2016). Cette hiérarchie doit être suivie par les Etats membres qui ne peuvent s'en écarter que « lorsque cela se justifie pour des raisons, entre autres, de faisabilité technique, de viabilité économique et de protection de l'environnement » (European Commission 2008). Une étude d'impact environnemental doit donc être menée pour justifier tout écart de la hiérarchie des déchets. Dans la hiérarchie des déchets, les boucles de l'économie circulaire se situent dans les catégories « Prévention » (réemploi, en boucle fermée), « Préparation en vue de la réutilisation » (fermé : reconditionnement et remanufacturing ; ouvert : repurposing) et « Recyclage » (ouvert ou fermé).

La Fondation Ellen MacArthur précise cette hiérarchie en indiquant que plus une boucle est « serrée », plus elle est performante d'un point de vue environnemental, social et économique (principe du « pouvoir du cercle intérieur »⁵ ; Ellen MacArthur Foundation 2015). Selon ce principe, la hiérarchie des boucles définies en section 1.2 prioriserait le réemploi avant le reconditionnement, le remanufacturing puis le recyclage (Figure 6). Le repurposing serait à prioriser après le réemploi mais avant le recyclage.

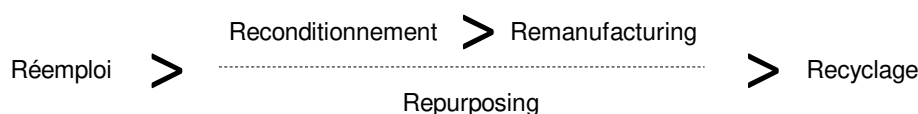


Figure 6: Hiérarchie des boucles de l'économie circulaire (basé sur le principe du « pouvoir du cercle intérieur » de la Fondation Ellen MacArthur)

De même, Ijomah et al. (2005) présentent une hiérarchie similaire (réemploi > réparation > reconditionnement > « refurbishment » > remanufacturing) en se basant sur des critères d'intensité du travail à réaliser, de la performance du produit obtenu, de sa garantie, des besoins en énergie et des coûts de la valorisation. Cette hiérarchie est également appuyée par King et al. (2006) qui argumente la hiérarchie suivante en se basant sur des arguments empruntés à la thermodynamique : réemploi > réparation > remanufacturing > recyclage.

Ces hiérarchies des boucles de l'économie circulaire se basent largement sur la notion de maintien de la valeur ajoutée du produit. Plus une boucle maintient cette valeur ajoutée lors de la valorisation en

⁵ « Power of the inner circle »

fin de vie, plus elle serait avantageuse d'un point de vue environnemental, social et économique. Cependant, cette hiérarchie reste à valider, notamment concernant la priorité des boucles fermées par rapport aux boucles ouvertes, qui n'est pas abordée dans la hiérarchie des déchets.

Après plus de dix ans de présence de la hiérarchie des déchets dans la législation Européenne, la communauté scientifique a eu le temps de mener des études sur sa validité d'un point de vue environnemental. Cleary (2009) a mené une revue de la littérature de 20 études ACV comparant différents scénarios de traitement des déchets. Les conclusions tendent à valider cette hiérarchie malgré des cas pour lesquels elle n'est pas valide. Schmidt et al. (2007) valident la hiérarchie des déchets dans le cas de la gestion du papier au Danemark, ainsi que Eriksson et al. (2015), pour qui la hiérarchie est majoritairement validée dans le secteur de la gestion des déchets alimentaires. D'autres études obtiennent des résultats plus mitigés, notamment Lazarevic et al. (2010) qui montrent que l'avantage du recyclage des déchets plastiques par rapport à leur incinération dépend du taux de substitution de matière vierge ainsi que du niveau de contamination des plastiques. Ceci est dû aux bénéfices élevés de la production d'énergie lors de l'incinération des déchets plastiques. De même, Lu et al. (2017) montrent que l'avantage du recyclage d'un réfrigérateur en fin de vie par rapport à sa préparation en vue de la réutilisation dépend de l'efficacité énergétique du réfrigérateur lors de sa seconde vie. **Ainsi, même si la hiérarchie des déchets apparaît comme un premier guide permettant d'orienter les décideurs vers un choix de traitement des déchets, ce choix se doit de rester appuyé sur des analyses au cas par cas.** Ces apprentissages et retours d'expériences sur la hiérarchie des déchets permettent de dresser les questions suivantes concernant la priorisation des boucles de l'économie circulaire :

- Que nous apprennent les études ACV sur les boucles de l'économie circulaire les plus performantes d'un point de vue environnemental ?
- Peut-on identifier des contextes favorisant une boucle plutôt qu'une autre d'un point de vue environnemental ?
- Peut-on identifier des paramètres de modélisation qui déterminent le plus ce choix ?

Cette étude a pour objectif d'apporter des éléments de réponse à ces questions en suivant deux étapes : une revue de la littérature et une analyse de six cas d'étude. Suite aux conclusions de la revue de la littérature et des cas d'études, des recommandations sont rédigées.

2. Revue de la littérature – boucles « produit et matière »

1. Méthodologie

La revue de la littérature a été menée dans les bases de données de Google (dont Google Scholar) et Science Direct. La recherche s'est concentrée sur les publications en anglais et en français, sans pour autant exclure des résultats obtenus dans une autre langue s'ils se présentaient. La recherche s'est basée sur différentes combinaisons de termes tels que : « life cycle assessment », « reuse », « recycling », « repurposing », « remanufacturing », « refurbishing », « end-of-life », « comparison », « valorization », « open loop », « closed loop », « cascading », « waste hierarchy ». En Français, les termes « analyse de cycle de vie », « boucle », « comparaison », « recyclage », « réutilisation », « fin de vie » et « hiérarchie des déchets » ont été utilisés. Les règles de sélection des études ont été les suivantes :

- Inclusion de tout type de publication (rapport, publication scientifique, présentation etc.) ;
- Inclusion d'étude dans tout type de secteur, quelle que soit la portée géographique ;
- Exclusion des études ne comparant pas au moins deux boucles de l'économie circulaire définies en section 1.2 ;
- Exclusion des études ne se basant pas sur la méthode d'Analyse de Cycle de Vie et qui n'apportent pas de résultats quantitatifs. Si pertinentes, ces études ont été intégrées comme éléments de discussion.

Le contenu des études a été analysé pour les éléments ci-dessous, rapportés dans un fichier Excel partagé avec les membres de SCORE LCA.

➤ OBJECTIFS

Pour chaque étude, le secteur du producteur du flux entrant dans la boucle (exemple : le secteur de l'automobile) ainsi que le type de flux entrant (exemple : un moteur) est spécifié. Les systèmes comparés sont également identifiés :

- Système linéaire (enfouissement ou incinération) ;
- Ralentissement de la boucle ;
- Boucle fermée :
 - Réemploi
 - Préparation en vue de la réutilisation
 - Recyclage
- Boucle ouverte :
 - Préparation en vue de la réutilisation (repurposing)
 - Recyclage

Dans le cas du recyclage, certaines études ne spécifient pas si la matière est recyclée en boucle ouverte ou fermée. Dans ce cas, la boucle est qualifiée de « non spécifiée ».

➤ APPROCHE METHODOLOGIQUE

L'unité fonctionnelle choisie est rapportée. Le type d'ACV, e.g., ACV « déchets » ou ACV « produits » présenté dans l'étude SCORE LCA n° 2014-02 (Quantis et al. 2015), est identifié. Les catégories d'impact sélectionnées sont également rapportées, avec une attention particulière sur les catégories prenant en compte la consommation de ressources et la prise en compte ou non de l'impact sur le changement climatique.

➤ INTERPRETATION DES RESULTATS

Les principaux contributeurs (« hotspots ») sont identifiés pour chacune des boucles. Le fait qu'une étude effectue une analyse de sensibilité ou non est également rapporté, ainsi que les conclusions de cette analyse. Une attention particulière est apportée aux variations de paramètres changeant les

conclusions de l'étude. Finalement, les conclusions de l'étude sur la hiérarchie des boucles comparées sont rapportées.

➤ NIVEAU DE PERTINENCE

Ce critère n'est pas considéré dans l'analyse de la littérature ci-dessous mais est spécifié dans le fichier Excel pour rendre sa lecture plus efficace. Le niveau de pertinence de chacune des études est évalué sur une échelle de Faible, Moyen et Haut. Les critères d'attribution d'un niveau sont la clarté de l'étude et l'accessibilité à son intégralité, le nombre de boucles comparées, la présence d'une analyse de sensibilité et l'apport d'éléments nouveaux/originaux dans la littérature scientifique (par exemple par l'application d'une nouvelle approche méthodologique ou la considération d'un paramètre généralement exclu des études).

2. Résultats

2.1. CONTEXTE ET OBJECTIF DES ETUDES

Vingt études ACV comparant différentes boucles de l'économie circulaire et une étude comparant un ralentissement de boucle avec une boucle de recyclage ont été identifiées. La majorité de ces études a été effectuée dans les secteurs des Equipements Electriques et Electroniques (EEE, 29%), des emballages (24%) et de l'automobile (19%). Le reste des études a été réalisé dans les secteurs du textile (9%), des plastiques autres que les emballages (9%), du traitement de l'eau (5%) et de la construction (5%) (Figure 7).

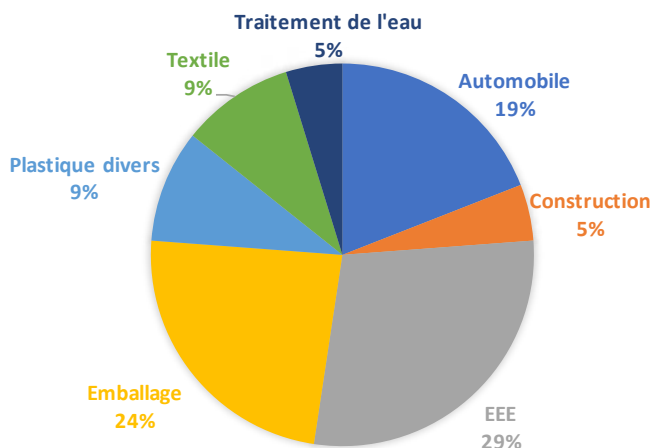


Figure 7: Répartition des études par secteurs

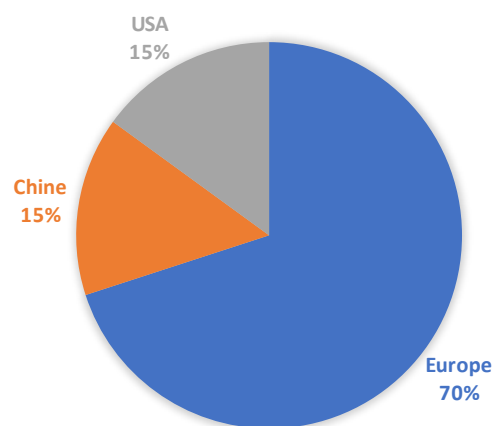


Figure 8: Répartition géographique des études

La grande majorité des études a été réalisée dans un contexte Européen (Figure 8) et 30% dans un contexte chinois ou américain. Cette répartition semble refléter les efforts menés en Europe pour la mise en œuvre de mesures en faveur de l'économie circulaire, notamment la définition d'objectifs de valorisation sectoriels incluant les secteurs des emballages, des EEE et de l'automobile.

Dans les 20 études comparant des boucles, 69 cas de boucles sont analysés, un cas de boucle représentant un couple produit-boucle (par exemple remanufacturing du moteur d'une voiture de marque X). La Figure 9 rapporte l'occurrence des types de boucles dans les études. Les boucles de recyclage sont les plus présentes (67% des boucles), suivies par les boucles de préparation à la réutilisation (20%) et de réemploi (13%). Les boucles ouvertes et fermées représentent respectivement 42 et 53% des boucles analysées.

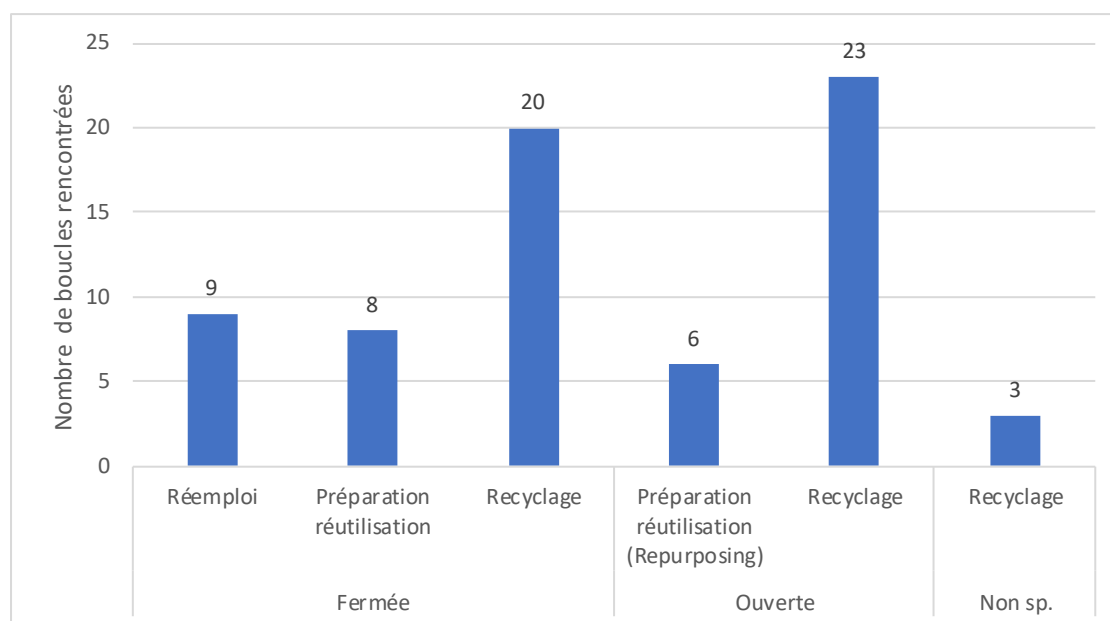


Figure 9: Nombre de boucles rencontrées dans les 20 études identifiées

L'un des objectifs de la revue de la littérature étant d'identifier une possible hiérarchie des boucles de valorisation sur base d'études déjà réalisées, le nombre de comparaisons par paire possibles entre ces boucles a ensuite été estimé. Par exemple, si une étude compare 3 boucles de valorisation, le nombre de comparaisons possibles par paires est de 3. Les nombres de comparaisons possibles pour chaque paire de boucle de valorisation sont indiqués en Figure 10 pour les 20 études comparant des boucles de valorisation.

		Fermée			Ouverte		Non sp.
		Réemploi	Préparation à la réutilisation	Recyclage	Repurposing	Recyclage	Recyclage
Fermée	Réemploi	0	1	9	0	1	0
	Préparation à la réutilisation		0	5	2	1	1
	Recyclage			1	0	7	0
Ouverte	Repurposing				1	6	3
	Recyclage					17	0
Non sp.	Recyclage						1



Figure 10: Nombre d'occurrences des comparaisons de boucles par paires

La comparaison la plus présente est celle d'une boucle de recyclage ouverte avec une autre boucle de recyclage ouverte (17 occurrences). Viennent ensuite les comparaisons de boucles de recyclage fermées avec des boucles de réemploi (9) puis de boucles de recyclage ouvertes avec des boucles de recyclage fermées (7). Les boucles de réemploi ne sont retrouvées que dans 11 comparaisons, dont 10 avec des boucles de recyclage. Les boucles de préparation en vue de la réutilisation en boucle fermée ne sont retrouvées que dans 9 comparaisons dont 7 avec des boucles de recyclage, et les boucles de repurposing dans 10 comparaisons, dont 6 avec des boucles de recyclage. Par conséquent, la majorité des comparaisons par paires (84%) inclut au moins une boucle de recyclage. Cela reflète la volonté des auteurs d'identifier des alternatives au recyclage.

2.2. APPROCHE METHODOLOGIQUE

Dans un premier temps, nous avons tenté d'identifier l'une des deux approches ACV suivie dans chacune des études (approches « Déchet » et « Produit »). Cependant, l'analyse des approches suivies a permis d'identifier trois types d'approches ACV. Celles-ci ont été intitulées les approches « Déchet », « Système » et « Matière première ».

APPROCHE « DÉCHET »

Une approche « Déchet » correspond à l'« ACV déchet » mentionnée dans l'étude SCORE LCA n° 2014-02 (Quantis et al. 2015). Elle évalue l'impact de la gestion d'un flux de déchets ou de produits en fin de vie, ce flux pouvant être un mix ou un flux uniforme. Dans le cadre d'une comparaison de boucles, elle répond à la question suivante : *quelle fin de vie est préférable pour un flux de déchets/produits donné ?* Une remarque est que la terminologie « déchets » n'est pas uniquement appliquée pour des flux de déchets au sens légal du terme, une ACV « déchets » pouvant en effet être appliquée pour évaluer une boucle de réemploi, qui ne concerne pas un flux de déchets. L'unité fonctionnelle est définie comme une quantité de déchets à traiter ou la gestion d'un produit en fin de vie. Les frontières du système commencent à la génération du déchet en question et les étapes amont ne sont pas incluses. Cette approche est schématisée en Figure 11.

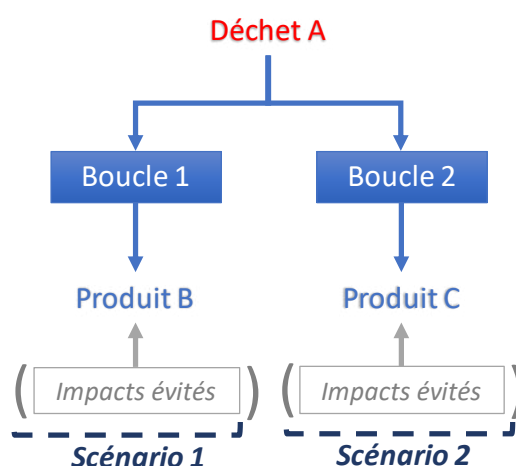


Figure 11: Représentation schématique de l'approche « Déchet » (cas d'une comparaison de deux boucles ; le flux auquel est rapporté l'unité fonctionnelle est indiqué en rouge ; les parenthèses indiquent que la prise en compte des impacts évités est optionnelle)

Différentes boucles peuvent avoir des bénéfices différents sur l'environnement par la production de produits ou services. Généralement, ces bénéfices sont considérés par la méthode de substitution, qui soustrait les impacts évités par la production d'un nouveau produit/service à l'impact total des procédés de valorisation. Dans de rares cas, le produit obtenu est le même à l'issue des deux boucles. Dans ce cas, les impacts évités, communs aux deux scénarios, sont parfois exclus de l'analyse. Après la première boucle de valorisation, d'autres boucles peuvent être considérées dans les scénarios. L'inclusion de ces boucles peut être pertinente dans le cas où le potentiel de valorisation des produits issus des différentes boucles diffère. Cependant, il n'a été rencontré dans aucune étude.

Exemples d'application de l'approche « Déchet »

Zink et al. (2014) - Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment

Dans cette étude, les auteurs comparent les impacts environnementaux de deux types de boucles de valorisation d'un smartphone en fin de vie : une boucle de reconditionnement en nouveau smartphone et une boucle de repurposing en parcimètre personnel. L'unité fonctionnelle considérée est la « gestion d'un smartphone en fin de vie ». Les bénéfices obtenus sont un smartphone reconditionné pour la boucle de reconditionnement, et un parcimètre pour la boucle de repurposing. Ils sont quantifiés par la méthode de substitution en soustrayant respectivement les impacts d'un nouveau smartphone et d'un parcimètre neuf aux impacts des boucles de remanufacturing et de repurposing.

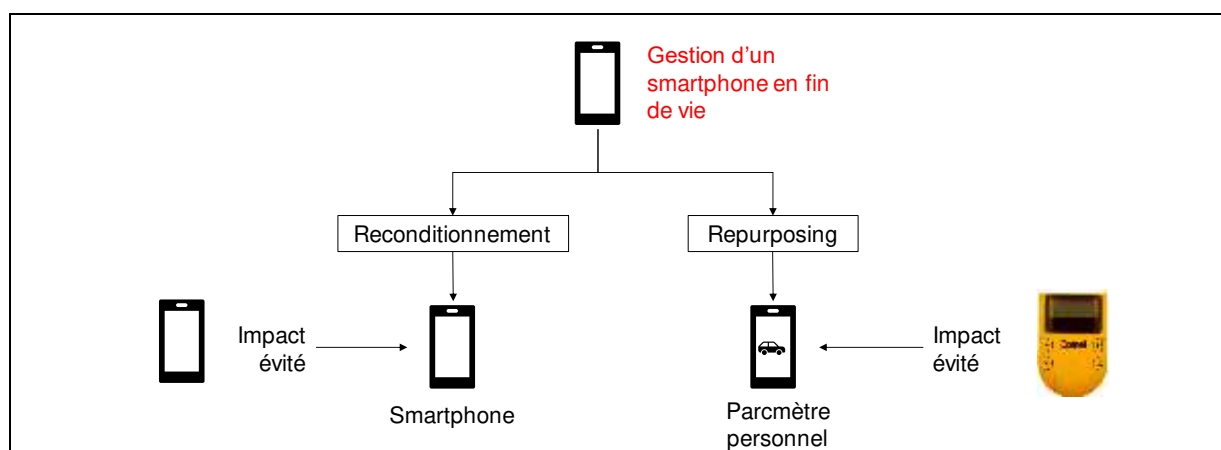


Figure 12: Scénarios de remanufacturing et repurposing comparés dans Zink et al. (2014) avec en rouge l'unité fonctionnelle

Lu et al. (2017) - Comparison on End-of-Life strategies of WEEE in China based on LCA

Dans cette étude, les auteurs comparent les impacts environnementaux de trois boucles de valorisation d'un bloc d'alimentation d'ordinateur en fin de vie : le réemploi, le reconditionnement et le recyclage. L'unité fonctionnelle considérée est « un bloc d'alimentation obsolète ». Chacune des boucles produit un bloc d'alimentation. La seule différence entre ces blocs issus de différentes boucles étant leur durée de vie (6000 h pour le bloc réemployé, 9000 h pour le bloc remanufacturé et 15000 h pour le bloc recyclé). Les bénéfices obtenus par ces différentes boucles varient donc et sont pris en compte par la méthode de substitution.

Une remarque est que le scénario de « reconditionnement » est qualifié de « remanufacturing » dans la publication. Cependant, la durée de vie du produit issu de la valorisation étant inférieure à la durée de vie du produit dans sa première vie, ce procédé correspond à un reconditionnement d'après les définitions de Bauer (2018) suivies dans cette étude.

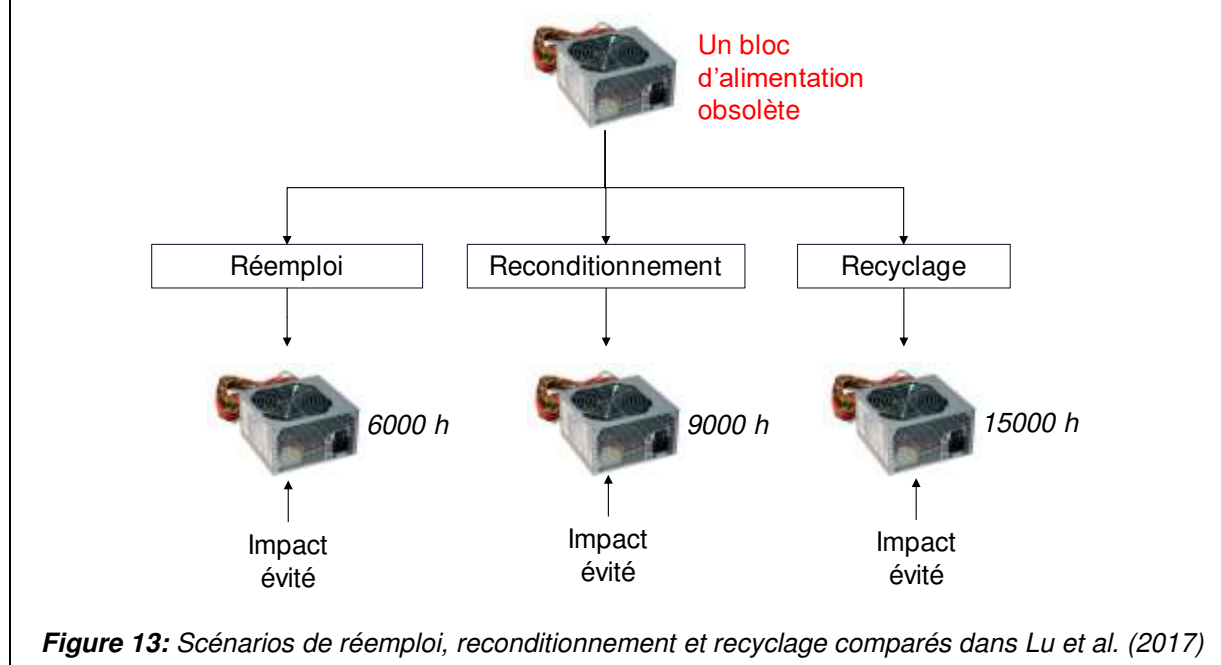


Figure 13: Scénarios de réemploi, reconditionnement et recyclage comparés dans Lu et al. (2017)

APPROCHE « SYSTEME »

L'approche « Système » étend les frontières du système de gestion d'un déchet aux étapes de production du produit le générant. L'unité fonctionnelle considérée est la « production et gestion en fin de vie d'un produit ». Cette approche répond à la même question que l'approche « Déchet » mais également à la question suivante : *quelle est la contribution de la production et de la gestion en fin de vie d'un produit à son impact total ?* Une remarque est que si les produits obtenus à l'issue des

boucles sont les mêmes, l'unité fonctionnelle peut également être définie comme la production du produit secondaire.

Deux méthodes peuvent être appliquées pour prendre en compte les différences d'impact des étapes de valorisation (« Boucle 1 » et « Boucle 2 » en Figure 14) et les bénéfices qui leurs sont associées :

- *Approche Impacts évités* : les impacts des procédés de valorisation sont entièrement alloués au produit A et les bénéfices de la valorisation sont pris en compte par les impacts évités (équivalent à une substitution) (pour plus de détail sur le choix du produit évité, se référer à l'étude SCORE LCA 2017-04 – recommandation n°8 – et à l'étude SCORE LCA 2018-03).
- *Approche Formule de fin de vie* : les impacts des procédés de valorisation et les impacts évités sont alloués à l'unité fonctionnelle sur base de facteurs d'allocation. Ces facteurs sont définis par différentes formules de fin de vie telles que la formule de l'Empreinte Circulaire définie par la Commission Européenne (pour plus d'information sur leur application, se référer à l'étude SCORE LCA 2017-04). L'approche Formule de fin de vie combine l'allocation et la substitution.

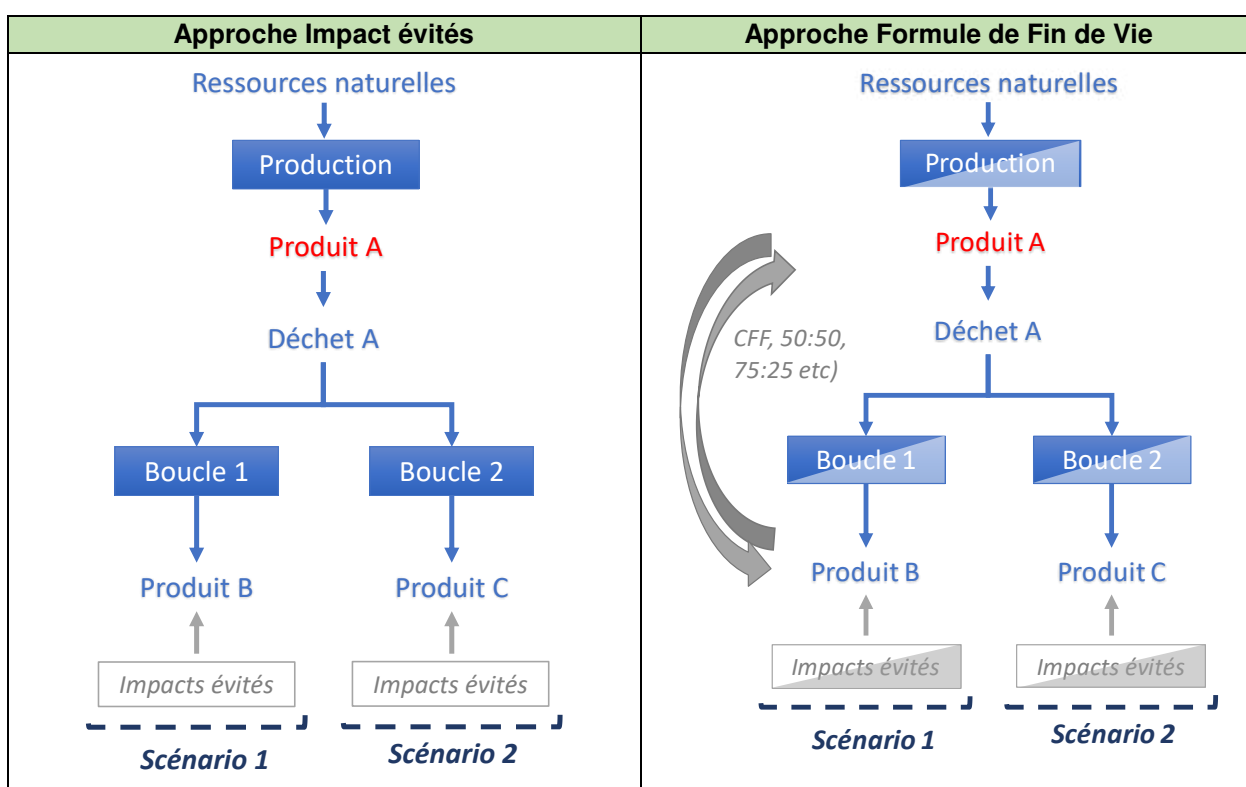


Figure 14: Représentation schématique de l'approche « Système » et des deux méthodes de prise en compte des bénéfices issus de la valorisation (le produit auquel est rapporté l'unité fonctionnelle est indiqué en rouge ; les flèches épaisses grises représentent l'allocation des impacts évités et des impacts des boucles au produit A)

Exemples d'application de l'approche « Système »

Valentino (2017) - Life Cycle Assessment of PET bottles: closed and open loop recycling in Denmark and Lombardy region

Dans cette publication, le recyclage de bouteilles PET en boucle fermée est comparé à leur recyclage en fibres de polyéthylène (boucle ouverte). L'unité fonctionnelle définie est l'« emballage et distribution de 52,08 l d'eau dans des bouteilles PET de 1.5 l », mais tous les résultats sont rapportés au flux de référence d'1 kg de PET. Quatre boucles successives de recyclage sont considérées. Les méthodes de substitution (Figure 15) et d'allocation (Figure 16) sont appliquées successivement pour étudier leur impact sur les résultats de la comparaison. La formule de l'Empreinte Circulaire est utilisée pour allouer les impacts/impacts évités liés au recyclage à la première bouteille produite sur base d'un facteur d'allocation. La formule de l'Empreinte circulaire alloue à la première bouteille l'impact et les impacts évités liés à la première boucle. Les 2^e, 3^e et 4^e boucles ne sont pas considérées allouables

au produit initial.

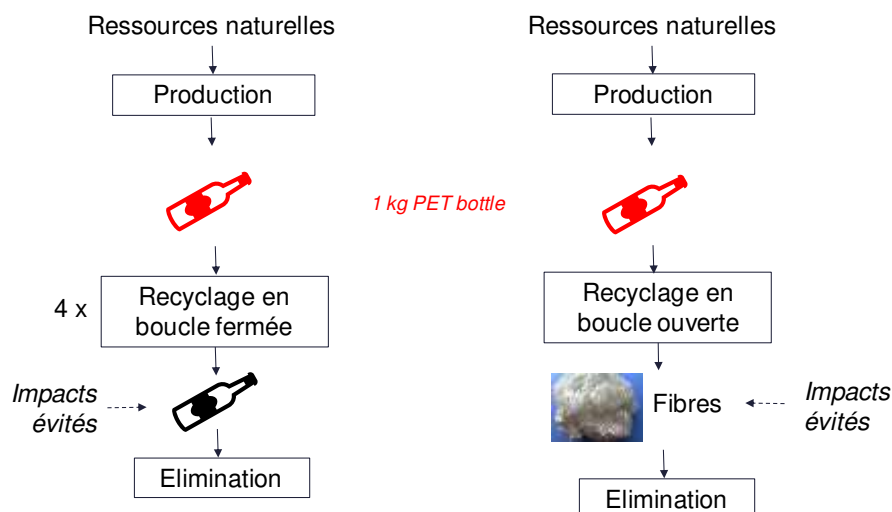


Figure 15: Comparaison d'une boucle de recyclage ouverte et d'une boucle de recyclage fermée suivant l'approche « Système » - méthode de substitution

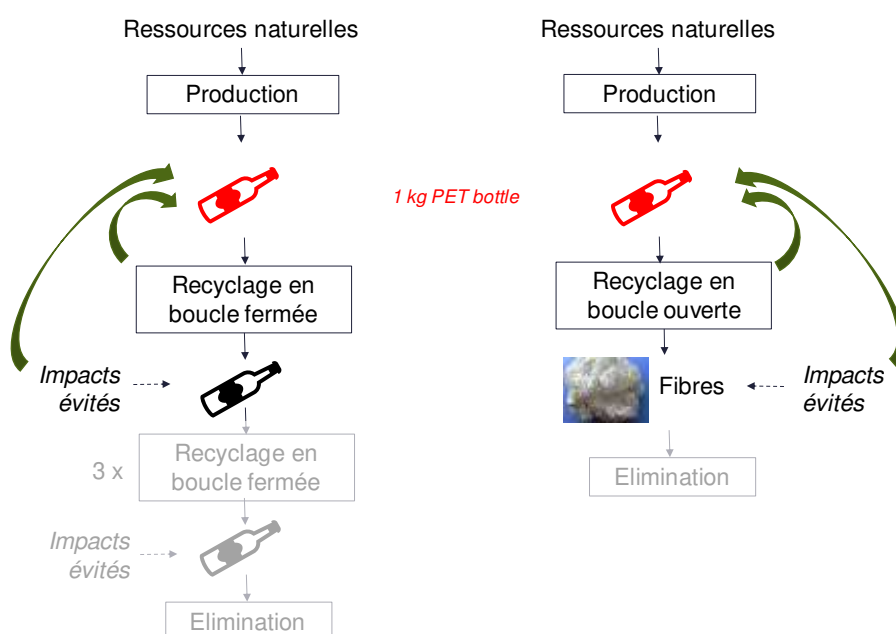


Figure 16: Comparaison d'une boucle de recyclage ouverte et d'une boucle de recyclage fermée suivant l'approche « Système » - méthode d'allocation. Les flèches vertes indiquent l'allocation d'une partie de l'impact des procédés dont elles sont issues à l'unité fonctionnelle. Les procédés grisés sont par conséquent non alloués à l'unité fonctionnelle.

Une remarque est que dans cette étude, une approche d'allocation permettant de prendre en compte plusieurs boucles de valorisation successives est proposée.

APPROCHE « MATIERE PREMIERE »

L'approche « Matière première » vise à évaluer l'impact environnemental du produit issu des procédés de valorisation et définit donc l'unité fonctionnelle comme la fonction fournie par ce produit. Les frontières du système commencent après la génération des flux de déchets entrant dans les procédés de valorisation et se terminent à la génération du produit issu de la valorisation, communs à tous les scénarios comparés, ou, dans de rares cas, à la fin de vie du produit issu de la valorisation dans le cas où celle-ci serait différente pour les scénarios comparés.

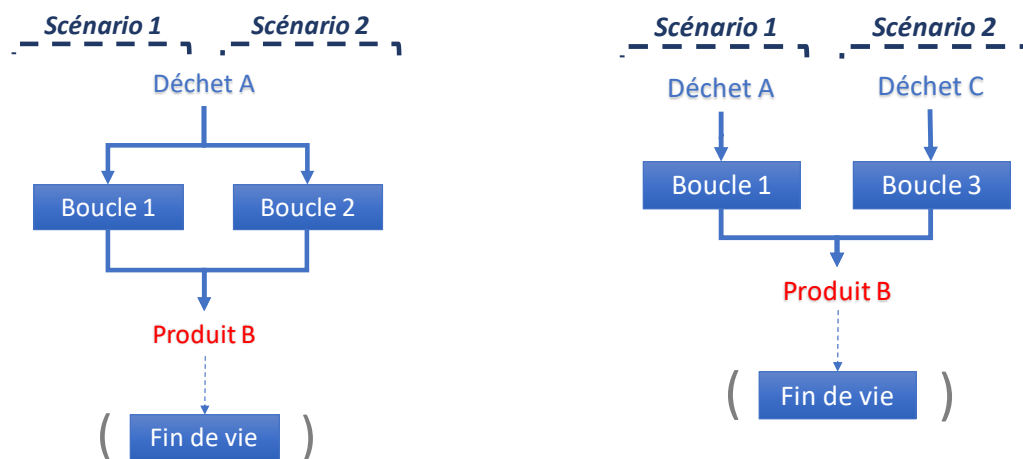


Figure 17: Représentation schématique de l'approche « Matière première ». Dans la plupart des cas, les scénarios comparés valorisent un même flux de déchet (à gauche). Dans de rares cas, les scénarios comparent des boucles traitant des flux de déchets différents (à droite)

Dans cette approche, les flux de déchets entrant dans les procédés de valorisation sont considérés comme libres de tout impact environnemental. Cette hypothèse est appelée l'hypothèse « zero-burden » (Ekvall et al. 2007). Elle est de plus en plus remise en question dans un contexte d'économie circulaire dans laquelle la notion de déchet n'existe pas, tout flux étant utilisé comme une ressource dans un système de production. Cette approche est d'autant plus contestable lorsqu'une ACV évalue une filière de réemploi, qui ne concerne pas un déchet. Cependant, dans le cadre d'une comparaison de boucles pour lesquelles les étapes amont à la production du déchet sont communes à tous les scénarios comparés, exclure ces étapes n'introduit pas de biais, l'évaluation étant menée dans un but de comparaison.

Dans le rare cas où le produit B est obtenu de la valorisation de deux déchets différents en fin de vie (à droite en Figure 17), la fonction de traitement du déchet doit être incluse dans la comparaison. Ainsi, le scénario 1 doit inclure la fonction de traitement du déchet C, remplie par le scénario 2 (Figure 18). La même approche est appliquée au scénario 2.

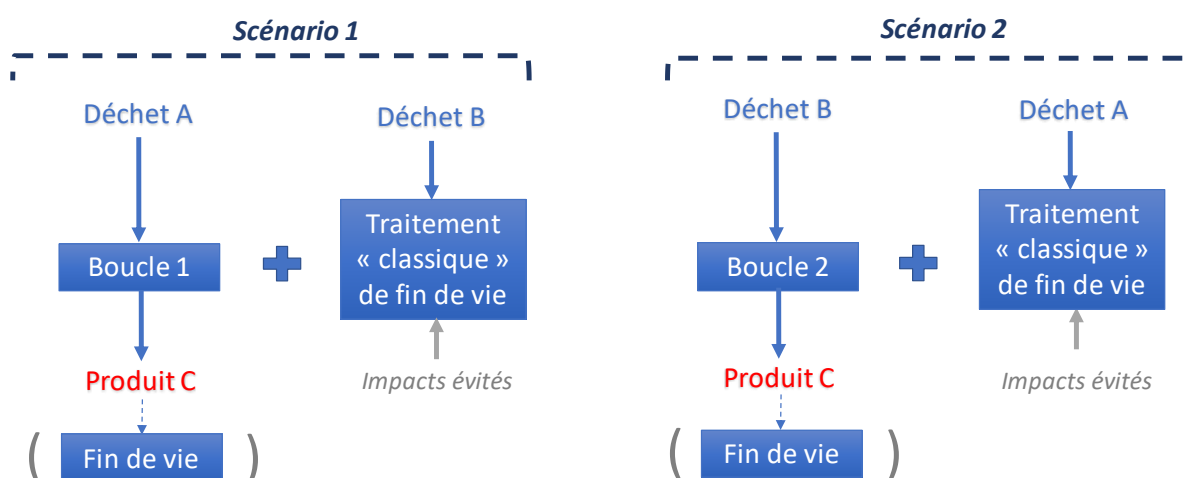


Figure 18: Approche à suivre lors d'une comparaison suivant l'approche « Matière première » valorisant deux déchets différents en un même produit.

Exemples d'application de l'approche « Matière première »

Shen et al. (2010) - Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling

L'étude compare quatre voies de recyclage de bouteilles PET en fibres polyéthylène. Les frontières du système excluent la production des bouteilles.

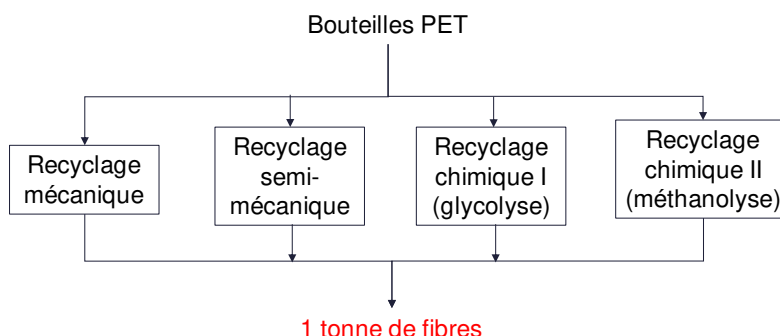


Figure 19: Comparaison de quatre voies de recyclage de bouteilles PET suivant l'approche « Matière première » (Shen et al. 2010)

Toniolo et al. (2013) - Comparative LCA to evaluate how much recycling is environmentally favourable for food packaging

Cette étude compare deux boucles de recyclage de bouteilles PET en barquette alimentaire. Les deux barquettes ont la même fonction mais l'une est une barquette multicouche non recyclable et l'autre est une barquette monocouche recyclable. L'unité fonctionnelle est définie comme « une barquette », qui suggère une approche « Matière première ». Les frontières du système commencent à la production des bouteilles PET mais ne s'arrêtent cependant pas à la production des barquettes. Elles sont étendues après la production des barquettes en incluant l'élimination de la barquette multicouche (non recyclable) et l'élimination et le recyclage partiels de la barquette monocouche.

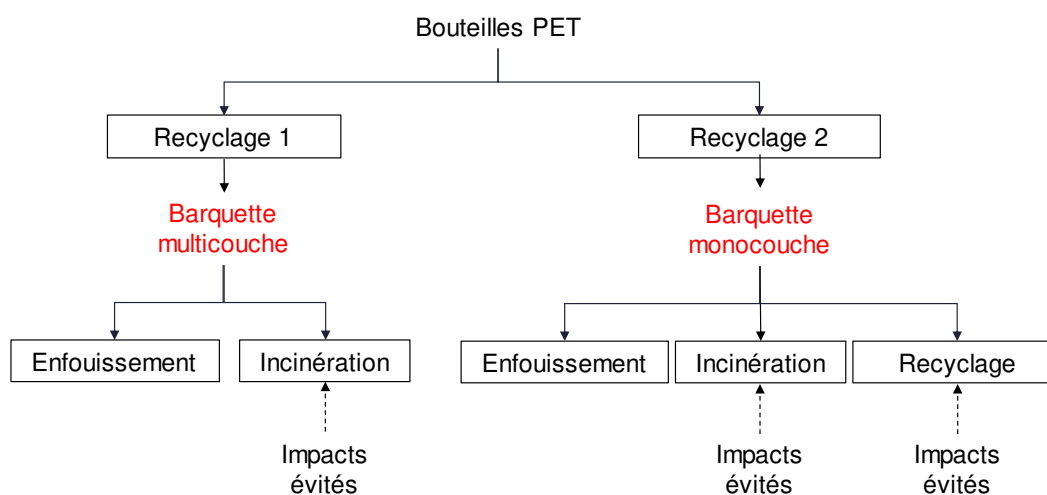


Figure 20: Comparaison de deux boucles de recyclage suivant l'approche « Matière première » (Toniolo et al. 2013)

OCCURRENCE DES APPROCHES

La majorité des évaluations identifiées dans les 21 études suit une approche « Système » (40%) ou une approche « Déchet » (33%) (Figure 21). L'approche « Matière première » est suivie dans une moindre mesure (27%).

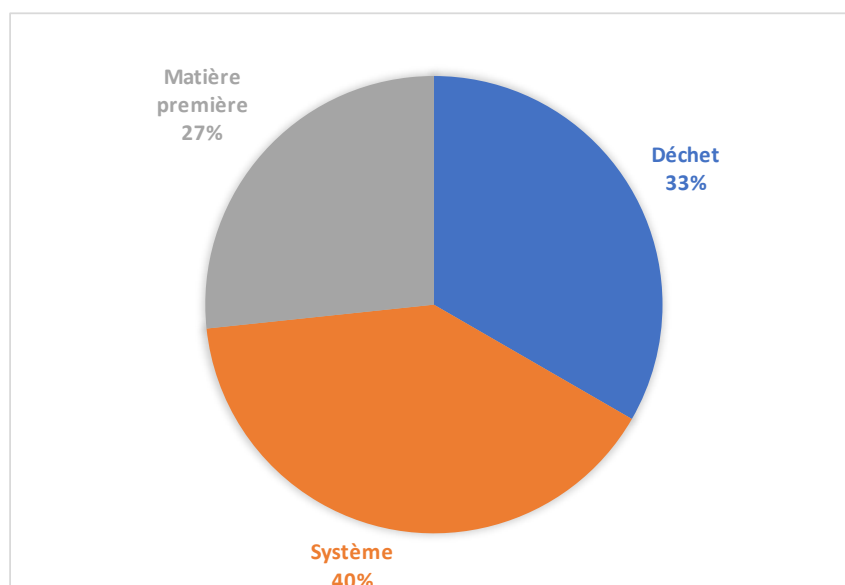


Figure 21: Répartition des approches « Déchet », « Système » et « Matière première » dans les études identifiées

Cette répartition reflète la volonté des auteurs de mettre l'impact des boucles de valorisation en perspective avec l'impact de la première vie du produit.

CATEGORIES D'IMPACT CONSIDEREES

Les catégories d'impact relatives à la consommation de ressources sont des catégories clés à prendre en compte pour l'étude de la durabilité des systèmes mis en place dans un contexte d'économie circulaire. Les catégories d'impact relatives aux ressources prises en compte dans les 21 études analysées sont présentées en Figure 22.

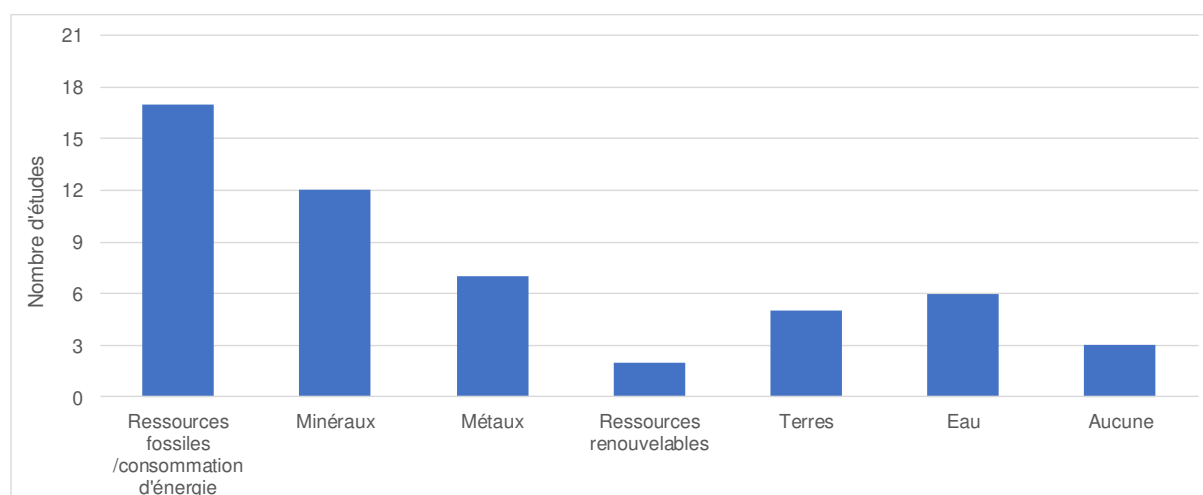


Figure 22: Nombre de fois où les catégories d'impact « Ressources » sont prises en compte dans les 21 études analysées.

La consommation de ressources fossiles ou d'énergie est considérée dans la majorité des études (17 sur 21). Chacune des autres catégories d'impact est considérée dans moins de 12 études, à noter que 6 études ne considèrent aucune catégorie d'impact de consommation de ressources. Cette couverture incomplète des catégories d'impact de consommation des ressources ne permet que de dresser des conclusions partielles sur la hiérarchie des boucles et leur potentiel d'augmentation de

l'autosuffisance des régions ou organisations qui les mettent en place. C'est particulièrement le cas pour les boucles de valorisation des déchets électriques et électroniques et des véhicules en fin de vie (2 des 8 études les concernant ne prennent en compte aucune catégorie d'impact « Ressources » et 1 n'analyse que la consommation d'énergie). Ce point reste donc à améliorer dans les études comparant les impacts environnementaux des boucles de l'économie circulaire.

2.3. RESULTATS OBTENUS DANS LES ETUDES

Les 20 études identifiées comparant des boucles de l'économie circulaire concluent sur les boucles ayant l'impact environnemental le plus faible. Dans une même étude, les conclusions peuvent varier selon les indicateurs d'impact. Cependant, dans toutes les études, les auteurs concluent sur les voies de valorisation à favoriser ou indiquent qu'une différence entre les boucles n'a pas été identifiée.

SUR LA HIERARCHIE DES DECHETS

Les conclusions relatives à la validation ou non de la hiérarchie des déchets sont examinées. Seules les études comparant des boucles situées à différents niveaux de la hiérarchie des déchets permettent d'évaluer si la hiérarchie est validée ou non. Ces études représentent 27 comparaisons par paires, entourées en rouge en Figure 23.

		Fermée			Ouverte		Non sp.
		Réemploi	Préparation à la réutilisation	Recyclage	Repurposing	Recyclage	Recyclage
Fermée	Réemploi	0	1	9	0	1	0
	Préparation à la réutilisation		0	5	2	1	1
	Recyclage			1	0	7	0
Ouverte	Repurposing				1	6	3
	Recyclage					17	0
Non sp.	Recyclage						1

Figure 23: Nombres de comparaisons par paires comparant des boucles situées à différents niveaux de la hiérarchie des déchets (en rouge)

Dans 27 de ces comparaisons, 21 valident la hiérarchie des déchets, contre 6 qui ne la valident pas. Les 6 comparaisons ne validant pas la hiérarchie des déchets concernent des comparaisons entre une boucle de préparation en vue de la réutilisation avec une boucle de recyclage (5 comparaisons) et entre une boucle de réemploi et une boucle de recyclage (1), deux d'entre elles présentant des différences d'impacts qui ne permettent pas de conclure sur la boucle à favoriser. Pour les 5 comparaisons obtenant des résultats allant à l'encontre de la hiérarchie des déchets, on peut noter :

- Dans l'étude d'Aliapur (2010) (3 comparaisons), une voie de préparation en vue de la réutilisation des pneus en bassins de rétention est comparée à 4 voies de recyclage (en gazon synthétique, objet moulé, sol équestre et bassin infiltrant). Les recyclages en gazon synthétique et objet moulé présentent des résultats d'impact plus faibles que la valorisation en bassin de rétention alors que la différence entre la valorisation en bassin de rétention et en sol équestre est moins nette, ne permettant pas de tirer des conclusions claires sur la voie à favoriser. Les écarts d'impacts entre le gazon synthétique/objet moulé et le bassin de rétention sont majoritairement expliqués par les bénéfices obtenus par les deux voies de recyclage, qui évitent la production de gazon synthétique à base d'éthylène-propylène-diène monomère (EPDM) et de craie, et d'objet moulé à base de polyuréthane. Ces bénéfices sont largement supérieurs à ceux obtenus par la préparation en vue de la réutilisation, qui évite la production de bassin de rétention à partir de béton et de polyéthylène.
- Dans l'étude de Deloitte (2018) (1 comparaison), le réemploi de bouteilles en verre consignées est comparé à la gestion actuelle du verre, majoritairement recyclé. L'étude étudie 7 systèmes de consigne mis en place par 7 entreprises. Pour l'une d'elles, le réemploi a un impact plus faible que le recyclage, mais la différence n'est pas significative aux vues de la qualité des données et de l'incertitude liée aux méthodes de caractérisation des impacts. Ce résultat est expliqué par une faible différence entre les impacts des procédés de fabrication dans les deux scénarios, due à un faible retour des bouteilles consignées.

- Dans l'étude de Richa et al. (2017) (1 comparaison), un parc de batteries lithium-ion automobiles en fin de vie est étudié et un mix de trois procédés de valorisation est considéré : préparation en vue de la réutilisation en boucle fermée, repurposing et recyclage. Les résultats de l'évaluation d'impact montrent qu'une fois rapportés aux volumes valorisés, les impacts du réemploi apparaissent plus faibles que ceux de la préparation en vue de la réutilisation. Les auteurs expliquent cette différence par le faible taux de substitution des batteries réutilisées par rapport aux batteries neuves, dû à une plus faible efficacité et au remplacement nécessaire de certains éléments qui génèrent des bénéfices moindres.

SUR LA PRIORITE ENTRE BOUCLES OUVERTES ET BOUCLES FERMEES

Sur les 69 comparaisons par paires, seules 11 comparent des boucles fermées et des boucles ouvertes (en rouge en Figure 24).

		Fermée			Ouverte		Non sp.
		Réemploi	Préparation à la réutilisation	Recyclage	Repurposing	Recyclage	Recyclage
Fermée	Réemploi	0	1	9	0	1	0
	Préparation à la réutilisation		0	5	2	1	1
	Recyclage			1	0	7	0
Ouverte	Repurposing				1	6	3
	Recyclage					17	0
Non sp.	Recyclage						1

Figure 24 : Nombre de comparaisons par paires comparant des boucles fermées avec des boucles ouvertes (en rouge)

Parmi ces 11 comparaisons, 6 concluent sur l'avantage des boucles ouvertes par rapport aux boucles fermées, 2 obtiennent des résultats qui ne sont pas clairs quant à la boucle à favoriser, et 3 concluent sur l'avantage des boucles fermées par rapport aux boucles ouvertes (Tableau 4).

Sur les 6 comparaisons concluant sur l'avantage des boucles ouvertes, une seule n'étudie pas l'impact des boucles sur la consommation de ressources (Zink et al. 2014).

Tableau 4: Boucles ouvertes et fermées comparées dans les études

Auteurs	Boucle ouverte		Boucle fermée		Boucle fermée la plus favorable ?	Commentaires
Valentino 2017	Recyclage	Bouteilles PET en fibres (Italie)	Recyclage	Bouteilles PET en bouteilles (Italie)	Non	Les bénéfices sont plus élevés dans le cas de la boucle ouverte (remplacement de fibres de viscose).
	Recyclage	Bouteilles PET en fibres (Danemark)	Recyclage	Bouteilles PET en bouteilles (Danemark)	Non	
Niero et al. 2016	Recyclage	Mix déchets aluminium en canettes aluminium	Recyclage	Canettes aluminium en canettes aluminium	Oui	La boucle ouverte nécessite des ajouts de matière vierge pour maintenir une concentration en éléments d'alliage (notamment du cuivre) permettant un recyclage sur plusieurs boucles.

Auteurs	Boucle ouverte		Boucle fermée		Boucle fermée la plus favorable ?	Commentaires
Dahlbo et al. 2017	Recyclage (mécanique)	<i>Déchets textiles en matelas d'absorption d'huile</i>	Réemploi	<i>Déchets textiles en nouveaux vêtements</i>	Pas clair	Le réemploi est comparé au recyclage comprenant majoritairement un recyclage chimique et minoritairement un recyclage mécanique. Ce mix de recyclage a un impact plus élevé que le réemploi, sans avoir de vision claire sur l'impact de chacune de ces voies par rapport au réemploi.
	Recyclage (chimique)	<i>Déchets textiles en fibres textile</i>	Réemploi	<i>Déchets textiles en nouveaux vêtements</i>	Pas clair	
Bensadoun et al. 2016	Recyclage (mécanique)	<i>Composites de fibres de lin en composite pour applications non structurelles</i>	Recyclage (chimique)	<i>Composites de fibres de lin en composites pour la même application</i>	Non	La boucle fermée nécessite une utilisation importante de produits chimiques et les bénéfices sont limités, résultant en un impact plus élevé.
Sfez et al. 2018	Recyclage (mécanique)	<i>Panneaux d'indication PE en partie interne d'un panneau en X</i>	Recyclage (chimique)	<i>Panneaux d'indication PE en panneau d'indication</i>	Non	La boucle fermée nécessite un dé-ancrage à base de solvant qui résulte en un impact plus de deux fois plus élevé que le recyclage mécanique, avec des impacts évités similaires.
	Recyclage (mécanique)	<i>Panneaux d'indication PE en mobilier de jardin</i>	Recyclage (chimique)	<i>Panneaux d'indication PE en panneau d'indication</i>	Oui	Bien que le recyclage mécanique soit moins impactant que le recyclage chimique, les impacts évités par la production de mobilier sont très faibles par rapport à ceux du recyclage chimique.
Zink et al. 2014	Repurposing	<i>Smartphone en parcmètre personnel</i>	Réemploi	<i>Smartphone en smartphone</i>	Non	L'avantage de la boucle fermée par rapport à la boucle ouverte dépend principalement du taux de remplacement considéré en boucle fermée, ici considéré à seulement 5%.
Richa et al. 2017	Repurposing	<i>Batteries lithium-ion automobile en batterie pour usage stationnaire</i>	Préparation en vue de la réutilisation	<i>Batteries lithium-ion automobile en batterie pour même usage</i>	Non	Les bénéfices obtenus en boucle ouverte sont plus élevés qu'en boucle fermée, l'efficacité d'une batterie automobile en fin de vie répondant aux exigences d'un usage stationnaire alors qu'elle n'est pas aussi efficace qu'une batterie automobile neuve.

Auteurs	Boucle ouverte		Boucle fermée		Boucle fermée la plus favorable ?	Commentaires
Li et al. 2016	Recyclage	<i>Véhicule en fin de vie en matériaux de moindre qualité</i>	Préparation en vue de la réutilisation	<i>Véhicule en fin de vie (moteur) en nouveau moteur (reste au recyclage/élimination)</i>	Oui	La différence d'impact est expliquée par les bénéfices élevés liés à l'absence de fabrication de moteur dans la boucle fermée.

RESULTATS DES ANALYSES DE SENSIBILITE

Sur les 21 études identifiées, 15 réalisent une analyse de sensibilité (ou autre variation des données d'entrée qui n'est pas forcément incluse dans la section « analyse de sensibilité » de l'étude) contre 6 qui n'en réalisent pas. Parmi ces études, 7 identifient des paramètres qui vont changer les conclusions de l'étude. Les paramètres étudiés pour chaque étude sont présentés dans le Tableau 5, avec en rouge les paramètres changeant les conclusions de l'étude sur la hiérarchie des boucles.

Une première remarque est qu'il existe une grande hétérogénéité dans le choix des paramètres testés lors de l'analyse de sensibilité. Parfois, le choix des paramètres testés peut sembler arbitraire. Une justification plus solide du choix de ces paramètres serait donc nécessaire.

Dix-neuf paramètres (exemple : durée de vie) ou famille de paramètres (exemple : efficacité du recyclage, qui inclue le taux de collecte, l'efficacité énergétique du recyclage etc.) ont été identifiés. Le nombre de fois que ces paramètres ont été testés dans les analyses de sensibilité des 15 études a été relevé (ligne « # total d'études » dans le Tableau 5), ainsi que le nombre de fois que ces paramètres ont changé les résultats dans les études (ligne « # changeant les résultats » dans le Tableau 5). Le ratio « # changeant les résultats » / « # total d'études » a ensuite été calculé, donnant le pourcentage d'occurrence de changement des résultats pour chacun des paramètres. Dix paramètres contribuent à changer les résultats sur la hiérarchie des boucles dans au moins une étude. Ces paramètres sont présentés ci-après, en ordre décroissant de pourcentage de changement des résultats :

- Durée de 1^{ère} vie
- Choix du produit évité
- Méthode de caractérisation des impacts
- Mode d'utilisation du produit recyclé
- Nombre de boucles
- Efficacité du recyclage
- Mix énergétique
- Durée de 2^{nde} vie
- Distances de transport
- Méthode d'allocation entre produits de la chaîne

Tableau 5: Paramètres testés dans les études réalisant une analyse de sensibilité (en rouge les paramètres changeant les résultats sur la hiérarchie des boucles)

	Efficacité du recyclage	Distances de transport	Composition des matériaux recyclés	Choix du produit évité	Mix énergétique	Méthode d'allocation entre produits de la chaîne	Mesures d'éco-design	Méthode de caractérisation des impacts	Scénario de fin de vie	Technologie de recyclage	Masse composants/composition du produit à recycler	Mode d'utilisation du produit recyclé	Approche ACV	Durée de 2 ^{de} vie	Quantité de composants	Durée de 1 ^{ère} vie	Développement technologique	Période temporelle	Nombre de boucles	Données d'ICV
Gu et al. (2017)	X	X	X																	
Valentino (2017)				X	X	X														
Niero et al. (2016)	X						X	X												
Toniolo et al. (2013)			X			X		X	X											
Aliapur (2010)						X				X										
Li et al. (2016)		X									X									
Shen et al. (2010)						X														
Zamani et al. (2015)	X	X		X	X						X									
Zink et al. (2014)												X								
Lu et al. (2017)		X											X	X						
Four Elements Consulting (2014)	X	X							X			X			X					
Baxter (2019)	X				X									X		X	X			
Lawler et al. (2015)		X												X						
Deloitte (2018)	X	X									X								X	X
Sfez et al. (2018)	X																		X	
# total d'études	7	7	2	2	3	4	1	2	2	1	3	2	1	3	1	1	1	1	2	1
# changeant les résultats	3	2	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
% de changement des résultats	43%	29%	0%	50%	33%	25%	0%	50%	0%	0%	0%	50%	0%	33%	0%	100%	0%	0%	50%	0%

Le changement ou non des conclusions de l'étude suite à la variation de ces paramètres dépend du contexte des études. Ceux-ci sont présentés en détail en annexe. Quelques conclusions générales peuvent être tirées :

- Lorsque la phase d'utilisation est incluse dans le périmètre de l'étude et a une contribution élevée due à une consommation d'énergie élevée :
 - le mix électrique est un paramètre important à tester
 - l'augmentation de l'efficacité énergétique de la phase d'utilisation liée au progrès technologique peut mener à contredire la hiérarchie des déchets et rendre le recyclage préférable au réemploi/préparation à la réutilisation.
- Lorsque la composition d'un flux entrant une boucle de valorisation est sujette à une variabilité temporelle ou géographique, celle-ci doit être testée dans l'analyse de sensibilité.
- L'analyse de sensibilité est un outil utile pour tester l'impact de paramètres incertains sur les résultats mais peut également apporter des résultats utiles pour d'autres paramètres. Même si des paramètres sont certains, les faire varier lors d'une analyse de sensibilité permet d'identifier des améliorations potentielles et d'optimiser les efforts pour améliorer le système étudié. De plus, un système avantageux dans un certain contexte ne le sera peut-être pas dans un autre. Des graphiques tels que construits dans Lawler et al. (2015) montrant l'évolution de l'impact environnemental en fonction de l'évolution d'un ou plusieurs paramètres sont particulièrement intéressants à réaliser (Figure 25). Au lieu de donner une réponse tranchée sur la préférence d'une boucle par rapport à une autre, ils permettent d'identifier les contextes pour lesquels une boucle est à préférer par rapport à une autre.

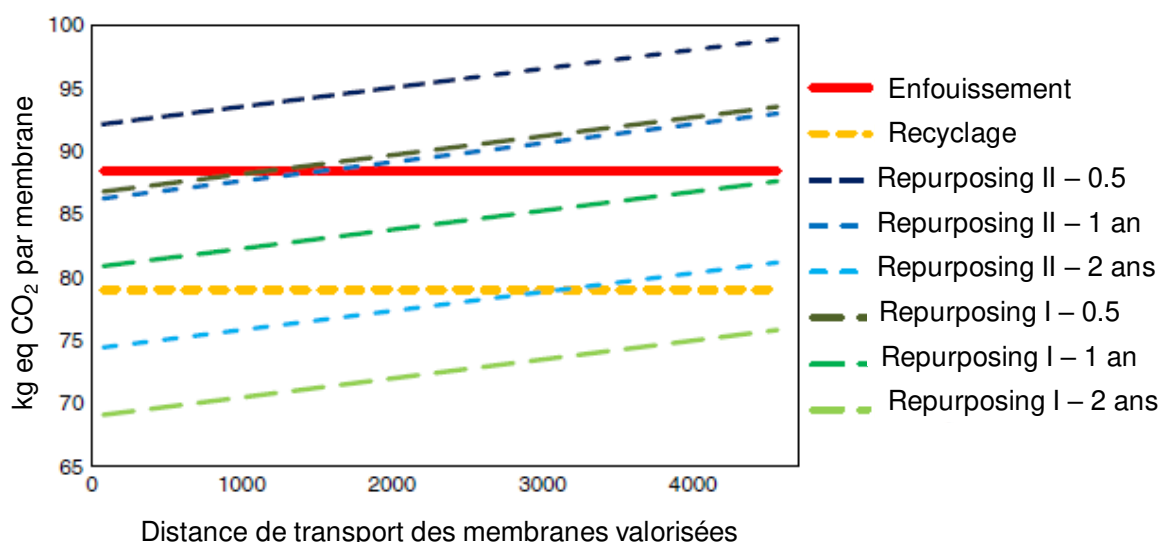


Figure 25: Impact sur le changement climatique des trois boucles de valorisation des membranes à osmose inverse (repurposing I, repurposing II et recyclage) et de leur enfouissement en fonction de leur durée de deuxième vie et des distances de transport (Lawler et al. 2015).

AUTRES ELEMENTS

Certaines études apportent des éléments intéressants sur l'impact de l'approche ACV et du taux de substitution sur les résultats.

➤ Lu et al. (2017) : Impact de l'approche ACV sur les résultats

Dans cette étude, les auteurs comparent trois boucles de valorisation de blocs d'alimentation d'ordinateur obsolètes : le réemploi, le reconditionnement et le recyclage. L'approche ACV suivie dans un premier temps est l'approche « Déchet », avec l'unité fonctionnelle défini comme « un bloc d'alimentation obsolète ». Pour tester l'impact du choix de l'approche sur les résultats, les auteurs choisissent ensuite de suivre l'approche « Matière première », en définissant l'unité fonctionnelle comme « un bloc d'alimentation pouvant fournir 15 000 h d'électricité à un ordinateur dans son deuxième cycle de vie ».

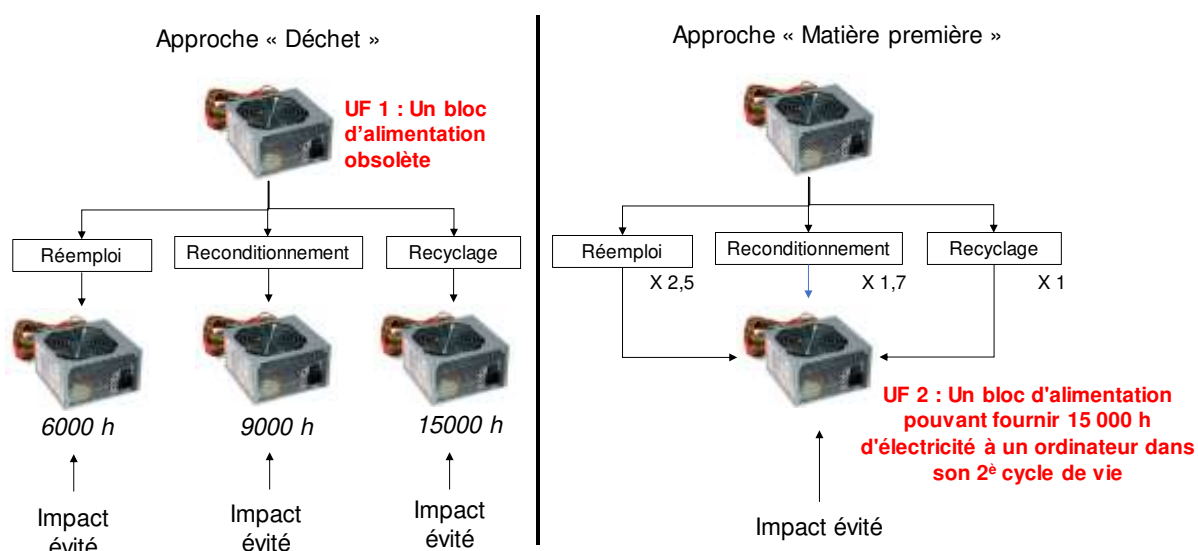


Figure 26: Schématisation des deux approches suivies pour comparer trois boucles de valorisation de blocs d'alimentation d'ordinateur obsolètes dans Lu et al. (2017) (UF : unité fonctionnelle).

Dans l'approche « Matière première », les différences de durée de vie des blocs d'alimentation obtenus à l'issue de chaque boucle sont prises en compte pour calculer le nombre de blocs d'alimentation devant être valorisés pour pouvoir fournir 15 000 h d'électricité à un ordinateur. Les auteurs estiment qu'un bloc d'alimentation issu du réemploi ne permet de fournir que 6 000 h d'électricité, sur base de la durée de vie des composants maintenus en l'état après la première vie du bloc. Pendant le reconditionnement, des pièces sont remplacées, d'autres sont gardées, et la durée de vie du bloc d'alimentation est estimée à 9 000 h. Les auteurs considèrent que le recyclage permet d'obtenir un bloc d'alimentation ayant la même durée de vie qu'un bloc d'alimentation produit à partir de matière vierge. Par conséquent, il faut 2,5 blocs d'alimentation issus du réemploi, 1,7 blocs d'alimentation issus du reconditionnement ou 1 bloc d'alimentation issu du recyclage pour fournir 15 000 h d'électricité à un ordinateur. Les résultats obtenus par les deux approches sont présentés en Figure 27.

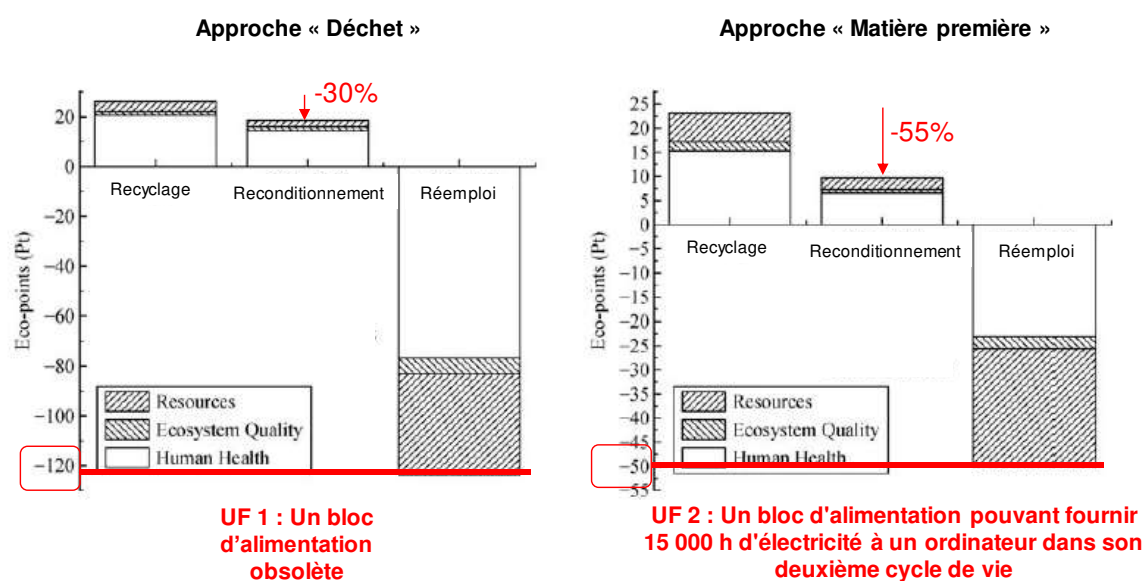


Figure 27: Résultats de la comparaison des trois boucles de valorisation suivant les approches « Déchet » et « Matière première » dans Lu et al. (2017) (UF : unité fonctionnelle)

Choisir une approche plutôt qu'une autre ne change pas les résultats sur la hiérarchie des boucles : dans les deux cas, le réemploi est préférable aux deux autres boucles et le recyclage a l'impact le plus élevé. Cependant, deux observations peuvent être faites. Premièrement, l'approche « Matière première » aboutit à des bénéfices du réemploi moins importants par rapport aux deux autres boucles qu'avec l'approche « Déchet ». La différence entre le recyclage et le réemploi passe notamment de 145 Eco-Points avec l'approche « Déchet » à 70 Eco-Points avec l'approche « Matière première », alors que l'impact du recyclage est similaire pour les deux approches. La deuxième observation est que la différence d'impact entre l'impact du recyclage et celui du reconditionnement augmente en passant d'une approche à l'autre : avec l'approche « Déchet », l'impact du reconditionnement est 30% plus faible que celui du recyclage, mais devient 55% plus faible avec l'approche « Matière première ». Dans ce cas précis, le choix d'une approche ne change pas la hiérarchie des boucles mais change l'amplitude des différences d'impact entre les boucles comparées. Cette étude est la seule qui compare les résultats issus de deux types d'approche. L'impact de ce choix sur les résultats d'une comparaison sera étudié plus en détail dans les cas d'étude.

➤ **Zink et al. (2014) : Valeur du taux de substitution**

Le taux de substitution d'un produit à partir de matière vierge par un produit valorisé n'est pas un paramètre qui ressort des analyses de sensibilité menées dans les études et n'est d'ailleurs pas testé. Cependant, c'est un paramètre que l'on peut supposer déterminant dans l'équilibre entre les impacts des procédés de valorisation et les bénéfices qui leurs sont associés. L'étude de Zink et al. (2014) (Figure 12) montre que ce taux de substitution dépend de paramètres rarement considérés. Alors que la plupart des études calcule le taux de substitution sur base de la durée de vie (par exemple dans Baxter (2019)) ou de la quantité de service rendue (par exemple nombre de pages imprimées dans l'étude de Four Elements Consulting (2014)), Zink et al. (2014) définit un taux de substitution de smartphones neufs par des smartphones reconditionnés de 5%. Les auteurs justifient ce choix par des informations fournies par le secteur de la téléphonie mobile, selon lequel les utilisateurs de smartphones d'occasion sont de nouveaux consommateurs et non des personnes utilisant déjà un smartphone. Par conséquent, au lieu de remplacer des smartphones neufs, le reconditionnement de smartphones serait créateur d'un nouveau marché.

D'autres éléments sur la substitution peuvent être trouvés en dehors des 21 études étudiées. Cette problématique est notamment discutée dans le secteur du textile pour lequel peu de données sont encore disponibles (Fortuna et al. 2017). Dans ce secteur, Sandin et al. (2018) soulignent également l'importance d'identifier tout effet rebond lié aux procédés de valorisation. Un exemple est la demande en fibres. Un recyclage de textiles en fin de vie en fibres textiles peut résulter en une production accrue de fibres, résultant elle-même en une baisse des prix et une augmentation de la consommation de fibres. Ces considérations peuvent être prises en compte dans les études ACV en suivant une approche conséquentielle (voir l'étude SCORE LCA n° 2018-03 sur les Impact évités). Dans le secteur des déchets de démolition, Chong et al. (2010) souligne l'importance de connaître le marché preneur de produits recyclés. Dans cette étude, les auteurs analysent les besoins énergétiques liés au transport des déchets de démolition, qui sont largement dépendants des capacités locales de recyclage et de la demande. S'il n'y a ni capacité de recyclage ni demande locale, les déchets sont transportés plus loin, résultant parfois à un recyclage ne trouvant pas preneur et aboutissant à l'enfouissement des produits recyclés.

3. Conclusions de la revue de la littérature

La revue de la littérature a révélé le nombre limité d'études comparant les performances environnementales de différents types de boucles de l'économie circulaire.

3.1. SUR LA METHODE SUIVIE POUR COMPARER LES BOUCLES

Concernant le contexte et l'objectif des études, la revue de la littérature a montré que la grande majorité des études est réalisée en Europe et compare au moins une boucle de recyclage avec d'autres boucles de l'économie circulaire. Cette constatation pousse à penser que ces études ont été réalisées dans un but d'identifier des alternatives au recyclage afin d'atteindre les objectifs de valorisation fixés par les différentes normes Européennes. Cet objectif est parfois clairement rapporté dans les études, comme par exemple dans Bensadoun et al. (2016).

Concernant l'**approche méthodologique** suivie dans les études, leur analyse a permis d'identifier trois approches : « Déchet », « Système » et « Matière première ». Ces approches définissent des unités fonctionnelles et des frontières du système différentes, et ne répondent donc pas aux mêmes questions de recherche. Un premier constat dans les études est qu'il a souvent été difficile de

comprendre l'approche suivie. Cette difficulté à comprendre l'unité fonctionnelle et les frontières du système reflète un manque de transparence quant aux choix méthodologiques, qui sont souvent implicites. De plus, bien que la plupart des études suivent la même approche pour toutes les boucles comparées, ce n'est pas le cas de l'étude de Four Elements Consulting (2014).

La section suivante propose d'apporter des éléments sur les limites et avantages des approches ACV en donnant à chacune des approches une note entre 1 et 3 pour 5 critères. Plus une note est élevée, plus l'approche répond favorablement au critère qui est noté. L'approche « Système » est divisée en deux sous-approches : l'approche « impacts évités » et l'approche « formule de fin de vie ». Les critères et notations pour chacune des approches sont détaillés ci-dessous :

- **Critère 1 : Facilité d'application**

Ce critère reflète la complexité de gestion de l'inventaire pour suivre chacune des approches. Toutes les approches obtiennent une note de 3, excepté l'approche « Système » suivant l'approche « formule de fin de vie » qui obtient une note de 2. En effet, exceptée cette unique approche, toutes les approches sont relativement faciles d'application, les inventaires devant seulement être rapportés à l'unité fonctionnelle. Pour l'approche « Système » suivant une approche « formule de fin de vie », les inventaires des différentes étapes du cycle de vie doivent être alloués à l'unité fonctionnelle, ce qui complexifie la gestion de l'inventaire. A noter que le niveau de complexité varie en fonction de la formule de fin de vie.

- **Critère 2 : Possibilité d'évaluer des mesures d'écodesign**

Des mesures d'écodesign peuvent être mises en place pour réduire l'impact environnemental de la fin de vie. Un exemple est une mesure pour faciliter le désassemblage des DEEE. L'impact des mesures d'écodesign sur la fin de vie peut être évalué dans toutes les approches présentées. Cependant, seules les approches prenant en compte la production du produit permettent d'en évaluer l'impact complet. Par conséquent, une note de 1 est attribuée aux approches « Déchet » et « Matière première » et une note de 3 est attribuée à l'approche « Système ».

- **Critère 3 : Possibilité d'évaluer plusieurs boucles successives**

Lorsqu'un déchet est valorisé, le produit obtenu peut lui-même entrer dans une nouvelle boucle de valorisation. Toutes les approches ne peuvent pas prendre en compte ces boucles successives. Les approches considérant les bénéfices de la valorisation par la méthode des impacts évités peuvent prendre en compte les boucles successives : les procédés successifs de valorisation sont ajoutés au champ de l'étude, ainsi que leurs impacts évités respectifs. Pour l'approche « Système » appliquant une formule de fin de vie, ceci n'est pas possible, les formules de fin de vie telles que la formule de l'Empreinte Circulaire n'ayant été développées pour prendre en compte que la boucle précédant et/ou suivant le produit pour lequel l'impact est évalué. Une note de 1 est attribuée car Valentino (2017) propose tout de même une application de la formule de l'Empreinte Circulaire à des boucles successives. Pour ce qui est de l'approche « Matière première », la considération de boucles successives est possible mais n'est pas dans l'objectif même de l'approche. On peut noter tout de même que Toniolo et al. (2013) considère une boucle suivant celle produisant le produit définissant l'unité fonctionnelle (barquette obtenue par le recyclage de bouteilles PET). De même, Niero et al. (2016) suit également une approche « Matière première » en définissant tous les produits obtenus par différentes boucles successives comme l'unité fonctionnelle. Une note de 2 est donc attribuée à cette approche pour ce critère.

- **Critère 4 : Possibilité d'évaluer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit en fin de vie**

L'approche « Matière première » est la seule qui ne permette pas de pouvoir comparer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit en fin de vie, étant donné que l'unité fonctionnelle est le produit obtenu à l'issue des boucles de valorisation, et donc le même pour les différentes boucles.

- **Critère 5 : Quantité requise de données d'inventaire**

Les approches « Déchet » et « Matière première » considèrent que le déchet entrant dans la boucle de valorisation n'a pas d'impact (approche « zero-burden »). Par conséquent, aucune donnée d'inventaire n'est nécessaire pour modéliser la production du produit produisant le déchet, contrairement à l'approche « Système ». Une note de 3 est donc attribuée à ces deux approches, une note de 2 est attribuée à l'approche « Système ».

Les résultats de la notation des approches sont présentés en Tableau 6.

Tableau 6: Notation des différentes approches ACV pouvant être suivies pour la comparaison des boucles de l'économie circulaire

Type d'ACV	Questions auxquelles l'approche répond	Facilité d'application	Possibilité d'évaluer des mesures d'ecodesign	Possibilité de considérer plusieurs boucles successives	Possibilité d'évaluer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit	Quantité de données d'inventaire	TOTAL
Déchet	Quelle boucle de l'économie circulaire est à préférer pour valoriser un flux de déchet donné?	3	1	3	3	3	13
Système	"Impacts évités" Quelle est la contribution d'une boucle de valorisation d'un produit A à l'impact total de son cycle de vie?	3	3	3	3	2	14
	"Formule de fin de vie" Quelle boucle est à préférer pour valoriser le produit A en fin de vie?	2	3	1	3	2	11
Matière première	Quelle boucle choisir pour produire un produit spécifique?	3	1	2	1	3	10

L'approche « Système » couplée à l'approche « impact évités » est celle qui présente le score le plus élevé. C'est l'approche qui apporte le plus d'information sur la chaîne de valeur associée au produit tout en permettant une approche facile à comprendre et à appliquer. L'approche « Déchet » obtient également un score élevé mais apporte des informations limitées sur les étapes en amont de la production du déchet. L'approche « Système » couplée à l'approche « formule de fin de vie » a le désavantage de complexifier le traitement de l'inventaire et ne permet pas de considérer plusieurs boucles successives. Enfin, l'approche « Matière première » est l'approche obtenant le score le plus bas. Cependant, quel que soit le score obtenu, il est important de choisir l'approche d'évaluation sur base des objectifs de l'étude et de la question de recherche, tout en étant conscient des limites de l'approche choisie.

3.2. SUR LE CHOIX DES BOUCLES DE L'ECONOMIE CIRCULAIRE

Des conclusions peuvent être tirées de l'analyse de la littérature, mais le lecteur se doit de garder en tête le nombre limité d'études sur lesquelles elles sont basées. Les apprentissages pouvant être tirés sont les suivants :

- **Les boucles de réemploi/préparation en vue de la réutilisation ont en grande majorité un impact environnemental plus faible que les boucles de recyclage.** Les quelques cas pour lesquels ce n'est pas le cas s'expliquent par des bénéfices du recyclage quatre fois supérieurs à ceux du réemploi (Aliapur (2010), pour la comparaison du repurposing des pneus en bassin de rétention avec leur recyclage en gazon synthétique et objets moulés), un faible taux de substitution du produit réutilisé (Richa et al. (2017)) et une faible efficacité du procédé de valorisation due à un faible taux de collecte (cas « Jaime mes bouteilles » de l'étude Deloitte (2018)).
- **Pour les produits avec une forte contribution de la phase d'utilisation et des progrès technologiques rapides permettant de diminuer l'impact de l'utilisation, l'avantage du réemploi/préparation en vue de la réutilisation par rapport au recyclage dépend du temps, des améliorations technologiques permettant une réduction de l'impact de l'utilisation étant réalisées.** Ceci a été montré par Baxter (2019) pour un réfrigérateur, mais on peut penser que des résultats similaires pourraient être obtenus pour d'autres équipements électriques et électroniques ainsi que dans le secteur de l'automobile.
- **Les boucles fermées n'apparaissent pas moins impactantes que les boucles ouvertes.** Dans les études où les boucles ouvertes sont préférables aux boucles fermées, cette préférence est expliquée par :
 - Le remplacement d'un produit ayant des impacts supérieurs au produit initial (voir Valentino (2017) où la boucle ouverte remplace des fibres de viscose et la boucle fermée remplace des bouteilles en PET) ;
 - L'impact élevé des procédés de la boucle fermée par rapport à ceux de la boucle ouverte (voir les études de Bensadoun et al. (2016) et Sfez et al. (2018) dans lesquelles les procédés de recyclage chimique en boucle fermée ont un impact surpassant largement l'impact des procédés de valorisation en boucle ouverte) ;
 - Le faible taux de substitution en boucle fermée par rapport à celui en boucle ouverte (voir Zink et al. (2014) qui considère un taux de substitution de smartphone, basé sur

le marché, de 5% en boucle fermée et de 100% en boucle ouverte ; voir Richa et al. (2017) qui considère que le réemploi d'une batterie de véhicule électrique a un taux de substitution plus faible que le repurposing pour un usage stationnaire, le taux de substitution étant basé sur l'efficacité des batteries).

De manière générale, toutes les études analysées montrent que l'avantage d'une boucle par rapport à une autre dépend de l'équilibre entre l'impact des procédés de valorisation et leurs bénéfices, qui dépend lui-même du contexte dans lequel les boucles sont mises en œuvre et les hypothèses considérées. Lorsqu'une boucle fermée a un impact élevé par rapport à un système linéaire, une boucle ouverte peut être également analysée pour évaluer le potentiel du repurposing ou du recyclage pour d'autres applications.

- **L'analyse des études a permis d'identifier des paramètres (10) pouvant changer la hiérarchie des boucles de l'économie circulaire.** Parmi eux, 6 changent les résultats dans plus de 40% des études qui les testent : efficacité du recyclage, choix du produit évité, méthode de caractérisation des impacts, mode d'utilisation du produit recyclé, durée de 1^{ère} vie et nombre de boucles.

3. Etudes de cas

Afin d'apporter des éléments supplémentaires sur la méthodologie à adopter pour analyser l'impact environnemental des boucles de l'économie circulaire et sur les boucles à favoriser, six cas d'études sont menés :

- Cas n°1 : remanufacturing d'aimants permanents d'éolienne
- Cas n°2 : recyclage en boucle fermée d'aimants permanents d'éolienne
- Cas n°3 : recyclage en boucle ouverte d'aimants permanents d'éolienne
- Cas n°4 : reconditionnement de pneus dans le cadre de l'économie de la fonctionnalité
- Cas n°5 : remanufacturing de moteurs
- Cas n°6 : cas de symbiose industrielle

Les cas n°1, 2 et 3 concernent le même flux de déchet et permettent donc de réaliser une comparaison de différentes boucles de valorisation.

1. Cas n° 1, 2 et 3 : valorisation d'aimants permanents en fin de vie

1.1. DESCRIPTION DES SCENARIOS

Dans le cadre de cette étude, le CEA-Liten est en charge de la fourniture de données pour la réalisation d'une ACV sur les trois cas de valorisation d'aimants permanents en fin de vie avec une application dans le secteur de l'éolien. Les aimants permanents, en fin de vie de l'éolienne, peuvent entrer dans différents types de boucles : prolongation de la durée de vie des produits, recyclage des matières en boucle fermée ou encore recyclage des matières en nouvelles matières premières. La figure ci-dessous illustre les 3 cas de boucles envisagés pour cette étude. Un inventaire de cycle de vie est fourni par le CEA pour chacun des cas d'étude.

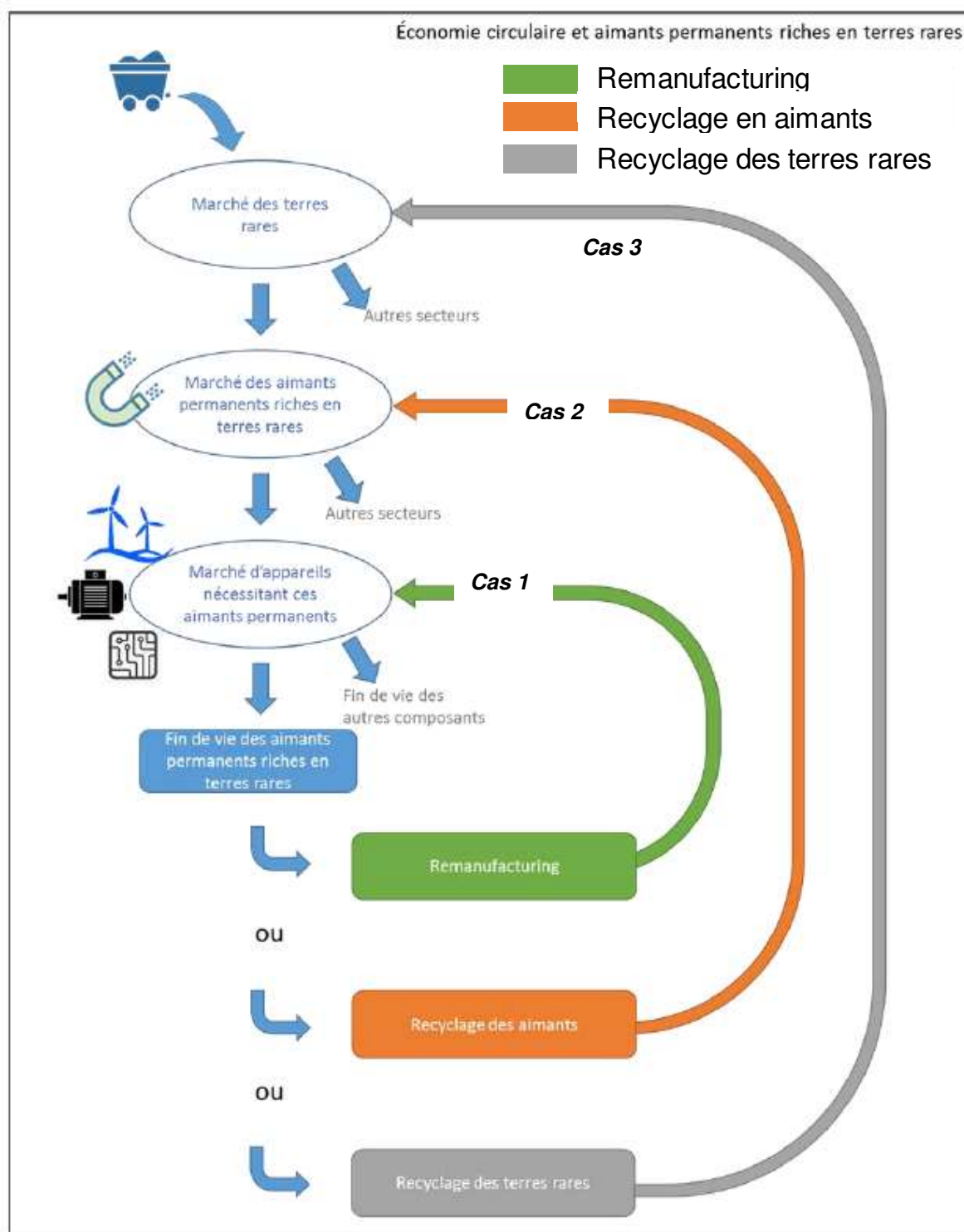


Figure 28: Types de boucles étudiées concernant la fin d'usage d'aimants permanents riches en terre rare

La

Figure 29 synthétise les grandes étapes et procédés des 3 cas de revalorisation d'aimants d'éoliennes. Sont représentées en noir: les étapes communes aux différents cas ; en bleu: les étapes propres au cas 1 de remanufacturing ; en orange: les étapes propres au cas 2 de recyclage d'aimants ; en vert: les étapes propres au recyclage des terres rares. Enfin en gris, les produits finaux obtenus à l'issue des 3 boucles.

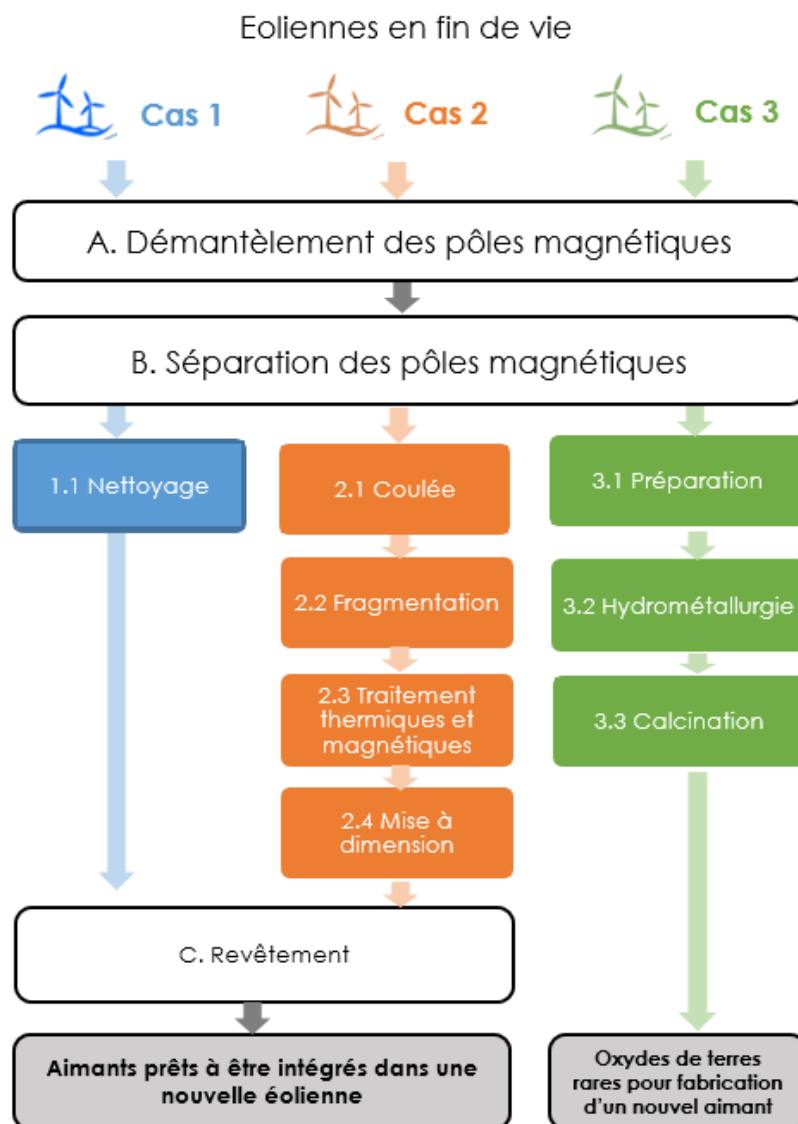


Figure 29: Etapes des trois boucles de valorisation des aimants permanents en fin de vie

Cas d'étude n°1 : Remanufacturing d'aimants d'éolienne en fin de vie

Les aimants permanents possèdent toujours leur fonctionnalité initiale et une grande valeur ajoutée lorsque les appareils qui en sont dotés arrivent en fin de vie. Plutôt que de jeter ces aimants, il est intéressant de les revaloriser directement grâce au remanufacturing. Ce premier cas d'étude présente le cas d'aimants d'éoliennes remanufacturés afin d'alimenter de nouveau la fabrication de ces équipements. Il correspond à la boucle « Cas 1 » dans la Figure 28.

Le procédé de remanufacturing d'aimants permanents étudié dans ce cas d'étude n°1 se déroule en 4 étapes :

- **Le démantèlement des pôles magnétiques :** l'objectif de cette étape est d'extraire le pôle magnétique sur lequel sont fixés les aimants. Cette étape nécessite principalement de l'électricité en termes de flux.
- **La séparation des aimants et des pôles magnétiques :** les aimants sont fixés sur le pôle par de la colle. Cette étape consiste à séparer en toute sécurité les aimants du pôle magnétique grâce à la chaleur (à 300°C).
- **Le nettoyage des aimants :** cette étape permet d'éliminer les résidus de colles ou de saleté afin de pouvoir préparer l'état de surface de l'aimant pour un nouveau revêtement. Le procédé

de nettoyage fait intervenir essentiellement des flux d'électricité et d'agent nettoyant dilué dans de l'eau.

- **Le traitement des aimants pour un nouveau revêtement** : un revêtement de surface à base de nickel est appliqué sur les aimants nettoyés afin d'améliorer leur résistance à la corrosion et de les protéger contre l'humidité.

Figure 30 présente les différentes étapes pour ce cas d'étude n°1.

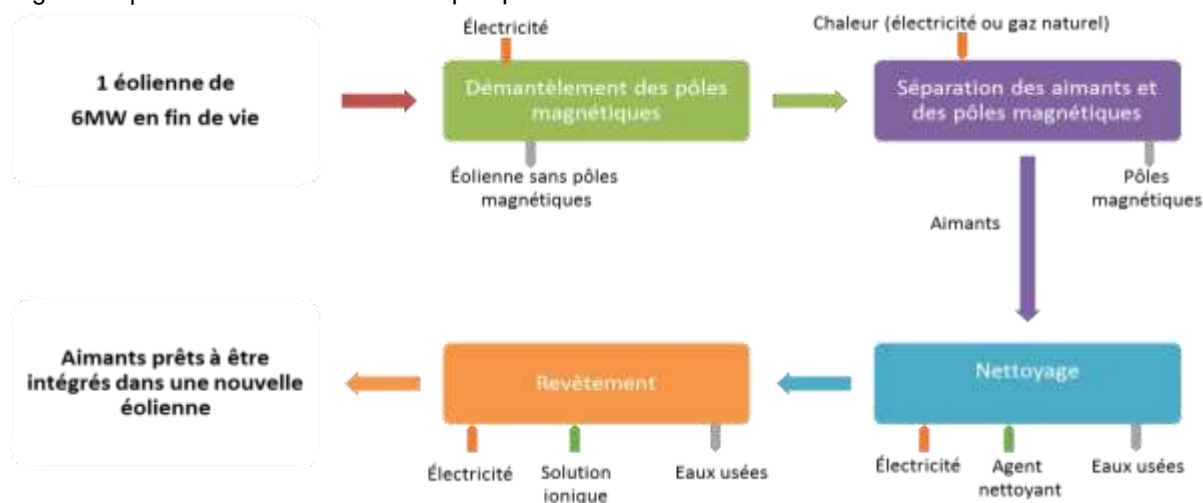


Figure 30: Schéma de procédés pour le cas 1 - Remanufacturing d'aimants d'éoliennes en fin de vie

L'inventaire de cycle de vie fourni pour ce cas d'étude intègre les quantités de flux intrants et extrants de chacune de ces étapes.

Cas d'étude n°2 : Recyclage d'aimants d'éoliennes en fin de vie (Recyclage 1)

Une deuxième filière de valorisation possible pour les aimants permanents contenus dans les éoliennes en fin de vie consiste à les broyer finement et les refondre pour réinjecter le matériau obtenu dans des étapes de fabrication de nouveaux aimants. Ainsi, ils peuvent être réutilisés dans des applications éoliennes ou d'autres secteurs. On parle de « voie poudre » lorsque les aimants sont broyés et réinsérés dans le procédé de fabrication de nouveaux aimants, avant frittage. On parle de « voie fusion » lorsque les aimants usagés sont à nouveau fondus pour créer un alliage, puis des rubans de matériaux recyclés qui sont alors utilisés pour la fabrication de nouveaux aimants. Dans ce cas d'étude n°2, nous étudions le recyclage d'aimants frittés via la « voie fusion ».

Le procédé de recyclage a lieu en 4 étapes principales (Figure 31), qui suivent les étapes de démantèlement et de séparation des pôles magnétiques décrites pour le cas n°1 :

- **L'étape de coulée** : cette étape de coulée se déroule en deux temps : une première étape de coulée en lingotière de l'aimant, à l'aide d'un creuset pour réaliser un dosage chimique et identifier la composition de l'aimant. Une deuxième étape de coulée en bande mince permet de réinjecter des métaux afin d'obtenir la bonne composition chimique pour le mélange.
- **La fragmentation** : la fragmentation permet d'obtenir une poudre de 5 micromètres nécessaire aux étapes suivantes du procédé.
- **Les traitements thermiques et magnétiques** : cette étape permet l'obtention des propriétés magnétiques de l'aimant, et d'avoir une ébauche de pièce. Elle nécessite la consommation d'électricité et d'argon.
- **Les finitions** : l'étape de finition consiste à la découpe à bonne dimension des aimants ainsi que de l'application d'un revêtement de protection identique à celui décrit dans le cas 1.

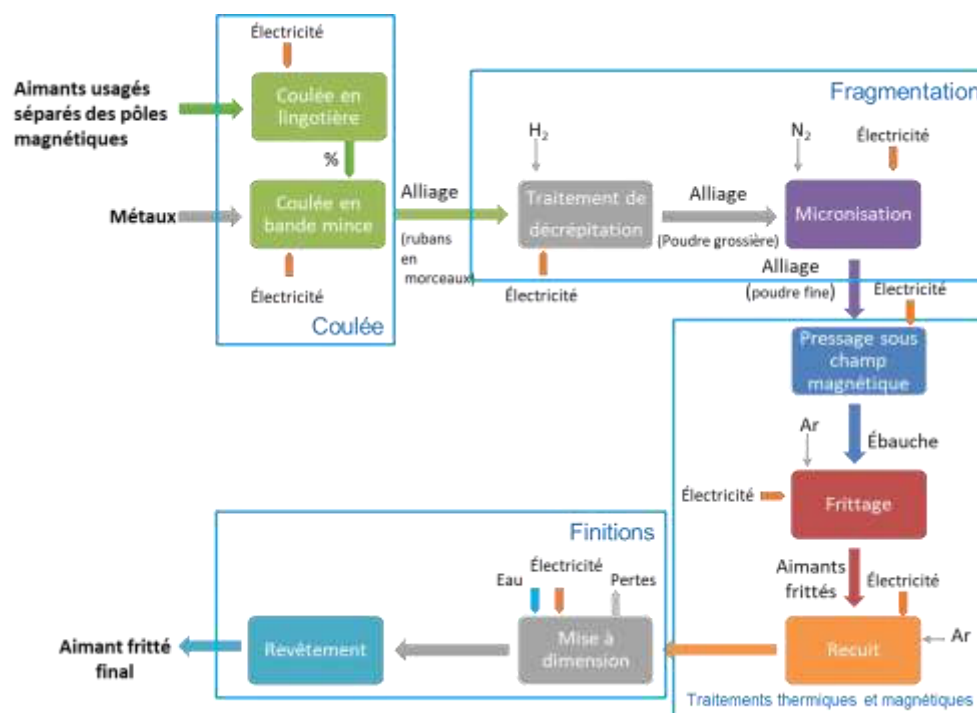


Figure 31 : Schéma de procédés pour le cas 2 - Recyclage d'aimants d'éoliennes en fin de vie (les étapes de démantèlement de séparation des pôles magnétiques ne sont pas reprises dans ce schéma mais sont similaires au cas 1)

L'inventaire de cycle de vie fourni pour ce cas d'étude intègre les quantités de flux intrants et extrants de chacune de ces étapes.

Cas d'étude n°3 : Recyclage des terres rares contenus dans les aimants d'éoliennes en fin de vie (recyclage 2)

Ce troisième cas d'étude permet d'étudier le cas d'un recyclage avec la récupération des oxydes de terres rares contenus dans les aimants d'éoliennes en fin de vie pour réalimenter le marché d'oxydes primaires.

Ce procédé de recyclage se fait par voie chimique et permet d'obtenir la matière première nécessaire à la fabrication d'aimants permanents sans purification complémentaire (terres rares et autres métaux).

Le procédé de recyclage a lieu en 3 étapes principales :

- **La préparation** (équivalent à la fragmentation)
 - o Les aimants sont placés dans un four à atmosphère hydrogénée. Les molécules d'hydrogène traversent le revêtement de l'aimant et s'insèrent dans la matière pour faire exploser la structure. Cette étape permet de séparer le revêtement des particules Nd Fer Bore.
 - o L'étape de tamisage permet de séparer le revêtement du reste de la matière et d'obtenir une poudre pour les étapes suivantes.
- **L'hydrométallurgie**, composée de trois sous étapes :
 - o La dissolution consiste à dissoudre la poudre dans un mélange eau et acide pour préparer une solution qui permettra ensuite la séparation du fer et des terres rares.
 - o La séparation des métaux permet la précipitation du fer et des autres métaux présents dans la poudre pour obtenir des hydroxydes de métaux.
 - o La séparation des terres rares, sous la forme d'un sel précipité, pour alimenter l'étape suivante du procédé.
- **La calcination** : cette étape consiste à placer la poudre obtenue dans un four, à 400°C pendant 2h pour obtenir les oxydes de terres rares.

La Figure 32 présente les différents flux de matière et d'énergie intervenant à chacune de ces étapes.

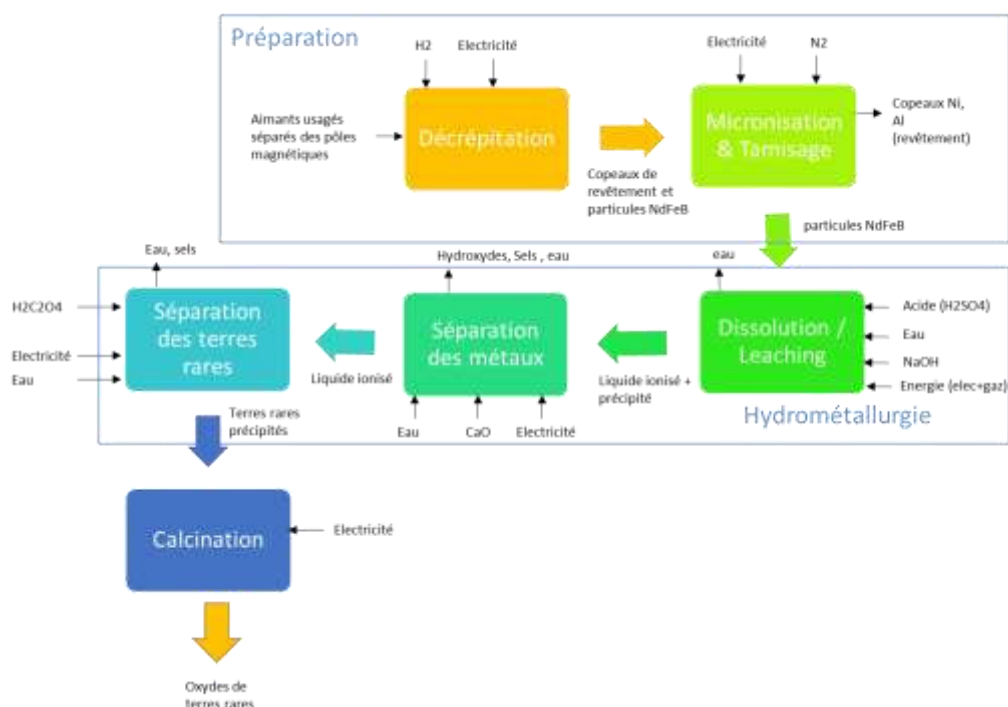


Figure 32: Schéma de procédés pour le cas 3 - Recyclage d'oxydes de terres rares contenus dans les aimants d'éoliennes en fin de vie (les étapes de démantèlement de séparation des pôles magnétiques ne sont pas reprises dans ce schéma mais sont similaires au cas 1)

L'inventaire de cycle de vie fourni pour ce cas d'étude intègre les quantités de flux intrants et extrants de chacune de ces étapes.

1.2. OBJECTIF ET CHAMP DE L'ETUDE

L'objectif de l'analyse est de comparer les impacts environnementaux des trois boucles décrites ci-dessus et d'évaluer l'impact de certains choix méthodologiques et de données sur la hiérarchie des boucles obtenue.

L'unité fonctionnelle est définie comme « la gestion en fin de vie d'une tonne d'aimants permanents utilisés dans une éolienne ». Les procédés inclus dans l'analyse sont les procédés décrits dans la section précédente, du démantèlement de l'éolienne à la fin des procédés de valorisation aboutissant à la production d'aimants pour les cas 1 et 2 et d'extraits de terres rares pour le cas 3. L'approche suivie est une approche « Déchets » et les bénéfices de la valorisation sont pris en compte par la méthode des impacts évités (voir Figure 33).

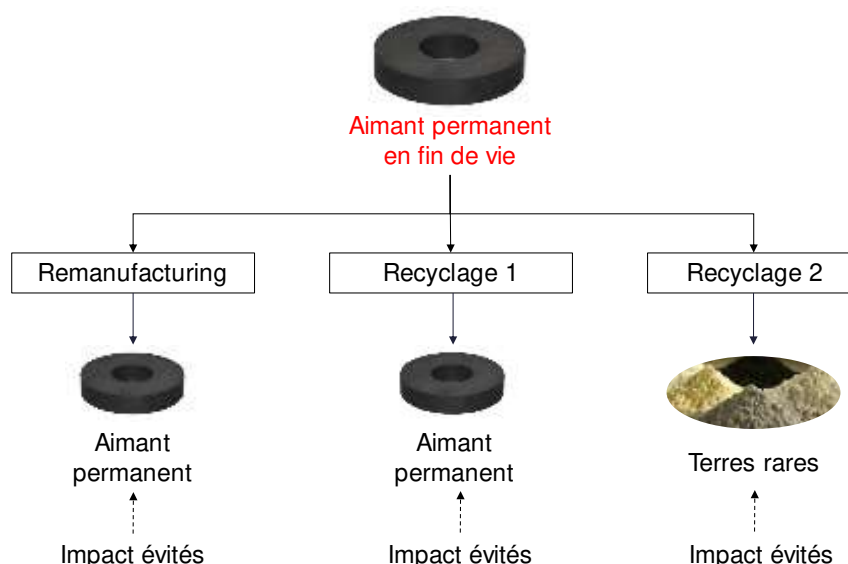


Figure 33: Approche suivie pour la comparaison des trois boucles de valorisation des aimants permanents en fin de vie (cas 1, 2 et 3)

1.3. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

Les données concernant le démantèlement de l'éolienne, la séparation des aimants et pôles magnétiques, la coulée, la fragmentation et le traitement thermique et magnétique sont des données confidentielles collectées dans le cadre d'un projet de recherche au CEA et ne sont donc pas présentées dans ce rapport. L'échelle de ces données est expérimentale. Les données concernant le revêtement et les finitions sont tirées de la publication de Sprecher et al. (2014), valables à une échelle industrielle. Le démantèlement des pôles magnétiques du reste de l'éolienne a lieu à l'emplacement où l'éolienne était implantée. Les sites de gestion d'éoliennes en fin de vie n'étant aujourd'hui pas développés en Europe, une distance hypothétique de 1000 km (transport routier) est choisie entre l'emplacement de l'éolienne et le site de séparation des aimants des pôles magnétiques, où les procédés de remanufacturing/recyclage sont considérés avoir lieu.

Les bénéfices obtenus à l'issue de chacune des boucles de valorisation sont modélisés par la méthode des impacts évités. Pour les cas 1 et 2, les impacts évités sont ceux de la production d'aimants permanents neufs. La production d'aimants est modélisée sur base des données disponibles dans la publication de Sprecher et al. (2014) et est supposée être réalisée en Chine, premier producteur d'aimants permanents. Les propriétés et durées de vie des aimants recyclés et remanufacturés sont considérés les mêmes sur base des observations du CEA. Pour le cas 3, les impacts évités sont la production d'oxydes de terres rares à partir d'activité minières. La qualité des terres rares recyclées est considérée la même que celle des terres rares primaires. De plus, le nickel est récupéré et évite donc l'extraction de nickel vierge. Les hydroxydes de fer séparés des terres rares n'ont que peu de valeur par rapport aux terres rares et au nickel. Ils ne sont pas valorisés et sont considérés comme des déchets ultimes.

Les procédés de démantèlement des pôles magnétiques et de séparation des aimants et des pôles magnétiques séparent les aimants des autres éléments de l'éolienne qui entrent dans un procédé de traitement de fin de vie spécifique. Une allocation massique est choisie pour allouer l'inventaire de ces procédés aux aimants sortant de la boucle de valorisation. Les facteurs d'allocation sont présentés dans le Tableau 7.

Tableau 7: Facteur d'allocation des données d'inventaire du démantèlement des pôles magnétiques et de séparation des aimants et des pôles magnétiques aux aimants

	Facteur d'allocation aux aimants permanents en fin de vie
Démantèlement des pôles magnétiques	9%
Séparation des aimants et des pôles magnétiques	42%

La base de données ecoinvent est utilisée pour modéliser les procédés d'arrière-plan (v3 ; approche « cut off »).

1.4. EVALUATION D'IMPACTS ET ANALYSE DE SENSIBILITE

La méthode CML v3.05 est utilisée pour la caractérisation des impacts. La consommation d'eau n'étant pas couverte par CML v3.05, la méthode Recipe 2016 midpoint (H) v1.02 est utilisée pour prendre en compte cette catégorie d'impact.

Sur base des résultats de la revue de la littérature, l'impact de la variation de certains paramètres sur les résultats de trois catégories d'impact (changement climatique, consommation de ressources abiotiques – éléments et consommation de ressources fossiles) est étudié :

- Approche ACV :** comme mis en évidence par la revue de la littérature, le choix de l'approche ACV peut avoir un impact sur l'amplitude des différences entre plusieurs boucles comparées. L'approche « Matière première » est également testée en définissant l'unité fonctionnelle comme « *une tonne d'aimants permanents prêts à être utilisés dans une éolienne* ». Pour cette unité fonctionnelle, trois voies de production sont alors comparées : la production à partir de matière première vierge (aimant neuf), la production par le remanufacturing d'un aimant en fin de vie et la production par le recyclage 1. Pour la voie de recyclage 2, l'unité fonctionnelle « *la production d'1 kg d'oxydes de terres rares* » est définie. Pour cette unité fonctionnelle, deux voies de production d'oxydes de terres rares sont comparées : la production à partir de matière première et la production à partir d'aimants en fin de vie. L'hypothèse « zero-burden » selon laquelle les aimants en fin de vie sont libres de tout impact environnemental est considérée.

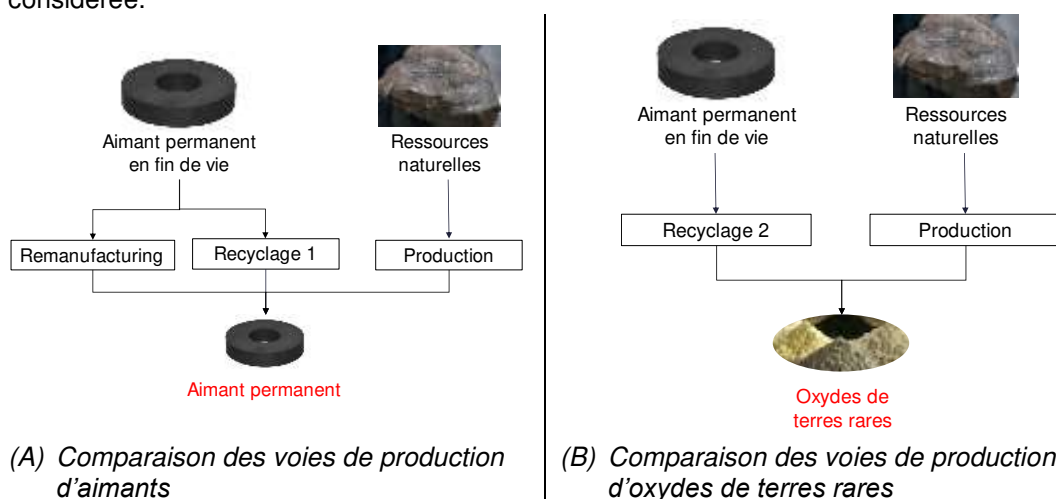


Figure 34: Représentation schématique des approches « Matière première » suivies pour la comparaison des trois voies de valorisation des aimants en fin de vie.

- Méthode de caractérisation des impacts environnementaux :** les méthodes ILCD v1.10 et Impact 2002+ v2.14 sont utilisées.
- Données d'inventaire du procédé de recyclage :** comme mentionné ci-dessus, les données d'inventaire des procédés de valorisation (excepté pour les procédés de finition et de revêtement) sont issues de procédés développés à l'échelle du laboratoire. Des estimations de ces données à l'échelle industrielle ont été réalisées par le CEA et leurs impacts sur les résultats sont testés.
- Données d'inventaire des produits évités :** la production d'aimants permanents neufs en Europe est testée en considérant le mix électrique Français et en supprimant l'étape de transport en bateau des aimants neufs de la Chine vers la France. Ce scénario est étudié dans le cas hypothétique où l'Europe prendrait la décision de relocaliser la production d'aimants permanents en Europe et non en Chine, aujourd'hui premier producteur.

1.5. RESULTATS

Les résultats de l'analyse du remanufacturing et des deux voies de recyclage des aimants permanents sont présentés en Figure 35.

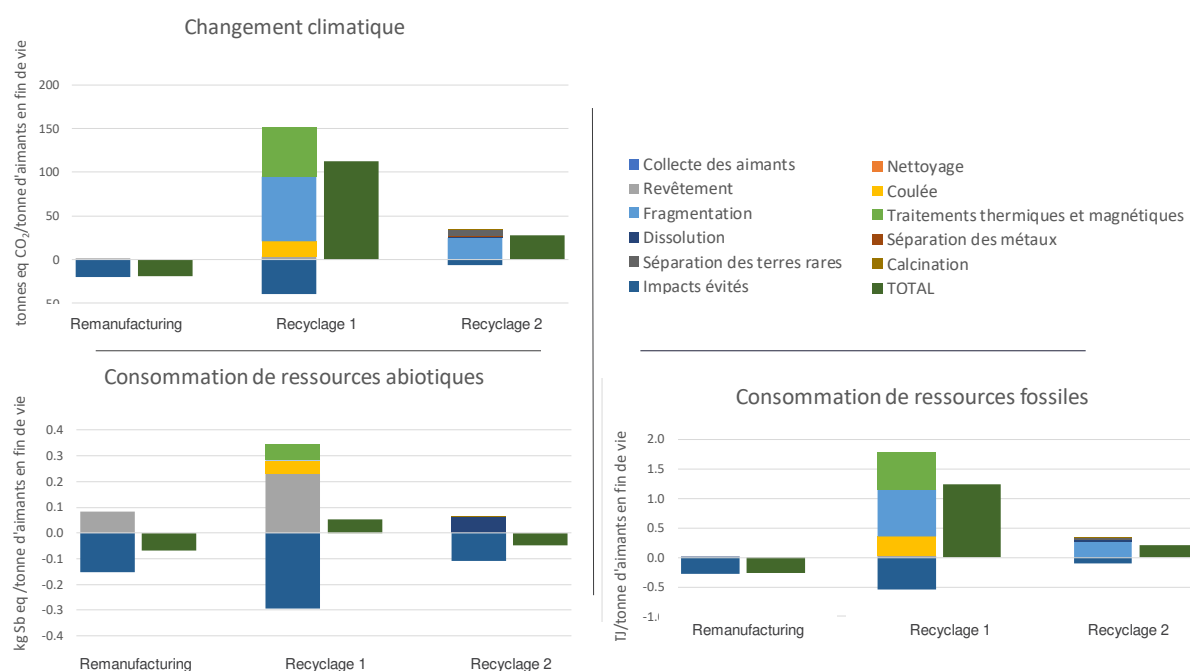


Figure 35: Résultats de l'ACV du remanufacturing et recyclage en boucle fermée d'une tonne d'aimants permanents en fin de vie (méthode de caractérisation des impacts : CML v3.05)

Impact sur le changement climatique - L'impact du remanufacturing sur le changement climatique (-19 tonnes eq CO₂/tonne d'aimants en fin de vie) est nettement inférieur à celui du recyclage 1 (112 tonnes eq CO₂/tonne) et recyclage 2 (28 tonnes eq CO₂/tonne). Les bénéfices du remanufacturing sont plus faibles que ceux du recyclage car 1 tonne d'aimants en fin de vie résulte en la production d'1 tonne d'aimants remanufacturés, alors que le recyclage d'1 tonne d'aimants en fin de vie produit 2.5 tonnes d'aimants recyclés, dû à l'ajout de matière première nécessaire lors du recyclage (70% de matière vierge et 30% d'aimant en fin de vie entrent dans le procédé de coulée). Cet ajout de matière première résulte en des impacts liés à la consommation de métaux, principalement reflétés dans l'étape « coulée » dont l'impact est représenté à 74% par la consommation de métaux. Cependant, la fragmentation et les traitements thermiques et magnétiques des aimants sont les étapes qui contribuent principalement à contrebalancer les bénéfices plus élevés du recyclage par rapport au remanufacturing. La fragmentation représente 49% et les traitements thermiques et magnétiques 37% des impacts positifs du recyclage. L'impact de la fragmentation est majoritairement dû à la consommation d'azote, alors que l'impact des traitements thermiques et magnétiques est due à la consommation d'électricité. L'énergie nécessaire à l'extraction des terres rares est plus faible que celle nécessaire au recyclage des aimants en boucle fermée (recyclage 1), l'extraction des terres rares nécessitant principalement un traitement chimique. Cependant, la combinaison de données de laboratoires et à l'échelle industrielle utilisées pour cette évaluation ne permet pas de tirer de conclusions solides. Pour cela, une analyse de sensibilité utilisant des données estimées pour une échelle industrielle doit être menée.

Impact sur la consommation de ressources – Le profil des résultats pour la consommation de ressources fossiles est similaire à celui de l'impact sur le changement climatique pour les mêmes raisons que celle détaillées ci-dessus. Par conséquent, seuls les résultats pour la catégorie d'impacts « consommation de ressources abiotiques – éléments » sont détaillés ici. La première remarque qui peut être faite est que la différence d'impact entre les boucles n'est pas aussi claire que pour le changement climatique. Le remanufacturing reste le scénario avec l'impact le plus faible (-0.07 kg eq Sb/tonne d'aimants en fin de vie) mais la boucle de recyclage 2 a un impact très proche (-0.04 kg eq

Sb/tonne d'aimants en fin de vie). Ceci est dû à une forte contribution du nickel récupéré lors de la dissolution des métaux et qui contribue à éviter l'extraction de nickel primaire. La boucle de recyclage 1 est celle ayant l'impact le plus élevé (0.05 kg eq Sb/tonne).

Pour le recyclage 1, l'étape du procédé la plus impactante est le revêtement (64% des impacts positifs sur la consommation de ressources abiotiques – éléments). Pour le recyclage 2, l'étape du procédé la plus impactante devient le procédé de dissolution, dont l'impact est majoritairement causé par la consommation de quantités importantes d'acide sulfurique (97% des impacts positifs).

Autres catégories d'impact – Les résultats pour les 9 autres catégories d'impact étudiées sont présentés en Annexe 2. Pour toutes les catégories d'impact, la hiérarchie des scénarios est la même que pour les catégories d'impact détaillées ci-dessus, avec un impact nettement supérieur du scénario de recyclage par coulée. Les principaux contributeurs par catégorie d'impact sont détaillés ci-dessous :

- *Epuisement de la couche d'ozone* : le principal contributeur est la consommation d'électricité nécessaire aux traitements thermique et magnétique. Cette contribution est due au mix électrique français principalement dépendant de l'énergie nucléaire. Lors de la production d'uranium, des gaz réfrigérants sont utilisés pour le refroidissement et des CFCs sont émis dans l'atmosphère.
- *Toxicité humaine, écotoxicité terrestre et écotoxicité d'eaux douces* : les contributions pour ces trois catégories d'impact sont similaires. Le premier contributeur est l'électricité consommée pour les traitements thermique et magnétique. Le second est le revêtement, impacté par la production du nickel et les émissions directes de poussières de nickel émises pendant le procédé de revêtement. Suivent ensuite la fragmentation, principalement impactée par la consommation d'azote liquide, et la coulée, impactée par la production des terres rares.
- *Oxydation photochimique et acidification* : les contributions pour ces deux catégories d'impact sont similaires. Le revêtement a une forte contribution pour les deux catégories d'impact, surtout sur le potentiel d'oxydation photochimique. Cet impact est principalement dû à la production du nickel. Viennent ensuite la fragmentation (impactée par la consommation d'azote liquide) et les traitements thermique et magnétique.
- *Eutrophisation* : le principal contributeur de cette catégorie d'impact est la production d'azote liquide utilisée lors de la fragmentation.
- *Consommation d'eau* : les principaux contributeurs sont les procédés de fragmentation (pour la production d'azote liquide) et les traitements thermique et magnétique (pour la production d'électricité). La consommation d'eau utilisée directement pour les procédés de recyclage n'a donc qu'une contribution mineure à la consommation totale d'eau des scénarios.

Analyse de sensibilité – Les résultats de l'analyse de sensibilité pour les paramètres « données d'inventaire du procédé de recyclage » (données à l'échelle industrielle) et « données d'inventaire des produits évités » (production des aimants neufs en Europe) sont présentés en

Figure 36.

L'utilisation de données du procédé estimées à l'échelle industrielle réduit l'impact du recyclage 1 de 104%, résultant en un impact négatif se rapprochant de l'impact du remanufacturing et en un impact plus faible que celui du recyclage 2. Ceci est principalement dû à une réduction des consommations d'azote nécessaires à la fragmentation et, dans une moindre mesure, à la réduction des consommations d'énergie pour les traitements thermiques et magnétiques. La production des aimants neufs en Europe diminue les bénéfices du remanufacturing et du recyclage 1 dû à des impacts évités plus faibles, sans changer les conclusions du scénario de base.

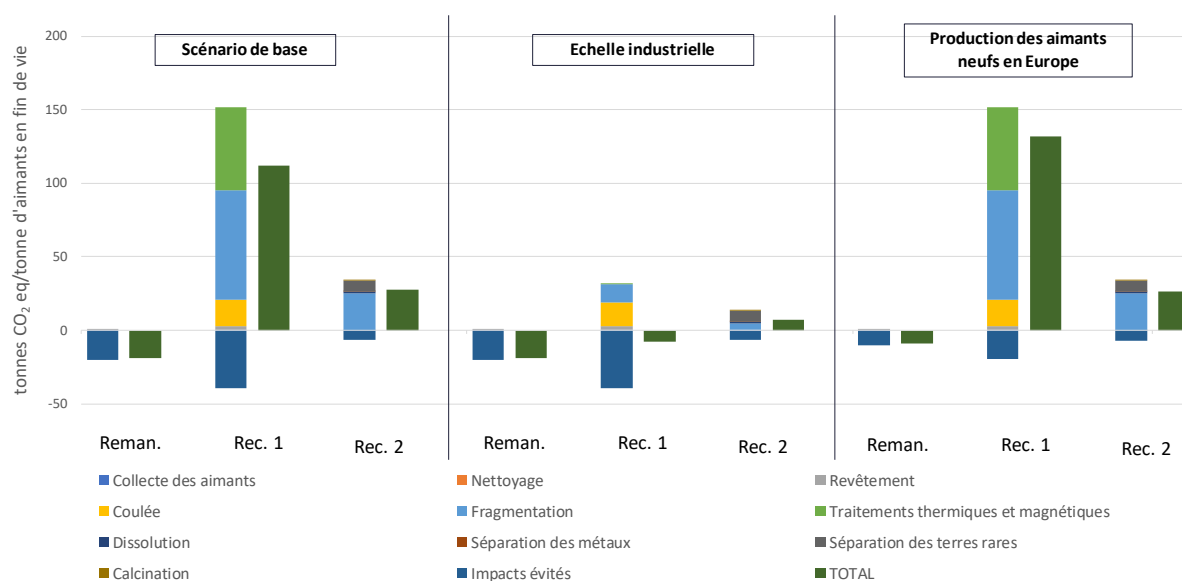


Figure 36: Résultats de l'analyse de sensibilité pour deux paramètres, comparés aux résultats du scénario de base pour la catégorie d'impact « Changement climatique ».

La

Figure 37 présente les résultats de l'analyse de sensibilité pour la consommation de ressources abiotiques (éléments). L'utilisation de données estimées à l'échelle industrielle réduit également l'impact du recyclage 1, mais contrairement à l'impact sur le changement climatique, celui-ci reste supérieur au recyclage 2. Ce dernier bénéficie toujours principalement des bénéfices liés à la récupération de nickel lors de la dissolution des métaux. L'hypothèse d'une production des aimants neufs en Europe, plutôt qu'en Chine, n'a un impact que très limité sur les résultats, la consommation d'électricité ne contribuant que très peu à la consommation de ressources abiotiques (éléments).

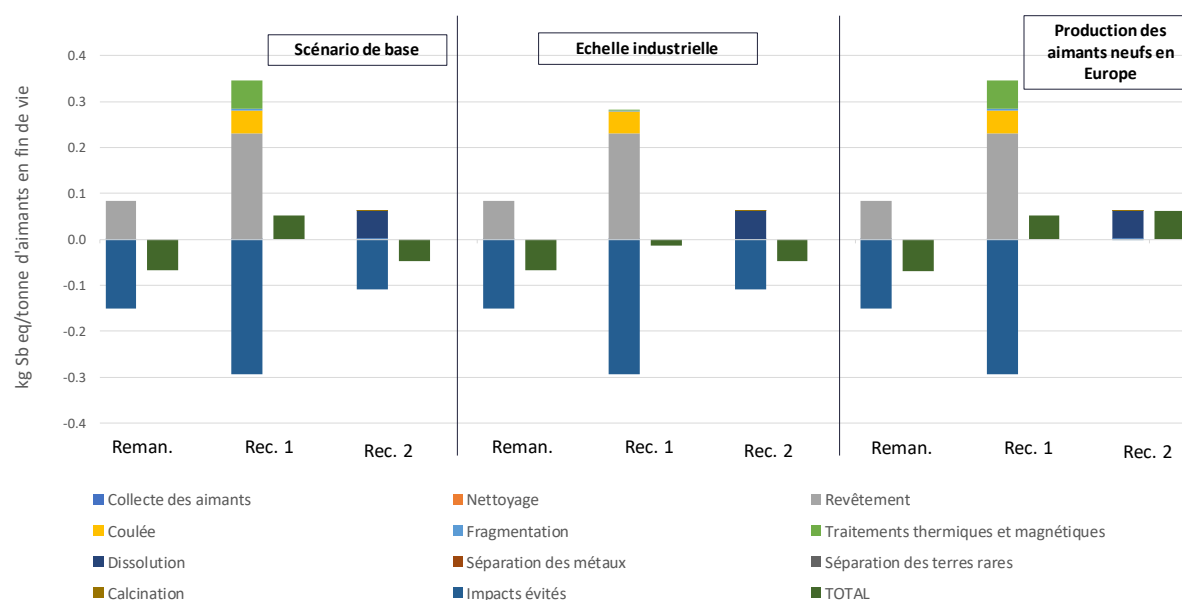


Figure 37: Résultats de l'analyse de sensibilité pour trois paramètres, comparés aux résultats du scénario de base pour la catégorie d'impact « Consommation de ressources abiotiques - éléments ».

La

Figure 38 présente les résultats de l'ACV en suivant une approche « Matière première » et en définissant l'unité fonctionnelle comme « une tonne d'aimants prêts à être utilisés dans une ».

éolienne ». Les données d'inventaire estimées à l'échelle industrielle pour le recyclage 1 sont considérées ici.

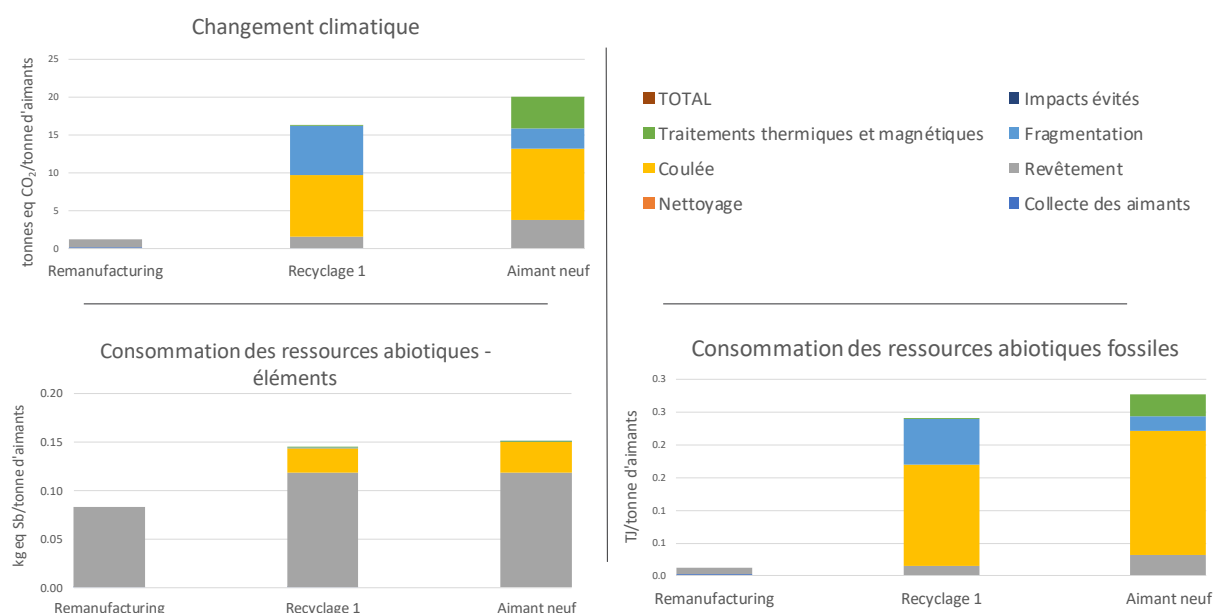


Figure 38: Résultats de l'ACV de la production d'aimants à partir d'aimants en fin de vie (voies de remanufacturing et recyclage 1) et à partir de matière vierge (aimant neuf) (méthode de caractérisation des impacts : CML v3.05)

Les trois voies de production comparées sont donc le remanufacturing et le recyclage en boucle fermée à partir d'aimants en fin de vie et la production d'aimants neufs en Chine à partir de matière première vierge. La question à laquelle cette approche cherche à répondre est la suivante : quelle voie de production d'un aimant a l'impact le plus faible ? Pour les trois catégories d'impact, le remanufacturing est le scénario qui a l'impact le plus faible. Le recyclage a un impact plus faible qu'un aimant neuf pour l'impact sur le changement climatique et la consommation de ressource fossiles, et similaire pour la consommation de métaux et minéraux.

L'approche « Matière première » permet également de comparer les impacts de la production d'oxydes de terres rares à partir d'aimants en fin de vie ou de matière première issues d'activités minières. Les résultats sont présentés en

Figure 39.

Contrairement aux voies de remanufacturing et de recyclage 1, la production d'oxydes de terres rares par la voie de recyclage 2 résulte en des impacts plus élevés que la voie conventionnelle de production à partir de matière première primaire pour les catégories d'impact « Changement climatique » et « Consommation de ressources abiotiques fossiles ». Pour ces catégories d'impact, l'impact plus élevé du recyclage est dû aux procédés de fragmentation et de séparation des terres rares. Pour la catégorie d'impact « Consommation de ressources abiotiques – éléments », la production d'oxydes de terres rares secondaires est préférable à la production d'oxydes de terres rares primaires. Ceci s'explique par la forte contribution de la consommation de nickel qui apparaît dans les impacts évités. En effet, l'extraction des terres rares des aimants en fin de vie résulte également en l'extraction du nickel sous forme d'hydroxydes de métaux lors de leur dissolution. Le bénéfice de la récupération du nickel apparaît en temps qu'impacts évités en

Figure 39.

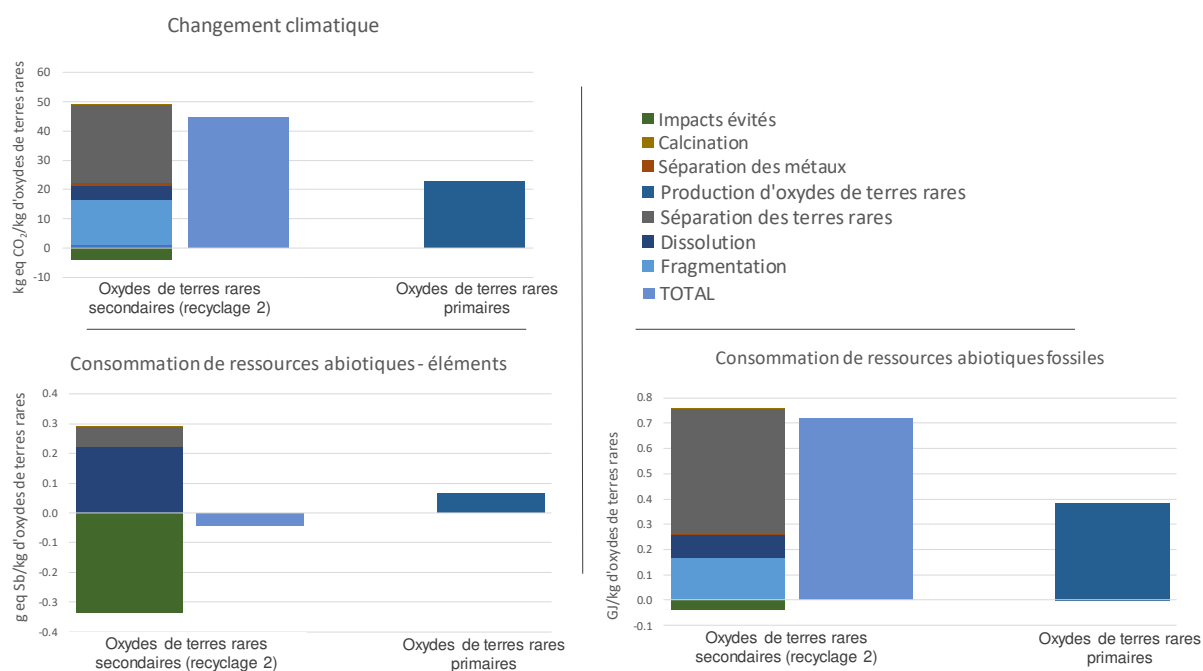
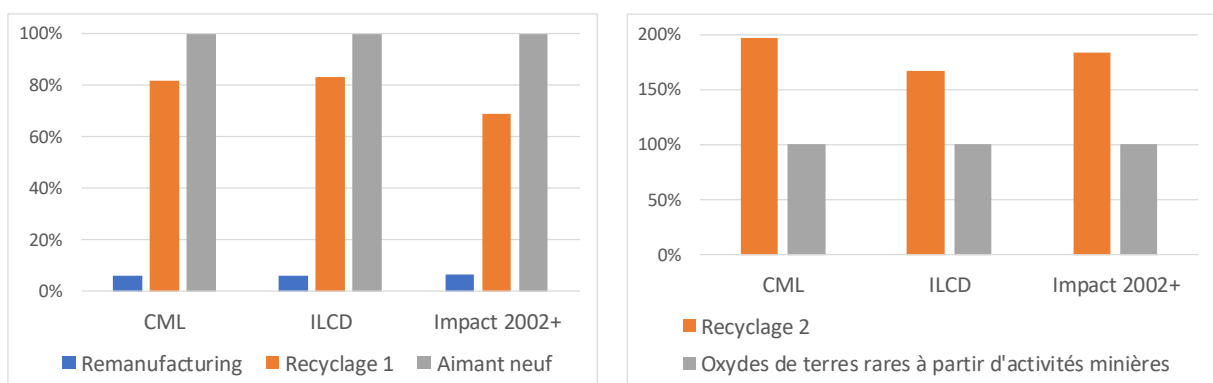


Figure 39: Résultats de l'ACV de la production d'oxydes de terres rares à partir d'aimants en fin de vie (voie de recyclage 2) et à partir d'activités minières (méthode de caractérisation des impacts : CML v3.05)

Les différences d'impact entre les différents scénarios suivant l'approche « Matière première » ont été calculés en utilisant deux autres méthodes de caractérisation des impacts, les méthodes ILCD et Impact 2002+. Pour l'impact sur le changement climatique, l'utilisation de ces deux autres méthodes ne fait que très peu varier la différence entre les scénarios et ne change pas les conclusions (Figure 40).



(A) Différence d'impact de la production d'aimants à partir d'aimants en fin de vie (remanufacturing et recyclage 1) et de matière première primaire (aimant neuf) en utilisant trois méthodes de caractérisation.

(B) Différence d'impact de la production d'oxydes de terres rares à partir d'aimants en fin de vie (recyclage 2) et de matière première primaire issue d'activités minières.

Figure 40: Comparaison des différences d'impacts sur le changement climatique des voies de recyclage en utilisant différentes méthodes de caractérisation.

Les résultats sur la consommation de ressources sont plus sensibles au choix de la méthode de caractérisation. Figure 41 présente les résultats de cette analyse pour la production d'aimants en suivant les trois voies de production (remanufacturing, recyclage 1 et à partir de matière première primaire).

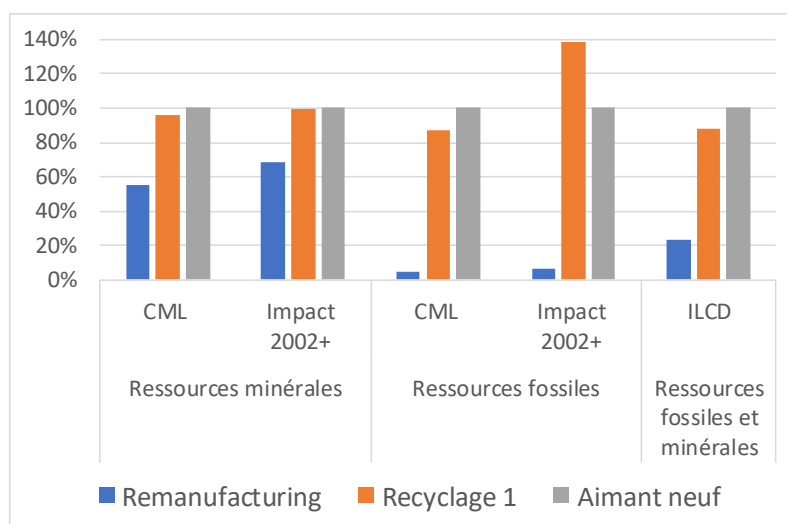


Figure 41: Comparaison des différences d'impacts sur la consommation de ressources des voies de production d'aimants à partir d'aimants en fin de vie (remanufacturing et recyclage 1) et de matière première primaire (aimant neuf) en utilisant trois méthodes de caractérisation.

La méthode Impact 2002+ est celle dont les résultats varient le plus en comparaison avec la méthode CML. Pour la consommation de ressources minérales, la méthode Impact 2002+ résulte en un impact du recyclage 1 similaire à un aimant neuf. Ceci est dû à un facteur de caractérisation de production du nickel élevé par rapport aux autres ressources minérales avec la méthode Impact 2002+. Par exemple, le facteur de caractérisation du nickel est 283 fois plus élevé que le facteur de caractérisation du néodymium avec la méthode Impact 2002+, contre 10 fois plus élevé avec la méthode CML. La conséquence de cette différence d'impact est la très forte contribution du revêtement (98% des impacts). La surface d'aimant à couvrir étant la même pour les aimants recyclés et neufs, l'impact du revêtement est le même pour les deux scénarios. Concernant la consommation de ressources fossiles, la méthode Impact 2002+ résulte en un impact plus élevé de la voie de recyclage 1 par rapport à la production d'un aimant neuf. Cette différence s'explique également par des facteurs de caractérisation très différents entre les méthodes. Ici, la différence s'explique par le facteur de caractérisation de la production d'azote liquide, nécessaire pour la voie 1, mais qui n'est pas utilisé pour la production d'aimants à partir de matière première primaire.

Le choix de la méthode de caractérisation sur les conclusions des voies de production d'oxydes de terres rares n'a pas d'impact sur les conclusions (résultats non présentés dans le rapport). La méthode Impact 2002+ augmente la différence d'impact entre les deux voies de production. Ceci s'explique par le facteur de caractérisation du nickel mentionné ci-dessus.

1.6. CONCLUSIONS

Des trois boucles, le remanufacturing apparaît comme la boucle avec l'impact environnemental le plus faible. A l'échelle du laboratoire, l'impact du recyclage 1 est plus élevé que celui du recyclage 2. Cependant, en estimant des données de production à l'échelle industrielle, la tendance s'inverse. Ce cas d'étude semble confirmer l'observation faite lors de l'analyse de la littérature sur la hiérarchie des boucles de préparation en vue de la réutilisation qui seraient préférables aux boucles de recyclage. Par contre, ce cas ne confirme pas la légère préférence des boucles ouvertes par rapport aux boucles fermées, le cas de recyclage 2 pouvant avoir lieu en boucle ouverte et résultant en un impact plus élevé que le recyclage 1 en boucle fermée. Bien que les impacts des procédés de recyclage soient eux-mêmes inférieurs pour le recyclage 2, ceux-ci sont contrebalancés par des bénéfices plus élevés pour le recyclage 1. Les bénéfices du recyclage sont principalement dus aux terres rares dont l'extraction est évitée. Alors que les données de production des terres ont été prises de la base de données ecoinvent, il est important de noter qu'il existe une grande variabilité de l'impact des terres rares dans la littérature, due à une variabilité des procédés/matières premières et à une incertitude concernant certaines données de procédés (ex : gestion des déchets de l'extraction en Chine) (Bailey et al. 2020). Les impacts évités liés à l'extraction des terres rares sont donc sujets à une plus grande incertitude et il serait intéressant d'en faire une étude plus approfondie pour en évaluer l'impact sur les résultats de la comparaison.

Les résultats pour les approches « Déchets » et « Matière première » montrent une différence claire de questions de recherche auxquelles elles répondent. L'approche « Déchets » permet de comparer les trois voies de valorisation d'aimants en fin de vie alors que l'approche « Matière première » permet de comparer d'une part la production d'aimants à partir d'aimants en fin de vie avec la production d'aimants à partir de matière première primaire, et d'autre part la production d'oxydes de terres rares à partir d'aimants en fin de vie avec celle à partir de matière première issue d'activités minières. La production d'aimants neufs apparaît avoir un impact plus élevé pour les trois catégories d'impact étudiées en comparaison à la production d'aimants à partir d'aimants en fin de vie. Par contre, la production d'oxydes de terres rares à partir de matière première primaire apparaît préférable au recyclage des terres rares à partir d'aimants en fin de vie pour deux catégories d'impact sur les trois étudiées. Le choix d'utiliser des oxydes de terres rares issus du recyclage ou d'activité minière dépend de la problématique environnementale priorisée par le secteur en question (préservation des ressources minérales ou réduction des émissions de gaz à effet de serre/préservation des ressources fossiles).

2. Cas n°4 : reconditionnement de pneus suivant un modèle d'économie de la fonctionnalité

2.1. DESCRIPTION DU MODELE D'ECONOMIE DE LA FONCTIONNALITE

Le système étudié est celui mis en place par Michelin dans son offre Michelin Fleet Solutions™ à destination de flottes de véhicules (bus et poids-lourds). Ce système est basé sur le principe d'économie de la fonctionnalité : la vente est celle d'un service et non celle d'un produit. Les clients optant pour cette offre payent les services de Michelin sur base des kilomètres parcourus plutôt que par pneu acheté. Le service inclut :

- la fourniture des pneus
- la gestion des stocks
- des inspections régulières (relevés d'usure des pneus, relevés de pressions)
- une assistance routière

Michelin est donc responsable de la maintenance des pneus et de leur reconditionnement. Ce dernier inclut :

- le recreusage : cette opération consiste à enlever de la gomme dans la bande de roulement existante afin d'y reconstituer les sculptures et ainsi prolonger sa durée d'utilisation.
- le rechapage : cette opération consiste à remplacer la bande de roulement existante par une nouvelle bande de roulement.

Ces deux procédés ont lieu à des moments différents dans la vie d'un pneu, le rechapage ayant lieu lorsqu'aucun recreusage ne peut plus être effectué (la bande de roulement a été utilisée à son maximum).

2.2. OBJECTIF ET CHAMP DE L'ETUDE

L'objectif de ce cas d'étude est de comparer les performances environnementales du modèle d'économie de la fonctionnalité mis en œuvre par Michelin (vente au km) à celles du modèle conventionnel de vente des pneus (à la pièce). Le cas d'étude se concentre sur le modèle appliqué à une flotte poids-lourds en France. L'unité fonctionnelle définie avec Michelin est la suivante : *« Ensemble de pneumatiques de gamme régionale « X Multi » équipant une flotte en France de 400 véhicules poids-lourd parcourant 100 000 km par an pendant 5 ans dans un contexte de production et de fin de vie Européen ».*

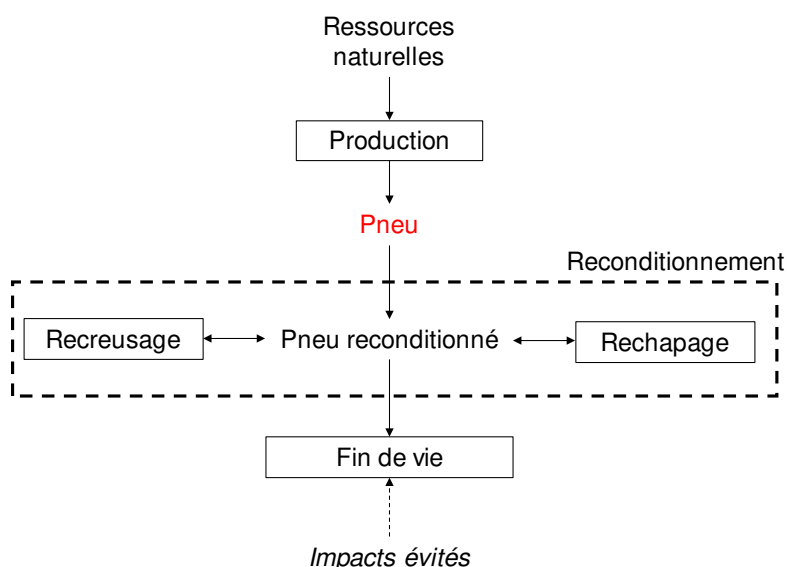


Figure 42: Approche suivie pour la comparaison des deux scénarios de vente de pneus au km et à la pièce (en rouge le flux de référence associé à l'unité fonctionnelle)

Les étapes du cycle de vie des pneus sont les mêmes pour les deux différents systèmes. Ce sont quatre paramètres de ces procédés, dont les valeurs sont détaillées dans la section suivante, qui les différencient :

- *Hauteur de retrait* : profondeur des rainures des pneus à laquelle les pneus sont retirés de la circulation pour reconditionnement ou traitement en fin de vie.
- *Taux de recreusage* : pourcentage des pneus subissant un traitement de recreusage.
- *Pourcentage de sous-gonflage* : différence moyenne, en pourcentage, entre les pressions réelle et recommandée des pneus en circulation.
- *Taux d'articles détériorés* : pourcentage de pneus nécessitant d'être changés suite à un incident lors de leur usage.

Les procédés inclus dans le périmètre de l'étude sont la production des pneus, leur distribution, leur usage, les procédés de recreusage et de rechapage et leur fin de vie. Les bénéfices de la fin de vie des pneus sont pris en compte par la méthode des impacts évités.

2.3. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

Les données d'inventaire ont été collectées par Michelin pour les deux systèmes comparés. Les procédés modélisés sont :

- *La production des matières premières* : production de la matière première utilisée pour la production des pneus et le rechapage (caoutchouc, charges (noir de carbone), métal, additifs organiques et inorganiques). Les procédés de production ont été modélisés sur base de la littérature (ecoinvent) et de données internes Michelin
- *La production des pneus neufs* : consommation d'intrants pour la production des pneus par Michelin (énergie, eau, produits chimiques...) et émissions
- *Le procédé de recreusage* : énergie nécessaire au recreusage
- *Le procédé de rechapage* : consommation d'intrants pour la production des pneus par Michelin (énergie, eau, produits chimiques...) et émissions
- *La phase d'usage* : consommation de carburant due à la résistance au roulement des pneus, émissions liées à l'usure des pneus (liées au frottement avec la route lors du freinage et des phases d'accélération et de virage).
- *Les procédés de fin de vie* : le mix de fin de vie est présenté ci-dessous, sur base des informations fournies par Michelin. Les impacts évités sont modélisés sur base de l'étude d'Aliapur sur les différentes voies de valorisation des pneus en fin de vie non-réutilisables (Aliapur 2010).

Tableau 8: Répartition des différents traitements en fin de vie des pneus usagés

Traitement en fin de vie	Répartition
Valorisation matière, Bassin de rétention	8.6%
Valorisation matière, Terrain synthétique	19.7%
Valorisation matière, Objets moulés	19.7%
Valorisation énergétique, Cimenterie	42.3%
Valorisation énergétique, Chauffage urbain	3.7%
Enfouissement	6%

Les paramètres différenciant les deux systèmes comparés sont présentés ci-dessous.

Tableau 9: Paramètres différenciant les deux systèmes comparés

Paramètre	Système conventionnel	Système « économie de la fonctionnalité »
Hauteur de retrait	4 mm	4.5 mm
Taux de recreusage	50%	90%
Pourcentage de sous-gonflage	10%	0%
Taux d'articles détériorés	20%	15%

Ces différences de valeurs ont un impact sur d'autres paramètres :

- *Consommation de carburant* : le sous-gonflage entraîne une augmentation de la consommation de carburant (17% de sous-gonflage résulte en une augmentation de 1% de la consommation). De plus, plus la hauteur de retrait diminue, plus la résistance au roulement diminue, entraînant une diminution de la consommation de carburant.
- *Nombre de pneus neufs* : le sous-gonflage diminue la durée de vie des pneus, résultant en un besoin accru de pneus neufs (17% de sous-gonflage diminue de 10% la durée de vie des pneus). De plus, plus la hauteur de retrait diminue (c'est-à-dire que les pneus sont retirés plus tard), plus la durée de vie des pneus augmente. Le taux de recreusage a aussi un impact positif sur la durée de vie puisqu'un taux de recreusage plus élevé permet davantage de réutilisations des pneus avant leur traitement en fin de vie. Le taux d'articles détériorés a également un impact sur le nombre de pneus neufs : plus il est élevé, plus la consommation de pneus neufs augmente.
- *Nombre de pneus à rechapier* : un taux de recreusage plus élevé diminue le nombre de rechapages à effectuer sur la période considérée dans l'unité fonctionnelle.
- *Nombre de pneus à traiter en fin de vie* : la prolongation de la durée de vie des pneus réduit le taux de remplacement des pneus par des pneus neufs et par conséquent le nombre de pneus usagés à traiter.

2.4. EVALUATION D'IMPACTS ET ANALYSE DE SENSIBILITE

La méthode CML v3.05 est utilisée pour la caractérisation des impacts. Les onze catégories d'impact couvertes par la méthode sont étudiées (changement climatique, ADP éléments, ADP ressources fossiles, épuisement de la couche d'ozone, toxicité humaine, écotoxicité des eaux douces, écotoxicité marine, écotoxicité terrestre, oxydation photochimique, acidification et eutrophisation).

Une analyse de sensibilité est menée sur quatre paramètres :

- *Hauteur de retrait* : la valeur de ce paramètre pour le système d'économie de la fonctionnalité est plus élevée que celle du système conventionnel. Ceci est contre-intuitif puisqu'un système où Michelin contrôle l'ensemble de la chaîne de valeur des pneus laisse à penser que les pneus sont « poussés » plus loin dans leur utilisation, c'est-à-dire jusqu'à une hauteur de retrait plus faible que le système conventionnel. En pratique, l'inverse est observé. Ceci s'explique par le fait que les poids-lourds ne voient leurs pneus contrôlés que lorsqu'ils rentrent au garage après plusieurs milliers de kilomètres et Michelin ne prend pas le risque de laisser partir un poids-lourd sans être sûr que la hauteur minimale réglementaire ne sera pas dépassée lors de son prochain trajet. Par conséquent, parce que la responsabilité de la

gestion des pneus revient entièrement à Michelin, celui-ci gère l'ensemble des pneus avec davantage de précaution que dans un système conventionnel. Afin de tester l'impact qu'aurait une hauteur de retrait du système d'économie de la fonctionnalité plus faible que le système conventionnel, la valeur de la hauteur de retrait du système d'économie de la fonctionnalité est changée à 1.6 mm, qui correspond à la hauteur de retrait minimale autorisée.

- *Taux de recreusage* : le taux de recreusage ayant un impact sur plusieurs autres paramètres des deux systèmes, une augmentation de 10% de sa valeur est testée.
- *Taux d'articles détériorés* : une augmentation de 10% de sa valeur est testée.
- *Réduction de durée de vie (DDV) due au sous-gonflage* : la relation utilisée par Michelin pour estimer l'impact du sous-gonflage sur la réduction de durée de vie des pneus est la suivante : 17% de sous-gonflage résulte en une diminution de 10% de la DDV d'un pneu. L'impact d'un changement de cette équivalence est testé en faisant varier la diminution de la DDV de 10% (17% de sous-gonflage résulte en une diminution de 11% de la DDV).

Tableau 10: Paramètres étudiés lors de l'analyse de sensibilité

Paramètre	Valeurs initiales		Valeurs pour l'analyse de sensibilité	
	Système conventionnel	Système « économie de la fonctionnalité »	Système conventionnel	Système « économie de la fonctionnalité »
Hauteur de retrait	4 mm	4.5 mm	4 mm	1.6 mm
Taux de recreusage	50%	90%	50%	99%
Taux d'articles détériorés	20%	15%	20%	13.5%
Réduction de durée de vie (DDV) due au sous-gonflage	17% sous-gonflage = -10% DDV	17% sous-gonflage = -10% DDV	17% sous-gonflage = -11% DDV	17% sous-gonflage = -11% DDV

2.5. RESULTATS

Les résultats de la comparaison des deux systèmes sont présentés en Figure 43 pour l'impact sur la consommation de ressources et sur le changement climatique, et en Tableau 11 pour les autres catégories d'impact. Une première observation est que l'usage et la production des matières premières des pneus neufs sont les contributeurs majoritaires de toutes les catégories d'impact. Les résultats permettent de distinguer deux types de catégories d'impact. Ceux-ci représentent plus de 95% des impacts totaux pour toutes les catégories d'impact. Deux types de catégories d'impact peuvent être distinguées : celles pour lesquelles les matières premières ont un impact prépondérant (ADP élément, toxicité humaine, aquatique et terrestre) et celles pour lesquelles c'est l'usage qui est le premier contributeur (changement climatique, ADP ressource fossiles, épuisement de la couche d'ozone, oxydation photochimique, acidification et eutrophisation).

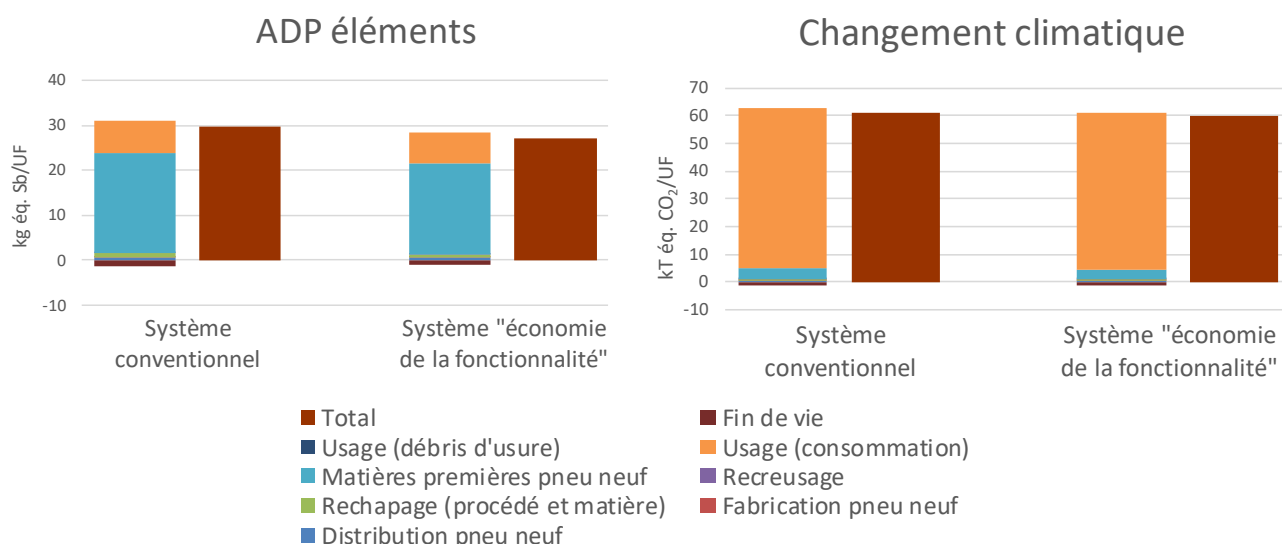


Figure 43: Comparaison des différences d'impacts des deux systèmes sur la consommation de ressources (à gauche) et le changement climatique (à droite)

Concernant la comparaison des deux systèmes, on observe un impact du système d'économie de la fonctionnalité de 0.3% à 9% inférieur à celui du système conventionnel.

Tableau 11: Résultats de l'ACV des deux systèmes pour les 11 catégories d'impact suivant la méthode CML v3.05

Catégories d'impact	Unité	Système conventionnel	Système d'économie de la fonctionnalité	Différence d'impact
Changement climatique	kg éq CO ₂	6.1E+07	6.0E+07	-2%
Consommation de métaux et minéraux (ADP éléments)	kg éq Sb	3.0E+01	2.7E+01	-8%
Consommation de ressources fossiles (ADP ressources fossiles)	MJ	8.4E+08	8.2E+08	-2%
Epuisement de la couche d'ozone	kg éq CFC-11	1.1E+01	1.1E+01	-2%
Toxicité humaine	kg éq 1,4-DB	4.9E+06	4.7E+06	-5%
Ecotoxicité des eaux douces	kg éq 1,4-DB	1.4E+07	1.2E+07	-9%
Ecotoxicité marine	kg éq 1,4-DB	5.3E+09	5.1E+09	-3%
Ecotoxicité terrestre	kg éq 1,4-DB	1.7E+05	1.6E+05	-9%
Oxydation photochimique	kg éq C ₂ H ₄	6.5E+03	6.5E+03	-0.3%
Acidification	kg éq SO ₂	1.6E+05	1.5E+05	-2%
Eutrophisation	kg éq PO ₄	3.3E+04	3.2E+04	-3%

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés en Figure 44 pour la consommation de ressources minérales et fossiles.

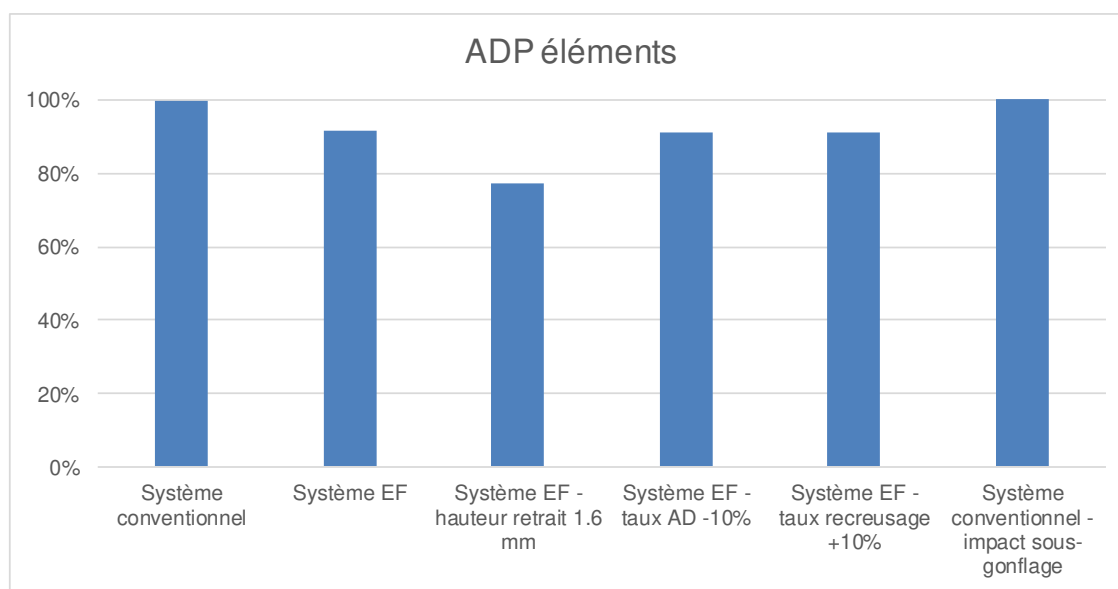


Figure 44: Résultats de l'analyse de sensibilité pour la consommation de ressources (ADP éléments ; EF : économie de la fonctionnalité ; AD : articles détériorés)

Exceptée la hauteur de retrait, tous les paramètres testés n'ont qu'un effet minime sur les différences d'impacts entre les deux systèmes. La réduction de la hauteur de retrait à 1.6 mm est le paramètre qui a le plus d'impact sur cette différence. L'impact du système d'économie de la fonctionnalité devient 23% inférieur à celui du système conventionnel, contre 8% actuellement. Ceci s'explique principalement par une réduction de 28% de l'impact des matières premières, dû à une consommation réduite de pneus neufs lorsque les pneus sont poussés plus loin dans leur usage avant recreusage, rechapage et traitement en fin de vie.

Tableau 12: Différence d'impact entre le système conventionnel et le système d'économie de la fonctionnalité en considérant une hauteur de retrait de 1.6 mm pour le système d'économie de la fonctionnalité

Catégories d'impact	Différence
Consommation de ressources fossiles	-6%
Changement climatique	-6%
Epuisement de la couche d'ozone	-6%
Toxicité humaine	-15%
Ecotoxicité des eaux douces	-26%
Ecotoxicité marine	-10%
Ecotoxicité terrestre	-26%
Oxydation photochimique	-2%
Acidification	-6%
Eutrophisation	-8%

Avec une hauteur de retrait de 1.6 mm, les bénéfices du système d'économie de la fonctionnalité sont presque triplés. Son impact devient jusqu'à 26% inférieur à celui du système conventionnel. Les catégories d'impact montrant le plus de réduction sont celles pour lesquelles la contribution des matières premières est prépondérante.

2.6. CONCLUSIONS

Le système d'économie de la fonctionnalité mis en place par Michelin a un impact inférieur à celui du système conventionnel. Les bénéfices sont minimes pour certaines catégories d'impact (e.g., oxydation photochimique) mais peuvent atteindre 9% de réduction d'impact pour les catégories avec une contribution prépondérante des matières premières pour la fabrication des pneus. Cependant, le système mis en place a le potentiel d'être amélioré, notamment en diminuant la hauteur de retrait. Aujourd'hui, ceux-ci sont retirés à une hauteur moyenne de 4.5 mm contre 4 mm pour le système conventionnel. La hauteur de retrait testée dans l'analyse de sensibilité correspond à la hauteur minimale autorisée, mais tout effort visant à réduire cette hauteur de retrait permettrait une augmentation conséquente des bénéfices du système mis en place par Michelin. La hauteur de retrait de 4.5 mm s'explique par les particularités des poids-lourds auxquels le système étudié s'applique, principalement par les longues périodes d'absence des poids lourds entre deux contrôles. Pour un autre type de flotte auquel Michelin propose le même service et pour lesquels des contrôles plus réguliers peuvent être effectués (e.g., une flotte de bus), les bénéfices du système d'économie de la fonctionnalité devraient être plus élevés.

Ce cas d'étude révèle les différences potentielles entre les bénéfices estimés avant la mise en œuvre de tels systèmes (par exemple par une ACV prospective), et les bénéfices réels, qui peuvent s'avérer bien moindre. En effet, une hauteur de retrait inférieure à celle du système conventionnel avait tout d'abord été communiquée par l'équipe de Michelin, basé sur l'argument d'un meilleur contrôle des pneus permettant de « pousser » plus loin leur utilisation. En réalité, il a été observé que la hauteur de retrait est plus élevée que le système conventionnel car la responsabilité est entièrement celle de Michelin, qui va par conséquent réduire au maximum les risques d'accidents qui pourraient être imputés à une mauvaise gestion des pneus. Ainsi, lorsqu'une ACV prospective d'un modèle d'économie de la fonctionnalité est réalisée, les risques liés à sa mise en œuvre doivent être pris en compte.

3. Cas n°5 : remanufacturing de moteurs

Ce cas d'étude a pour objectif d'évaluer l'impact environnemental d'un procédé de remanufacturing de moteurs mis en place par Renault sur le site de Choisy-le-Roi. Ce site de Renault remanufacture différentes pièces mécaniques telles que des moteurs, boîtes de vitesse, colonnes de direction et injecteurs. L'activité du site contribue à l'offre appelée « échange standard » proposée par Renault, qui consiste au remplacement d'une pièce défectueuse d'un véhicule par une nouvelle pièce issue du remanufacturing à un prix compétitif.

3.1. OBJECTIF ET CHAMP DE L'ETUDE

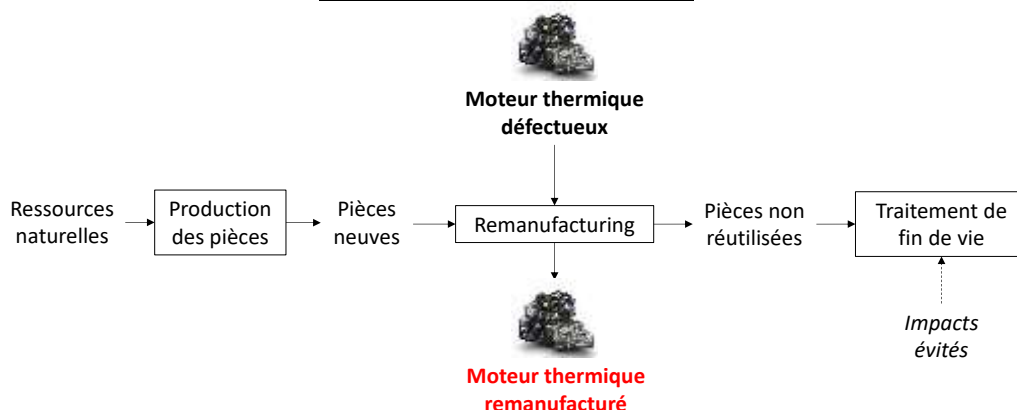
Ce cas d'étude a pour objectif de comparer les performances environnementales d'un moteur neuf avec celles d'un moteur remanufacturé à Choisy-le-Roi. L'étude se concentre sur le type de moteur K9K : l'indice du moteur considéré représente 8% des moteurs remanufacturés sur le site de Choisy-le-Roi. Ces moteurs proviennent d'un réseau de garages Renault et franchisés offrant le service d'échange standard. Un moteur défectueux est collecté et transporté vers le site de Flins où toutes les pièces défectueuses sont centralisées. Les pièces sont ensuite réorientées vers les sites de remanufacturing appropriés. Les moteurs sont envoyés vers le site de Choisy-le-Roi. Les moteurs y sont démontés et lavés. Les pièces réutilisables sont disposées en zones de « picking », qui sont des zones mettant à disposition des opérateurs des sets de pièces prêtes à être remontées. Lors du démontage, les pièces non conformes sont écartées et envoyées pour traitement de fin de vie. Les moteurs sont remontés à partir des sets de pièces préparés. Ces sets sont composés de pièces provenant d'un ancien moteur ainsi que de pièces neuves. Un moteur remanufacturé est donc composé de pièces provenant de différents moteurs défectueux, ainsi que de pièces neuves. En 2018, 260 moteurs K9K remanufacturés sont sortis des lignes de production. Pour chaque moteur remanufacturé, environ 1.2 moteurs usagés/en fin de vie ont été nécessaires en entrée. La matière non réutilisée est envoyée en filière de fin de vie (principalement recyclage).

Renault étant spécifiquement intéressé par la question : quelle est la différence d'impact environnemental entre un moteur remanufacturé et un moteur neuf, une approche « Matière première » est suivie. L'unité fonctionnelle choisie est « *la production d'un moteur Renault* ». Comme recommandé dans l'étude SCORE LCA 2018-03 « *Impacts environnementaux & émissions environnementales évitées* », la fonction de traitement des moteurs défectueux est également considérée pour assurer une équivalence entre les systèmes comparés. La fonction des deux

scénarios est donc la suivante : « *Production d'un moteur Renault et traitement de fin de vie de moteurs défectueux* ».

Les deux systèmes comparés sont présentés en **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**

Scénario « remanufacturing »



Scénario « moteur neuf »

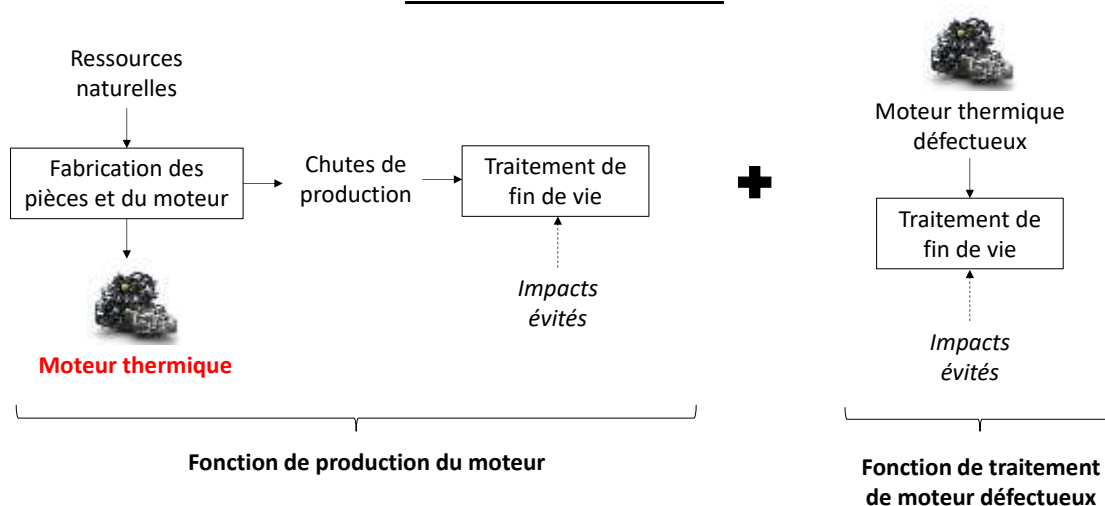


Figure 45: Approche suivie pour la comparaison d'un moteur remanufacturé avec un moteur neuf

3.2. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

BILAN MATIERE DES MOTEURS NEUF ET REMANUFACTURE

Le bilan matière d'un moteur K9K a été communiqué par Renault. Il comprend 184 pièces composées de 73 matériaux. Un premier calcul de l'impact matière d'un moteur est réalisé avec la méthode CML et une coupure est effectuée sur les matériaux dont l'impact représente moins de 2% de l'impact matière d'un moteur K9K pour toutes les catégories d'impact. Au total, les matériaux écartés de l'évaluation représentent moins de 5% de l'impact matière d'un moteur K9K.

L'impact matière d'un moteur remanufacturé correspond à l'impact des pièces neuves nécessaires à la production d'un nouveau moteur. Le taux de remplacement des pièces a donc été utilisé pour quantifier les matériaux neufs consommés. Les pièces réutilisées ainsi que leur taux de remplacement sont présentées en Tableau 13. Par exemple, pour 100 moteurs remanufacturés, 68 carters cylindre sont issus d'anciens moteurs. Le taux de réutilisation de cette pièce est donc de 68%. En moyenne, 32% du poids d'un moteur remanufacturé est constitué de pièces réutilisées et 68% de pièces neuves.

Tableau 13: Liste des pièces réutilisées et leur taux de réutilisation dans les moteurs remanufacturés

	Nom de la pièce	Taux de réutilisation
1	BIELLE K9K Récupérée ACCESS	0.4%
2	CARTER CYL EURO 5 STEP 4 ACCESS K9K	68%
3	CARTER HUILE K9K RECUPERE	48%
4	RAMPE CARB RECUPEREE K9K EURO5 SETP4	87%
5	PIGNON VILEBREQUIN RECUPERE K9K	47%
6	SUPPORT BAGUE ETANCHEITE VILEBREQUIN	34%
7	VILEBREQUIN K9K RECUPERE M14	57%
8	SUPPORT MOTEUR RECUPERE K9K 8320	94%
9	POULIE PPE INJ RECUPEREE ACCESS K9K	17%
10	CUL. RECUP K9 EU5 STP4	73%
11	PATTE LEV MOT COTE ACC	99%
12	PATTE LEV MOT COTE DIST	100%
13	SUPPORT BAGUE ETANCHEITE VILEBREQUIN	34%
14	PORTE INJ RENOV (EURO5 STEP4)	48%
15	BRIDE FIX PORT.INJ GAZOLE RENOVE ACCESS	24%
16	POMPE CARBURANT HP A RECUPEREE	17%
17	PROTECTEUR PPE HP GAZOLE RENOV	81%

CYCLE DE VIE DES MOTEURS NEUFS

Production des moteurs

Les données relatives aux sites de production (consommations d'énergie, d'eau, de produits chimiques etc.) ont été communiquées par Renault pour le site de production des moteurs neufs. Les données communiquées étaient déjà allouées aux moteurs neufs.

Les chutes de production des moteurs neufs sont estimées sur base des déchets produits par le site. Pour les pièces non produites par le site (par exemple les joints plastiques, les pièces en verre etc.), aucune chute de production n'est considérée. Les chutes de production, dont seules celles de l'aluminium, la fonte et l'acier sont prises en compte, sont envoyées au recyclage.

Les flux de matière lors de la production d'un moteur neuf sont présentés en Figure 46.

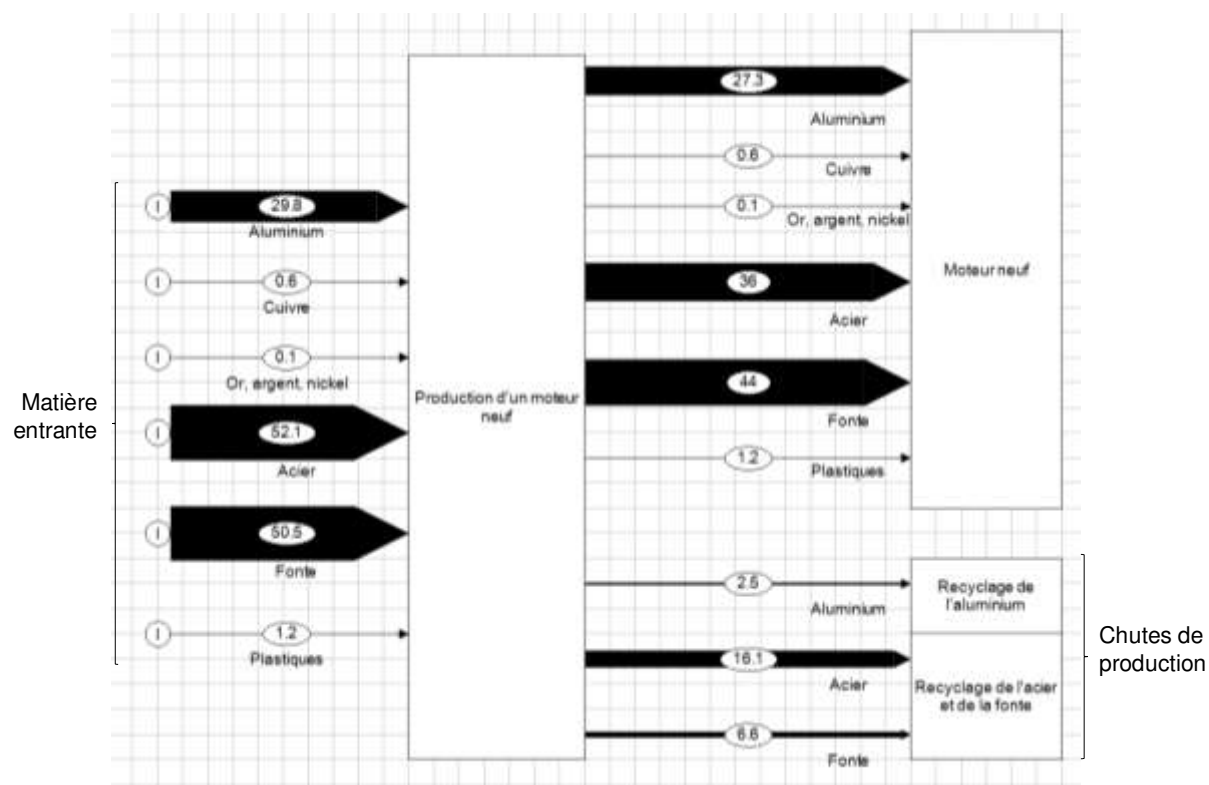


Figure 46: Flux de matières lors de la production d'un moteur neuf

Traitement de fin de vie

Peu de données sont disponibles sur la fin de vie des moteurs neufs. L'hypothèse est faite que la fin de vie d'un moteur est la même qu'un véhicule hors d'usage (VHU), c'est-à-dire qu'un moteur défectueux est envoyé en centre de traitement VHU. Les étapes de traitement des VHU comportent : 1) une décontamination ; 2) un démantèlement de certaines pièces réutilisables ; 3) un broyage suivi d'une redirection des matières broyées et séparées vers les filières de recyclage spécifiques. Les données sur les quantités de matières extraites des VHU et leur destination par matière (réutilisation, recyclage, élimination) sont présentées dans le rapport de l'Observatoire des véhicules hors d'usage de 2017 (Deloitte Développement Durable et al. 2017). Les flux de matières lors de ce traitement en fin de vie sont présentés en Figure 47. Certaines données ont été adaptées suivant ce qui est fait sur le site de Choisy-le-Roi. Par exemple, le rapport de l'Observatoire rapporte un taux de réutilisation des pièces électroniques dans les VHU. Cependant, les pièces électroniques dans les moteurs ne sont pas réutilisées sur le site de Choisy. Par conséquent, dans le scénario de fin de vie du moteur neuf, aucune pièce électronique n'est également considérée être démantelée sur le site de traitement. L'argent, l'or et le nickel, présents en infime quantité par rapport aux autres matériaux, ne sont pas sélectivement recyclés mais perdus lors de l'envoi des fractions majoritaires issues du broyage (acier, fonte et aluminium) vers les grandes filières de recyclage. Le cuivre présent dans les pièces mécaniques majoritairement composées d'acier, de fonte ou d'aluminium est également envoyé vers les filières de recyclage de ces matériaux et perdu. Une partie du cuivre, contenue dans les câbles et certaines pièces électroniques, est récupérée.

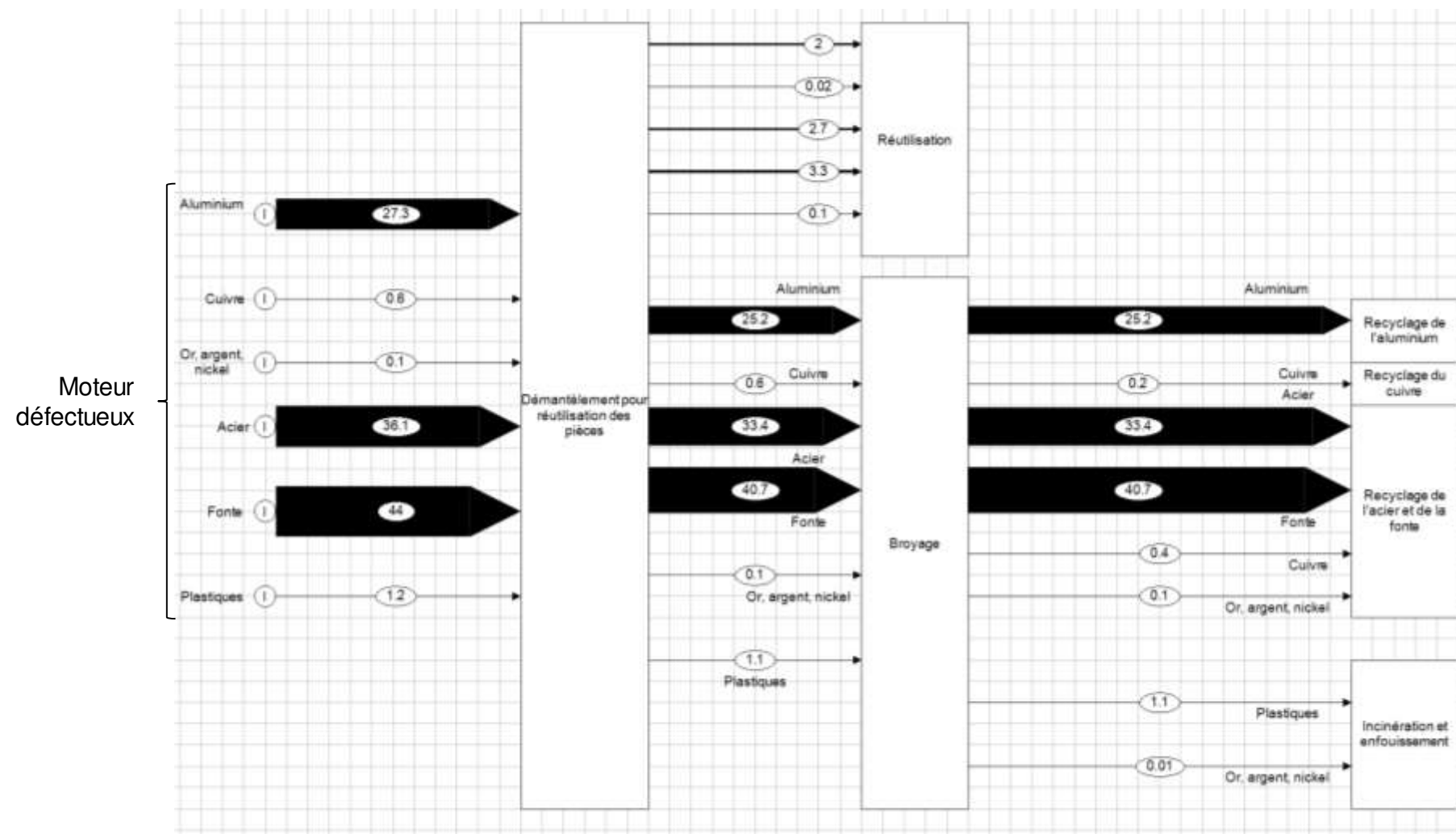


Figure 47: Flux de matières lors du traitement en fin de vie d'un moteur défectueux

CYCLE DE VIE DES MOTEURS REMANUFACTURES

Remanufacturing

Les données de production de l'ensemble du site de Choisy-le-Roi ont été communiquées par Renault. Une allocation massique sur base de l'ensembles de produits sortant du site est appliquée pour allouer les impacts du site aux moteurs K9K sortant.

Le remanufacturing requiert la consommation de pièces neuves. Les plus grosses pièces remplacées (en acier, aluminium et fonte) sont produites sur le même site de production que les moteurs neufs. L'impact de la production de ces pièces est donc considéré en réalisant une allocation massique.

Traitement de fin de vie des pièces remplacées

Toutes les pièces remplacées sont envoyées vers une filière de recyclage spécifique, exceptées les pièces en plastique, qui sont incinérées avec récupération d'énergie. Les métaux « précieux » contenus dans les DEEE sont eux envoyés vers une filière appropriée qui permet leur récupération. Le procédé est considéré le même que celui proposé par la base de données ecoinvent pour le recyclage des déchets d'équipements électriques et électroniques et en considérant les taux de récupération rapportés par Bigum et al. (2012). Le cuivre contenu dans les pièces mécaniques composées majoritairement d'acier, de fonte ou d'aluminium est considéré envoyé vers les filières de recyclage de ces matériaux et donc non récupéré. Les données sur les procédés de recyclage sont extraites de la base de données ecoinvent.

Les flux de matière du scénario de remanufacturing sont présentés en Figure 48.

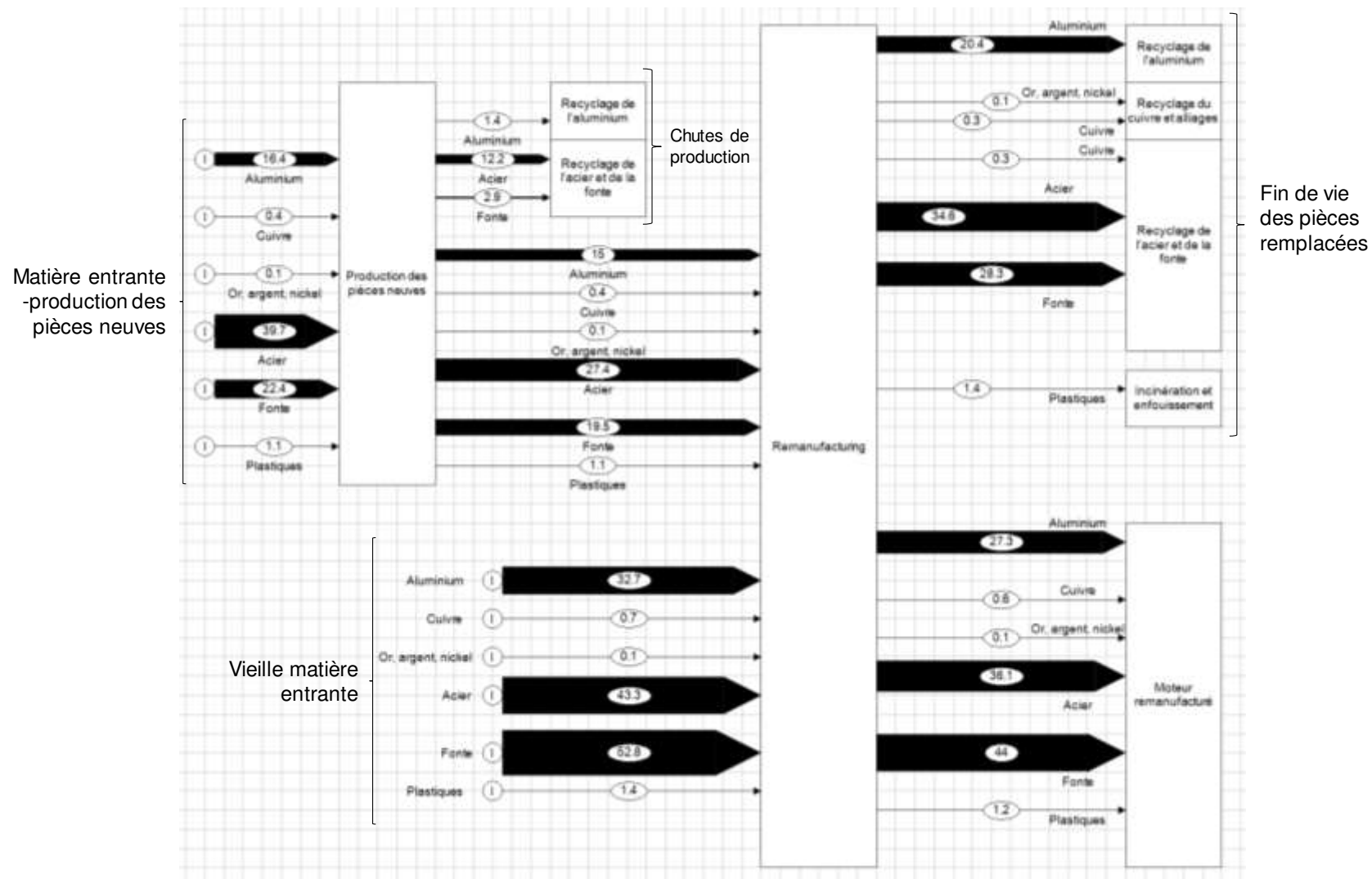


Figure 48: Flux de matière dans le scénario de remanufacturing

3.3. EVALUATION DES IMPACTS ET ANALYSE DE SENSIBILITE

La méthode d'évaluation d'impact choisie est la méthode CML v3.05.

Une analyse de sensibilité est menée sur le choix de l'approche choisie pour la comparaison des deux systèmes. Une approche « Système » est appliquée pour identifier son impact sur les résultats. Pour cette approche, l'unité fonctionnelle est définie comme *la production et le traitement en fin de vie d'un moteur Renault*. Dans le scénario de remanufacturing, le traitement en fin de vie est le remanufacturing, duquel est produit 0.8 moteur remanufacturé. Le scénario de remanufacturing produit donc 1.8 moteurs. Pour remplir une fonctionnalité identique, le scénario de référence (« moteur neuf ») doit donc considérer la production et gestion en fin de vie de 1.8 moteurs neufs.

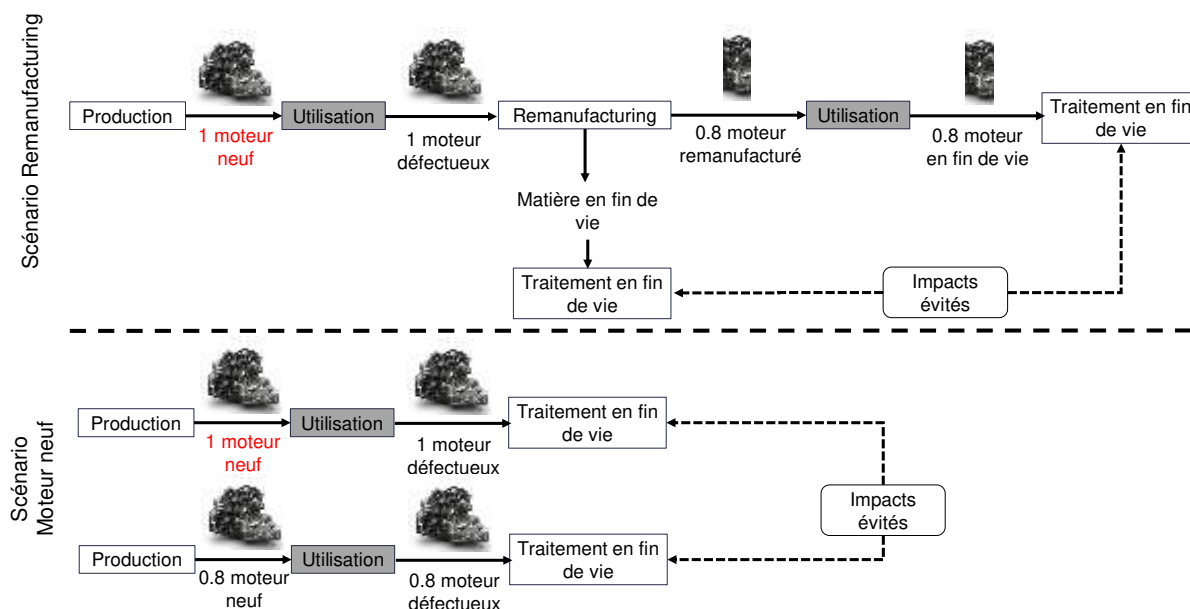


Figure 49: Comparaison des deux scénarios en suivant l'approche « Système »

L'approche décrite en Figure 49 ne considère qu'une boucle de remanufacturing. L'analyse de sensibilité teste également la variation du nombre de boucles de remanufacturing sur les résultats.

L'efficacité du remanufacturing est de 83% (1.2 moteurs sont nécessaires pour la production d'un moteur neuf). Une efficacité de 100% est testée dans l'analyse de sensibilité avec les approches Matière première et Système.

3.4. RESULTATS

Par soucis de simplicité pour l'analyse des résultats, seules les catégories d'impact Consommation de métaux et minéraux et Changement climatique sont analysées en détail. Les résultats des autres catégories d'impact sont présentés en Figure 53 pour information.

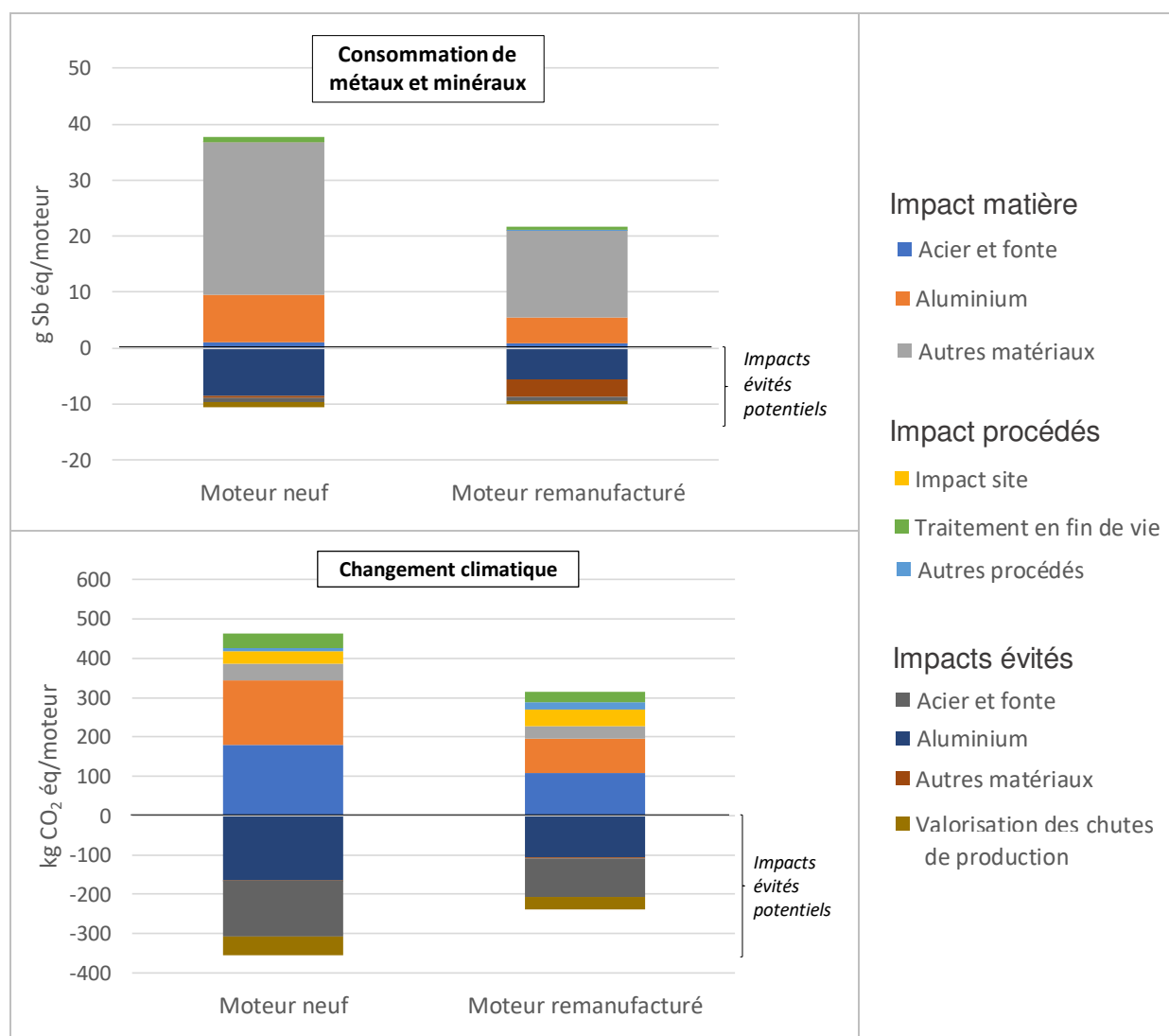


Figure 50: Résultats de la comparaison des impacts d'un moteur neuf et d'un moteur remanufacturé

CONSOMMATION DE METAUX ET MINERAUX

Pour les deux moteurs, l'impact sur la consommation de métaux et minéraux est dominée par la catégorie « autres matériaux », qui comprend les métaux « précieux » tels que le cuivre, l'or, l'argent et le nickel. L'argent présent dans les pièces du moteur neuf contribue à plus de 80% à son impact sur la consommation de métaux et minéraux. Les impacts matière et procédés du moteur remanufacturé sont réduits de 16 g éq Sb/moteur (-42%) par rapport à un moteur neuf. Cette différence est majoritairement due à la réutilisation de l'injecteur, qui contient 99% de l'argent utilisé dans le moteur et a un taux de réutilisation de 48%.

Concernant les impacts évités potentiels, ils sont similaires entre les deux scénarios (-0.6 g éq Sb/moteur, soit 5% de différence). Cependant, les impacts évités par la valorisation des « autres matériaux » sont 87% plus élevés dans le scénario de remanufacturing. Ceci est dû à une meilleure valorisation des métaux précieux dans le scénario de remanufacturing par rapport à celui du moteur neuf. En effet, lors du remanufacturing, le moteur est démantelé et chaque pièce est orientée spécifiquement vers une filière de recyclage, les éléments électroniques étant orientés vers une filière de recyclage des DEEE.

Les impacts positifs du scénario de remanufacturing étant 42% inférieurs à ceux de la production d'un moteur neuf et les impacts évités étant similaires, l'impact total du scénario de remanufacturing sur la consommation de métaux et minéraux est inférieur à celui de production du moteur neuf.

Afin d'évaluer le niveau de performance du remanufacturing mis en place par Renault, l'impact de la consommation de métaux et minéraux des différentes pièces a été calculé et représentée en fonction du taux de réutilisation de chaque pièce.

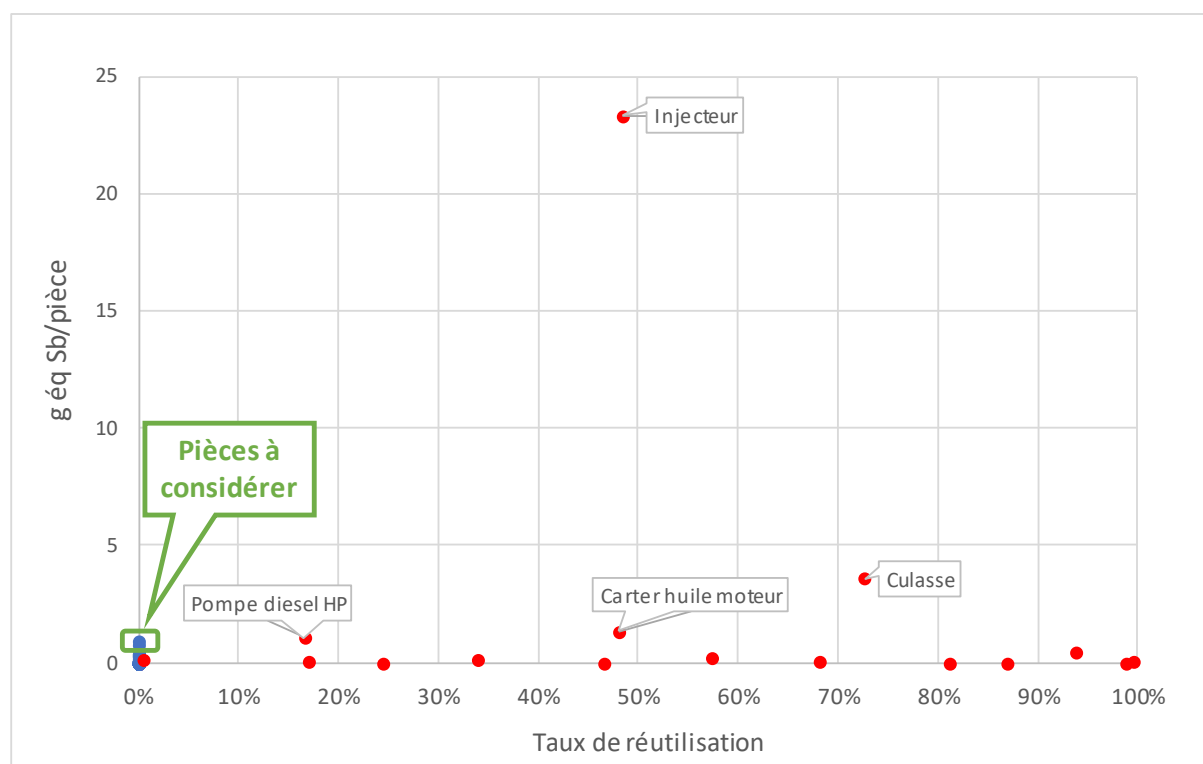


Figure 51: Impact sur la consommation de métaux et minéraux des pièces moteur en fonction de leur taux de réutilisation
(en rouge : pièces déjà réutilisées sur le site de Choisy-le-Roi)

La Figure 51 montre que la pièce ayant l'impact le plus élevé sur la consommation de métaux et minéraux (l'injecteur) est déjà réutilisée. Son impact est nettement supérieur aux autres pièces à cause de sa haute teneur en argent dont l'impact sur la consommation de ressources est élevé. Le taux de réutilisation de l'injecteur est inférieur à 50% et donc a le potentiel d'être davantage réutilisé. Les trois autres pièces ayant un impact élevé sont également déjà réutilisées (culasse, carter huile moteur et pompe diesel HP). La pompe diesel et le carter huile moteur ont des taux de réutilisation inférieurs à 50% et ont donc également le potentiel d'être davantage réutilisés. Trois pièces ont également des impacts relativement élevés par rapport aux autres pièces et ne sont actuellement pas réutilisées : la valve LP EGR, la rampe d'injection et le capteur de pression différentiel des gaz d'échappement. L'impact de ces pièces est expliqué par leur teneur en or et en argent. Il est important de noter que les teneurs en métaux précieux sont relativement faibles par rapport aux matériaux tels que l'acier ou l'aluminium les constituant. Cependant, leur impact par kilogramme est plus élevé à cause notamment de leur plus faible disponibilité dans la croûte terrestre.

IMPACT SUR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Pour les deux moteurs, l'impact sur le changement climatique est dominé par l'impact matière de l'acier, la fonte et l'aluminium (74% de l'impact). L'impact matière et procédés du scénario de remanufacturing est réduit de 140 kg éq CO₂/moteur par rapport à la production du moteur neuf (-31%). Concernant les impacts évités, le profil des contributions est similaire entre les deux scénarios. Cependant, davantage de matière est recyclée dans le scénario de production d'un moteur neuf car l'ensemble du moteur est majoritairement broyé et l'acier, la fonte et l'aluminium sont recyclés. Dans le scénario de remanufacturing, seules les pièces remplacées par des pièces neuves sont envoyées au recyclage (Figure 48). Par conséquent, une quantité plus faible de matière est envoyée au recyclage et donc moins de matière est récupérée.

Lorsque l'ensemble des impacts et bénéfices sont considérés, le scénario de remanufacturing a un impact 28% inférieur à celui de production des moteurs neufs.

Afin d'évaluer le niveau de performance du remanufacturing mis en place par Renault, l'empreinte carbone des différentes pièces a été calculé et représentée en fonction du taux de réutilisation de chaque pièce (Figure 52).

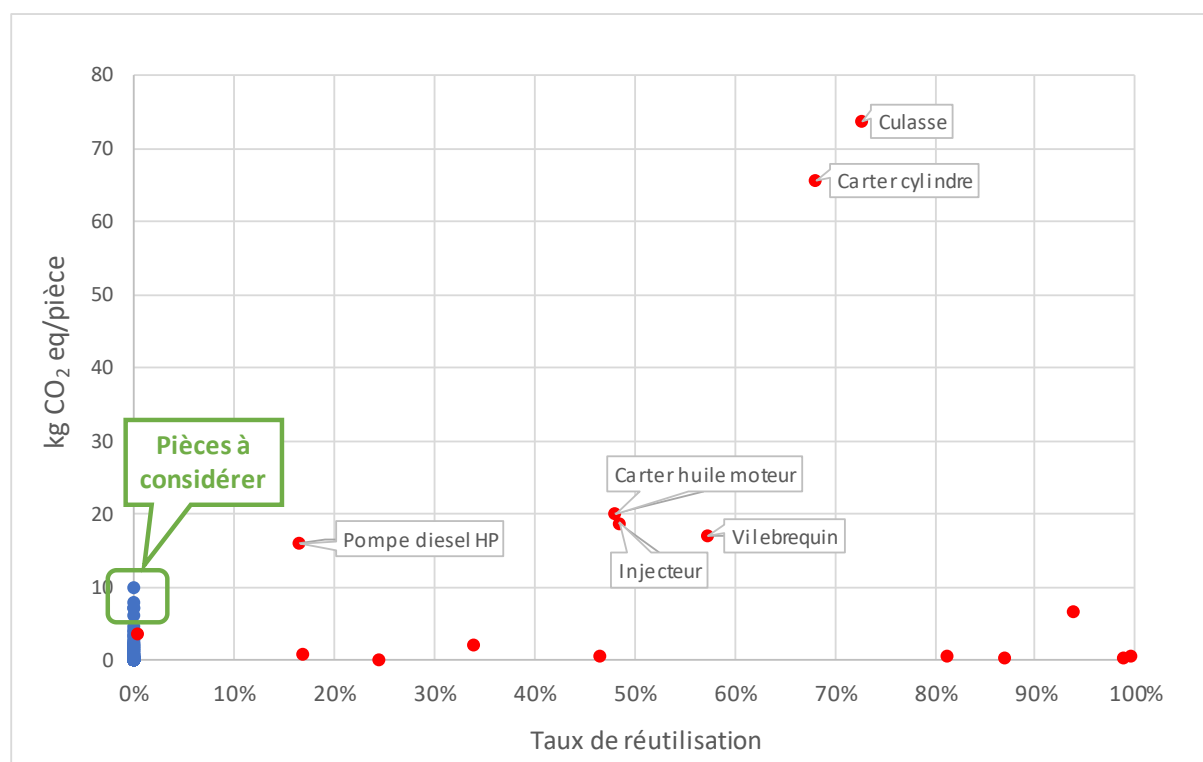


Figure 52: Empreinte carbone des pièces moteur en fonction de leur taux de réutilisation
(en rouge : pièces déjà réutilisées sur le site de Choisy-le-Roi)

La Figure 52 montre que les deux pièces ayant les empreintes carbone les plus élevées sont déjà réutilisées à un taux élevé (culasse et carter cylindre). Certaines pièces avec une empreinte carbone relativement élevée (pompe diesel HP, carter huile moteur et injecteur) ont un taux de réutilisation de moins de 50%. L'augmentation du taux de réutilisation de ces pièces au-delà de 50% pourrait contribuer à augmenter de façon significative les bénéfices du remanufacturing. Certaines pièces ont une empreinte carbone relativement élevée (bien que plus faible que les pièces citées ci-dessus) mais ne sont pas du tout réutilisées (ex : piston et échangeur eau/huile). Comprendre pourquoi ces pièces ne sont pas réutilisées et tenter d'en augmenter le taux de réutilisation pourrait également contribuer à augmenter les bénéfices du remanufacturing.

AUTRES CATEGORIES D'IMPACT

La différence d'impact (net) entre les deux scénarios a été calculé pour les autres catégories d'impact et sont présentés à titre d'information en Figure 53.

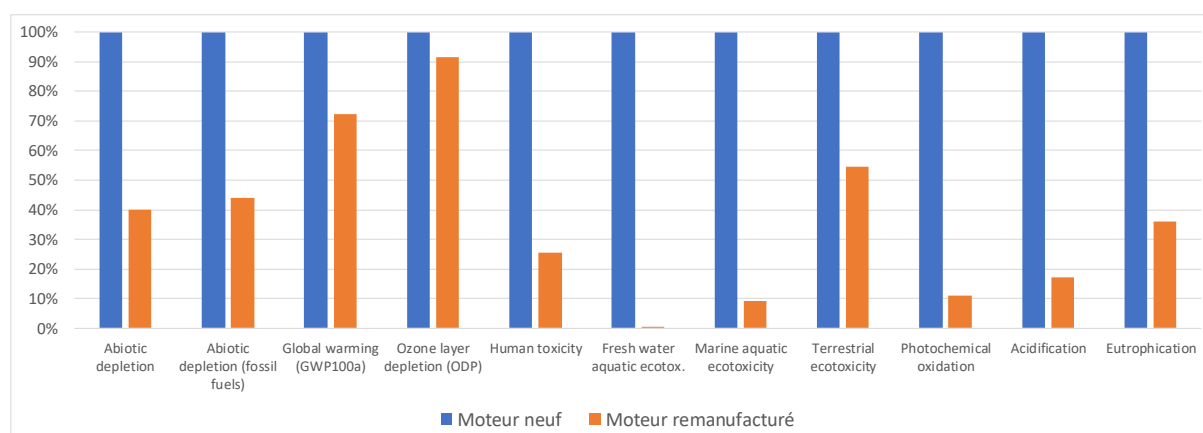


Figure 53: Différence d'impacts entre les scénarios de production d'un moteur neuf avec ceux de remanufacturing pour les 11 catégories d'impact de la méthode CML

Le remanufacturing montre des bénéfices par rapport au moteur neuf pour toutes les catégories d'impact. Les catégories d'impact montrant les plus grands bénéfices sont ceux relatifs à l'écotoxicité des milieux aquatiques, dont les impacts sont dominés par l'aluminium.

ANALYSE DE SENSIBILITE

Les résultats de la comparaison des deux scénarios suivant l'approche « Système » sont présentés en Figure 54. Les impacts correspondent à la production de 1.8 moteurs. Dans le scénario de production de moteurs neufs, 1.8 moteur est produit à partir de matière vierge puis traité en fin de vie (principalement par recyclage de la matière). Dans le scénario de remanufacturing, 1 moteur est produit à partir de matière vierge puis remanufacturé. Du remanufacturing, 0.8 moteur est produit, qui est traité en fin de vie (principalement par recyclage de la matière). En Figure 54, les procédés du cycle de vie ont été présentés pour :

- la production du moteur neuf : elle comprend les impacts matière et procédés, ainsi que la gestion des chutes de production et leurs impacts évités associés.
- le remanufacturing : il comprend les activités de remanufacturing, de production des pièces neuves, de la gestion des chutes de production et leurs impacts évités associés.
- le traitement en fin de vie des moteurs : il comprend les étapes de recyclage de la matière après envoi du moteur en centre de traitement.
- les impacts évités liés aux pièces remplacées (pour le scénario de remanufacturing) et à la valorisation matière des moteurs après recyclage.

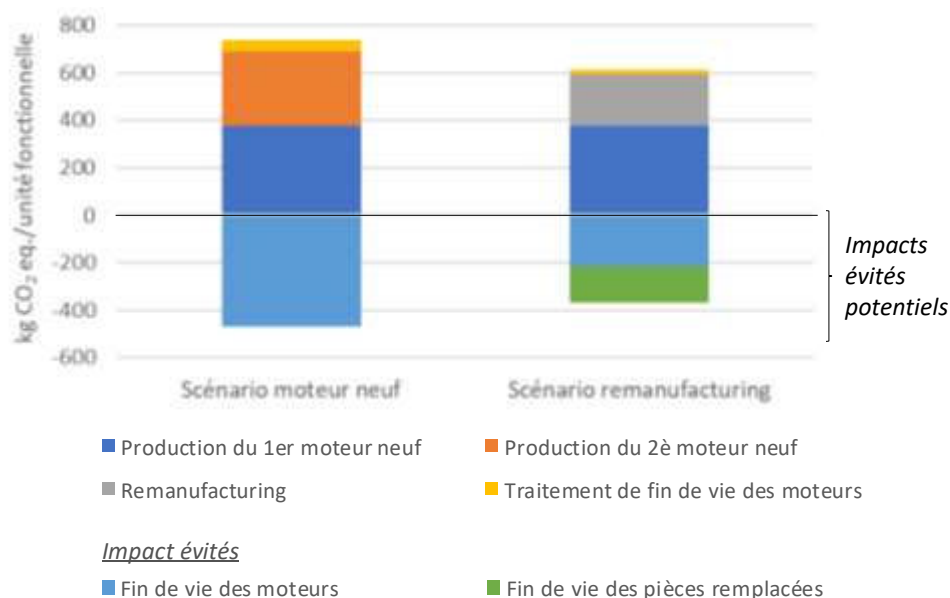


Figure 54: Résultats de l'impact sur le changement climatique des deux scénarios suivant une approche « Système »

La première vie du moteur étant incluse dans les frontières du système, la différence d'impact entre les deux scénarios est réduite à 9%, au lieu de 28% en suivant l'approche « Matière première ». L'approche « Matière première » considère la vieille matière entrant sur le site de remanufacturing libre de tout impact environnemental et alloue les bénéfices du recyclage des pièces remplacées au moteur remanufacturé : ces deux approches surestiment les bénéfices du remanufacturing et ne correspondent pas aux bénéfices réels obtenus.

Lorsque le nombre de boucles augmente, l'impact de la consommation de matière première nécessaire à la production du premier moteur est réparti entre un plus grand nombre de moteurs. Par conséquent, plus le nombre de boucles augmente, moins la production du premier moteur a une contribution élevée et plus les bénéfices du remanufacturing augmentent également. Les impacts des deux scénarios, exprimés en impact par moteur, tendent vers un plateau, auquel la différence d'impact atteint un maximum de 16%. En réalité, le nombre de boucles réalisé par un moteur n'est pas connu mais est estimé à 2 boucles maximum.

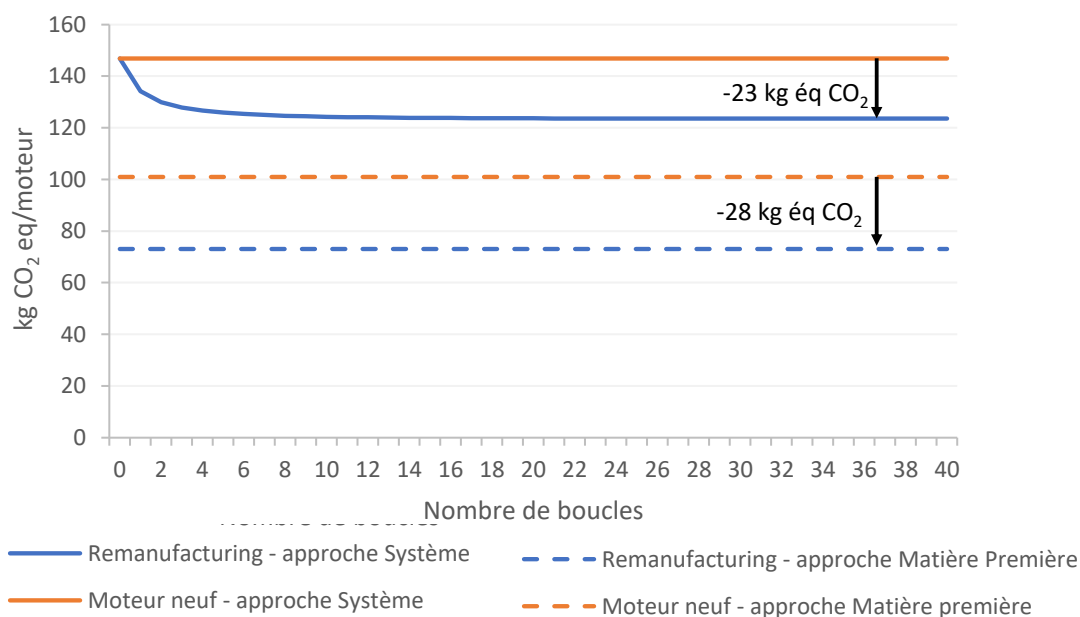


Figure 55: Evolution de l'écart d'impact entre les deux scénarios suivant le nombre de boucles et l'approche suivie

L'écart d'impact entre le scénario de remanufacturing et de moteur neuf est différent (-23 kg éq. CO₂ avec l'approche Système contre -28 kg CO₂ éq. avec l'approche Matière première). Cette différence s'explique par le fait que l'approche Matière première ne reflète pas la nécessité de produire 1.2 moteurs pour produire un moteur remanufacturé, les moteurs entrant dans le procédé de remanufacturing étant considérés libres de tout impact environnemental (approche zero-burden). Seuls les bénéfices du recyclage des 0.2 moteurs non valorisés sont pris en compte. L'approche Matière première surestime donc les bénéfices du remanufacturing.

Les résultats calculés sur base d'une efficacité du remanufacturing de 100% (au lieu de 83%) sont présentés en Figure 56. Dans ce cas, l'impact du remanufacturing avec l'approche Système tend vers une valeur correspondant à l'impact du remanufacturing avec l'approche Matière première. La différence d'impact entre les deux scénarios tend vers une même valeur (-25 kg éq. CO₂).

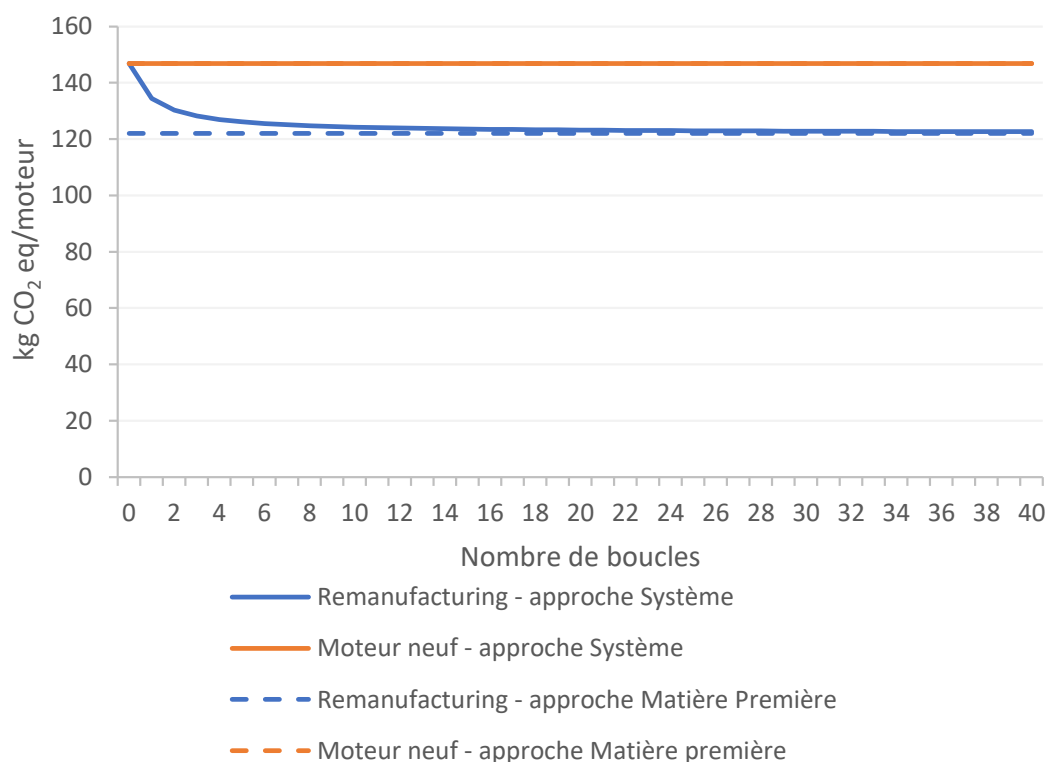


Figure 56: Evolution de l'écart d'impact entre les deux scénarios suivant le nombre de boucles et l'approche suivie, en prenant en compte une efficacité du remanufacturing de 100% (remarque : les impacts du moteur neuf suivant les approches Système et Matière première se superposent)

Il est important de noter que cette analyse ne considère pas la phase d'utilisation du moteur qui est un contributeur majoritaire du cycle de vie d'un véhicule. Si l'utilisation est incluse dans les frontières du système, la différence exprimée en pourcentage entre les deux scénarios sera diminuée.

3.5. CONCLUSIONS

Les résultats de ce cas d'étude montrent un avantage clair du remanufacturing par rapport à un scénario de production de moteurs neufs. Ces bénéfices sont dus à une moindre consommation de matière première mais également à une meilleure gestion des métaux « précieux ». Ceux-ci, bien que peu réutilisés (excepté l'argent), sont envoyés dans des filières de fin de vie spécifiques après démantèlement sur le site de remanufacturing alors qu'ils ne sont pas valorisés par la voie classique de gestion d'un moteur en fin de vie.

L'analyse de sensibilité a testé l'impact de l'approche « Système » sur les résultats. Ceux-ci révèlent un bénéfice plus faible du remanufacturing par rapport à celui obtenu avec l'approche « Matière première ». Cependant, ils considèrent un système réaliste dans lequel la production d'un premier moteur est nécessaire avant toute étape de remanufacturing. En considérant le moteur entrant sur le site de remanufacturing libre de tout impact environnemental, l'approche « Matière première » n'autorise pas une comparaison juste entre les deux scénarios puisqu'un moteur remanufacturé ne peut être produit « gratuitement », c'est-à-dire sans qu'un premier moteur neuf n'ait été produit. L'analyse de sensibilité a aussi montré que la différence d'impact entre les deux scénarios obtenus avec l'approche « Matière première » est atteinte avec l'approche « Système » après un nombre infini de boucles et si une efficacité du remanufacturing de 100% est considérée. Cette différence (25%) représente la réduction maximale d'impact atteignable par un système basé sur le remanufacturing des moteurs, c'est-à-dire dans le cas où un nombre infini de boucles serait possible et une efficacité du remanufacturing de 100% est atteinte. Afin de ne pas surestimer les bénéfices liés au remanufacturing, une approche « Système » est recommandée.

4. Cas n°6 : symbiose industrielle

4.1. OBJECTIF ET CHAMP DE L'ETUDE

L'objectif de ce cas d'étude est d'apporter des éléments de discussion sur la modélisation des impacts d'un système de symbiose industrielle. Le cas d'étude choisi est celui théorique d'un échange de chaleur fatale entre un site sidérurgique et un quartier résidentiel en France.

La demande de chaleur du quartier résidentiel est basée sur celle présentée dans l'étude de Kachacha et al. (2019). Les auteurs y décrivent une étude prospective sur la conception d'un réseau de chaleur distribuant la chaleur fatale d'un parc industriel à un quartier résidentiel dans le nord de la France. La demande moyenne de chaleur est estimée à 116 GWh/an.

La capacité de production du site sidérurgique est estimée à 7.5 MT d'acier par an, sur base d'une aciérie identifiée dans le nord de la France⁶.

La chaleur fatale peut être considérée comme un déchet, donc libre de tout impact environnemental. L'approche « zero-burden » peut être appliquée. L'unité fonctionnelle est la *production de chaleur délivrée à un quartier résidentiel dans le nord de la France correspondant à une demande de 116 GWh/an*.

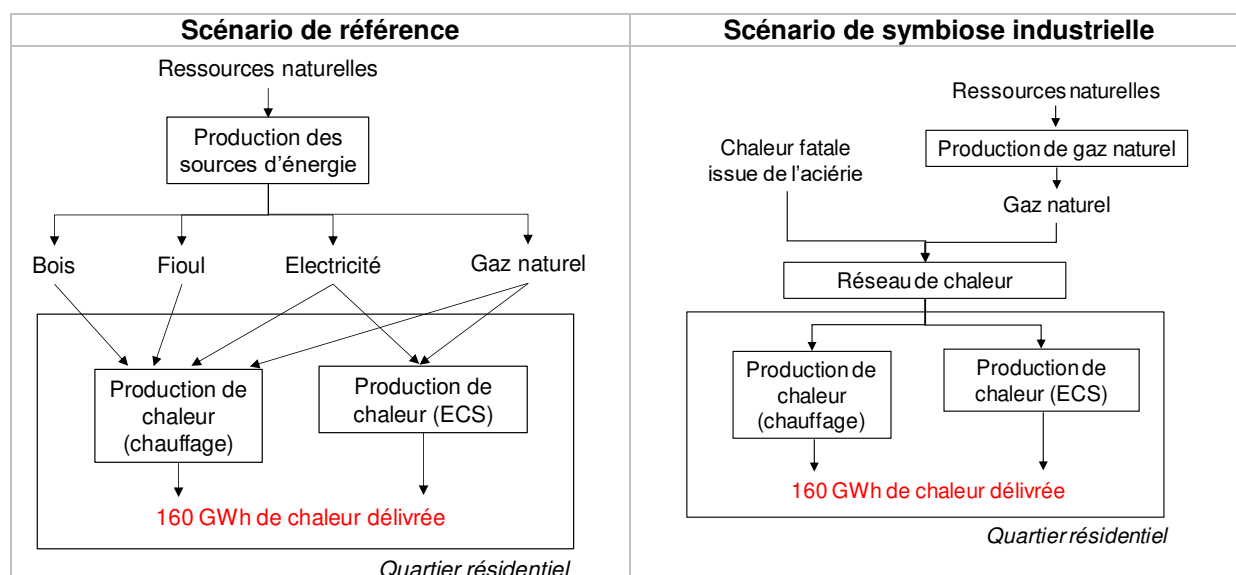


Figure 57: Schémas représentant les scénarios de référence et scénario de symbiose industrielle dans le cas de l'application de l'approche « zero-burden » (ECS : Eau chaude sanitaire)

Dans le scénario de référence, les frontières du système incluent la production des sources d'énergie utilisées pour produire de la chaleur ainsi que leur conversion en chaleur dans les logements. Les infrastructures sont incluses dans les frontières.

Dans le scénario de symbiose industrielle, les frontières incluent la production de gaz naturel nécessaire pour compléter la demande et l'infrastructure du réseau de chaleur (conduites et échangeurs de chaleur).

4.2. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

MIX DE PRODUCTION DE CHALEUR (SCENARIO DE REFERENCE)

Le mix de production de chaleur est tiré des statistiques nationales sur la consommation d'énergie par usage résidentiel publiées par l'ADEME⁷. La chaleur produite par les réseaux de chaleur est exclue du mix. Les sources de chaleur représentant moins de 5% du total du mix sont exclues également. Le mix considéré dans l'analyse est présenté en Figure 58.

⁶ <https://lecho-circulaire.com/recyclage-et-reseaux-de-chaleur-chez-arcelormittal-dunkerque/>

⁷ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/consommation-denergie-par-usage-du-residentiel>

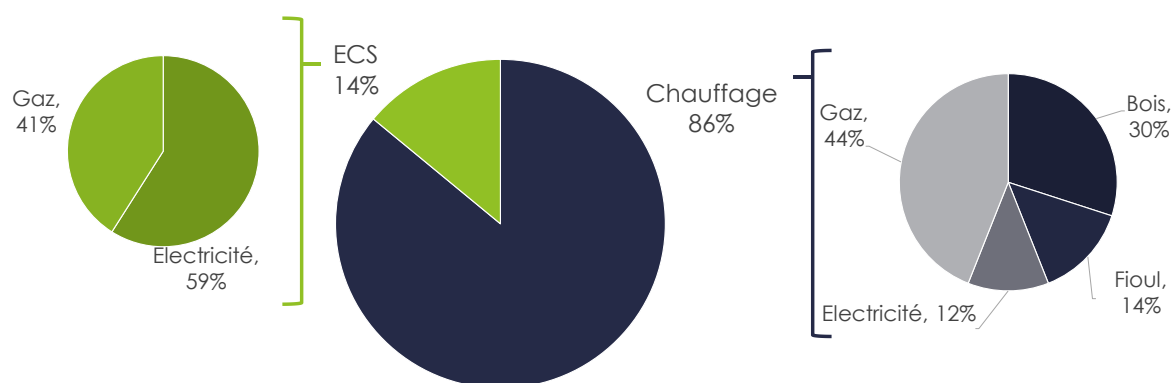


Figure 58: Mix de production de chaleur considéré dans l'analyse

PRODUCTION DE CHALEUR FATALE PAR LE SITE SIDERURGIQUE

Papapetrou et al. (2018) rapporte une production de chaleur fatale représentant 13% de la chaleur consommée par le secteur du fer et de l'acier. La chaleur produite par le site sidérurgique est donc estimée sur base de la chaleur consommée par le site. Celle-ci est estimée sur base des procédés d'ecoinvent «*steel production, converter, low alloyed*» et «*production of pig iron*», consommant respectivement $9.6 \times 10^{-4} \text{ m}^3$ et 0.01 m^3 de gaz naturel par kg de produit sortant. Au total, $3.4 \times 10^8 \text{ MJ}$ de chaleur fatale est estimée récupérable du site sidérurgique par le réseau de chaleur. 5% de la chaleur étant estimée être utilisée pour le fonctionnement des pompes (communication d'EDF), et 10% perdue par diffusion de la chaleur le long du réseau (Berge et al. 2015). En tenant compte de ces pertes, $3.1 \times 10^8 \text{ MJ}$ de chaleur fatale peut être potentiellement livrée au quartier résidentiel. Cette chaleur représente 74% de la demande en chaleur du quartier résidentiel. La demande en chaleur est complétée par du gaz naturel.

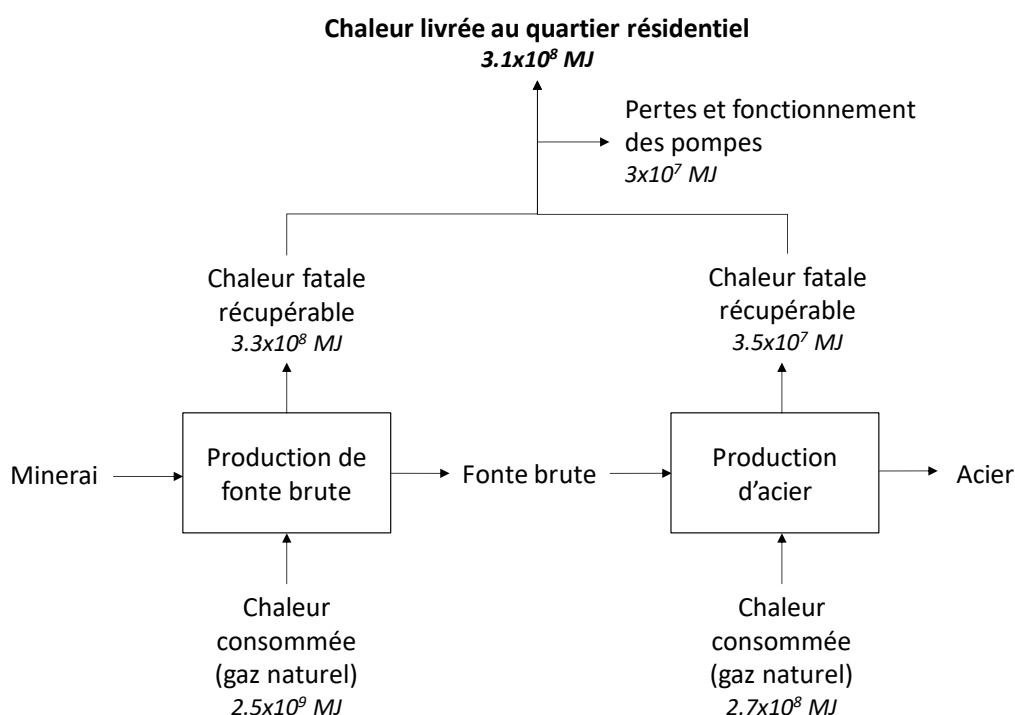


Figure 59: Bilan de chaleur consommée par l'aciérie et chaleur fatale récupérable (par an)

INFRASTRUCTURE

L'infrastructure du réseau de chaleur est modélisée sur base de données fournies par EDF sur la longueur et le type de conduites ainsi que le nombre et le type d'échangeurs de chaleur nécessaires pour un réseau similaire. Une durée vie de 20 ans est considérée pour l'infrastructure (Oliver-Solà et al. 2009).

Tableau 14: Données considérées pour la modélisation de l'infrastructure

Echangeurs de chaleur		
<i>Surface totale</i>	11734	m ²
<i>Poids total de matière</i>	89	tonnes
<i>Matériau principal</i>	Acier inoxydable	
Conduites de chaleur		
<i>Longueur totale des conduites</i>	20	km
<i>Diamètre nominal</i>	400	mm
<i>Epaisseur</i>	6	mm
<i>Densité acier inoxydable</i>	7850	kg/m ³
<i>Masse totale d'acier inoxydable</i>	596	tonnes
<i>Matériau principal</i>	Acier inoxydable	
<i>Epaisseur isolation polyuréthane</i>	500	mm
<i>Densité polyuréthane</i>	60	kg/m ³
<i>Masse totale de polyuréthane</i>	570	tonnes
Durée de vie de l'infrastructure	20	ans

4.3. EVALUATION D'IMPACTS ET ANALYSE DE SENSIBILITE

La méthode d'évaluation d'impact choisie est la méthode CML v3.05. Une analyse de sensibilité est menée sur trois paramètres :

- L'intégration de l'impact de la production de chaleur dans l'analyse

Alors que la chaleur est considérée comme libre de tout impact environnemental dans l'analyse, elle peut aussi être considérée comme un co-produit de sidérurgie. Dans ce cas-là, la production d'acier doit être intégrée dans l'analyse. Deux approches sont possibles :

- Expansion du système, comme recommandé par les normes ISO : l'unité fonctionnelle est définie comme :
 - la production de 7.5 MT d'acier
 - la production de chaleur délivrée à un quartier résidentiel dans le nord de la France correspondant à une demande de 116 GWh/an
- Allocation des impacts de la sidérurgie à la chaleur fatale et à l'acier. La fonction de production d'acier est exclue de l'unité fonctionnelle. Celle-ci est définie comme *production de chaleur délivrée à un quartier résidentiel dans le nord de la France correspondant à une demande de 116 GWh/an*. Deux facteurs d'allocation sont testés : allocation exergétique et allocation économique (Tableau 15).

Tableau 15: Facteurs d'allocation utilisés dans l'analyse de sensibilité

	Acier	Gaz de four	Facteur d'allocation associé à la chaleur fatale
Allocation exergétique	7.8 MJ _{ex} /kg acier ⁽¹⁾	0.35 MJ _{ex} /kg acier ⁽²⁾	4.3%
Allocation économique	0.6 €/kg acier ⁽³⁾	0.09 €/kWh ⁽⁴⁾	0.2%

(1) Shigaki et al. (2002)
 (2) Calculé sur base de la composition des émissions directes rapportées dans l'inventaire du procédé « production of pig iron » présent dans ecoinvent. La valeur exergétique des émissions est estimée sur base des tables délivrées par Szargut (2005)
 (3) <https://worldsteelprices.com/>
 (4) Calculé sur base du coût au kWh des différentes sources de chaleurs du mix (données ADEME et EUROSTAT)

Ces deux approches sont testées et représentées en Figure 60 and Figure 61.

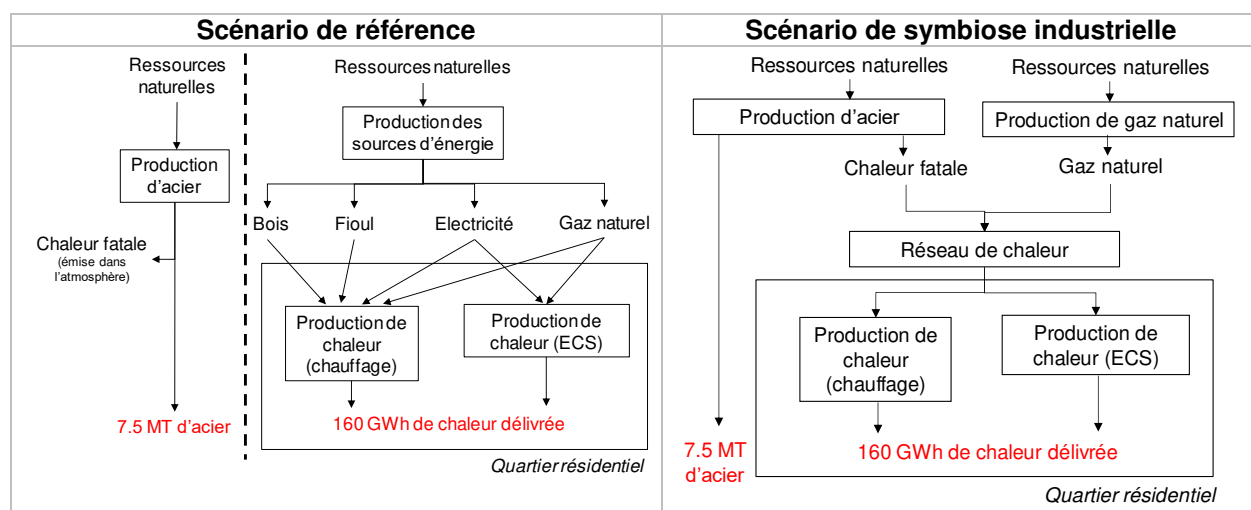


Figure 60: Schémas représentant le scénario de référence et le scénario de symbiose industrielle dans le cas de l'application de l'approche d'expansion du système

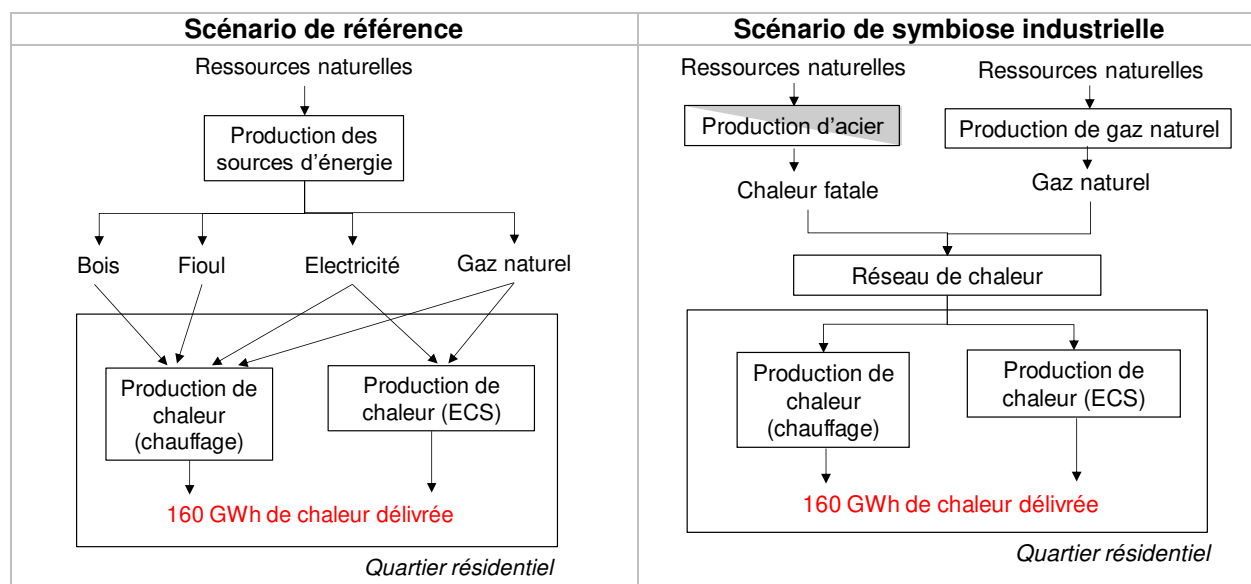


Figure 61: Schémas représentant le scénario de référence et le scénario de symbiose industrielle dans le cas de l'application de l'approche d'allocation (ECS : Eau chaude sanitaire)

- Le mix de production de chaleur

Le mix de production de chaleur utilisé est le mix moyen français. Le mix de production de chaleur Belge est utilisé pour évaluer l'impact de cette donnée sur les résultats. Les mix de production de chaleur français et belge sont présentés à titre de comparaison en Figure 62.

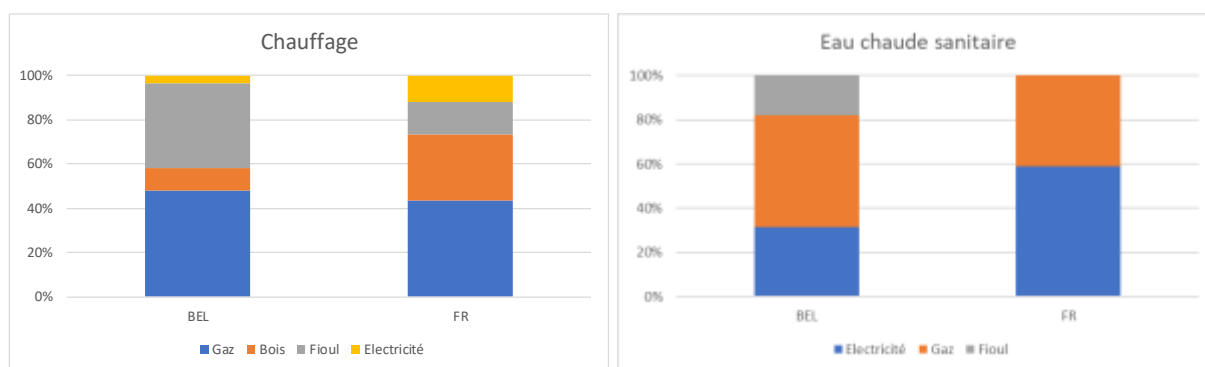


Figure 62: Mix de production de chaleur pour le chauffage et l'eau chaude sanitaire en France (FR) et en Belgique (BEL)

- La nature des logements desservis

L'analyse menée considère le mix de production de chaleur en France, pour l'ensemble des logements constitués de 62% de maisons et 38% d'appartements. L'hypothèse d'un quartier résidentiel constitué de 100% d'appartement ou 100% de maisons est testé. Les mix de production de chaleur, qui diffèrent selon les logements, sont présentés en Figure 63.

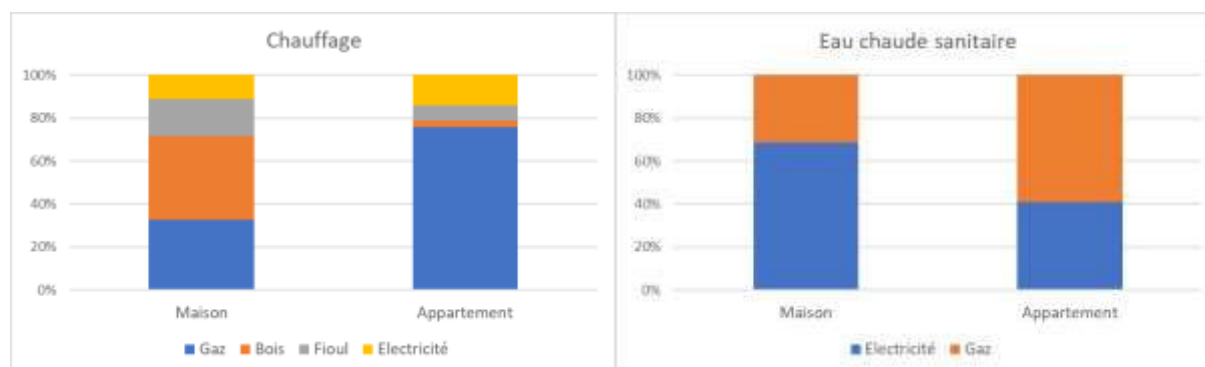


Figure 63: Mix de production de chaleur pour le chauffage et l'eau chaude sanitaire en appartement ou en maison (Source : ADEME⁸)

4.4. RESULTATS

Les résultats de l'approche « zero-burden » sont présentés en Figure 64. Suivant cette approche, les deux catégories d'impact révèlent des impacts largement plus faibles pour le scénario de symbiose industrielle. Cependant, le profil des résultats est différent pour chacune des deux catégories d'impact. Cela est dû à une très forte contribution de l'infrastructure dans l'impact des procédés pour la consommation de métaux et minéraux (plus de 90% des impacts) alors que pour l'impact sur le changement climatique l'infrastructure ne contribue qu'à une hauteur de 4%. Il existe une forte incertitude des données d'entrée relatives à l'infrastructure du réseau de chaleur. Les conduites et échangeurs de chaleur ont été pris en compte mais d'autres éléments d'infrastructure sont probablement présents et peuvent contribuer à augmenter la consommation de ressources. Par conséquent, la suite de l'analyse se concentre sur l'impact sur le changement climatique.

L'impact du scénario de référence sur le changement climatique est dominé par le chauffage, principalement par le chauffage au gaz qui représente la principale source de chaleur. Le scénario avec symbiose industrielle est dominé par l'impact du gaz consommé pour compléter la chaleur fournie par l'aciérie.

⁸ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/consommation-denergie-par-usage-du-residentiel>

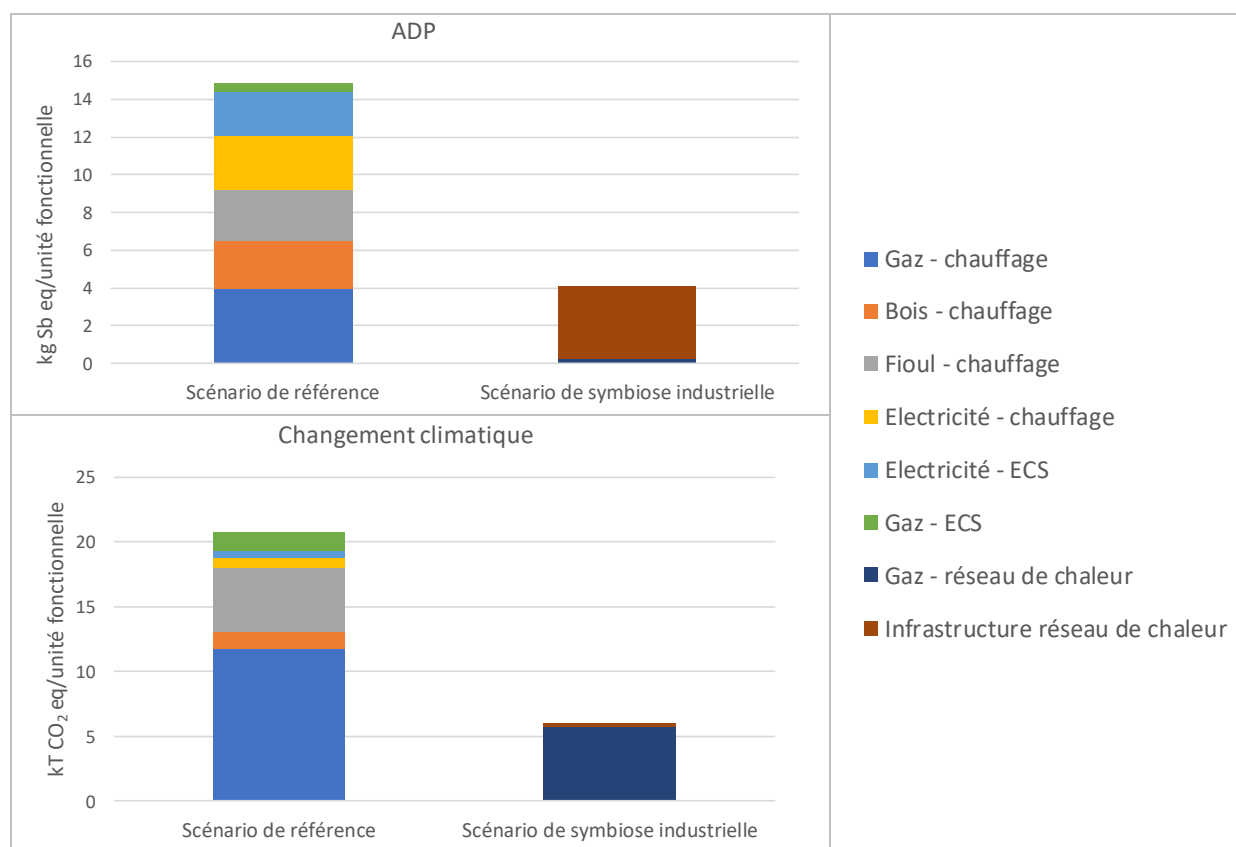


Figure 64: Résultats de l'analyse suivant l'approche « zero-burden »

L'application des approches d'expansion du système et d'allocation a un impact important sur les conclusions de l'étude (Tableau 16).

Tableau 16: Différences d'impact obtenues suivant les trois approches de modélisation (zero-burden, expansion du système et allocation, avec application de facteurs d'allocation exergétique et économique)

Approche	Différence d'impact entre les deux scénarios ⁽¹⁾	
	kT eq CO ₂	%
Zero-burden	-14.8	-71%
Expansion du système	-14.8	-1%
Allocation exergétique	+63.2	+304%
Allocation économique	-11.7	-56%

⁽¹⁾ Impact avec symbiose industrielle - Impact sans symbiose industrielle

En termes d'émissions d'équivalent CO₂, les approches zero-burden et expansion du système obtiennent le même résultat (-14.8 kT eq. CO₂ avec le scénario de symbiose industrielle). Cette diminution des impacts reflète la réduction réelle des émissions lors de la mise en place d'un système de symbiose industrielle. En termes de réduction d'impact exprimée en pourcentage, les approches zero-burden et expansion du système aboutissent à une importante différence : -71% d'émissions dans le cas de l'approche zero-burden, contre -1% dans le cas de l'expansion du système. L'unité fonctionnelle n'est pas la même donc ces chiffres ne sont pas directement comparables. Cependant, ils reflètent l'importante contribution de la production de l'acier dans l'impact total du système (99%). L'échange de chaleur par le site sidérurgique n'a donc qu'un impact minime sur les émissions totales du système de production d'acier et de chaleur à usage résidentiel.

Lorsqu'un facteur d'allocation est appliqué au site sidérurgique, l'information sur les quantités d'émissions réelles évitées se perd, celles-ci étant allouées entre l'aciérie et la chaleur fatale. L'allocation exergétique alloue 4.3% de l'impact de la production de l'acier à la chaleur fatale. Cela suffit à obtenir une augmentation des émissions de 63.2 kT eq. CO₂ par rapport au scénario de

référence. Ce résultat ne représente en rien la réalité, qui montre que les émissions de gaz à effet de serre diminuent avec la mise en place d'un système de symbiose industrielle. Ce point souligne un problème inhérent à l'allocation : les résultats ne représentent pas un résultat réel mais une estimation réalisée sur base d'un facteur d'allocation subjectif. C'est pour cette raison que les normes ISO recommandent en premier lieu l'expansion du système puis l'allocation.

Une remarque est que l'allocation économique permet d'obtenir des résultats plus proches de ceux obtenus avec l'approche zero-burden et paraît donc plus appropriée (Figure 65).

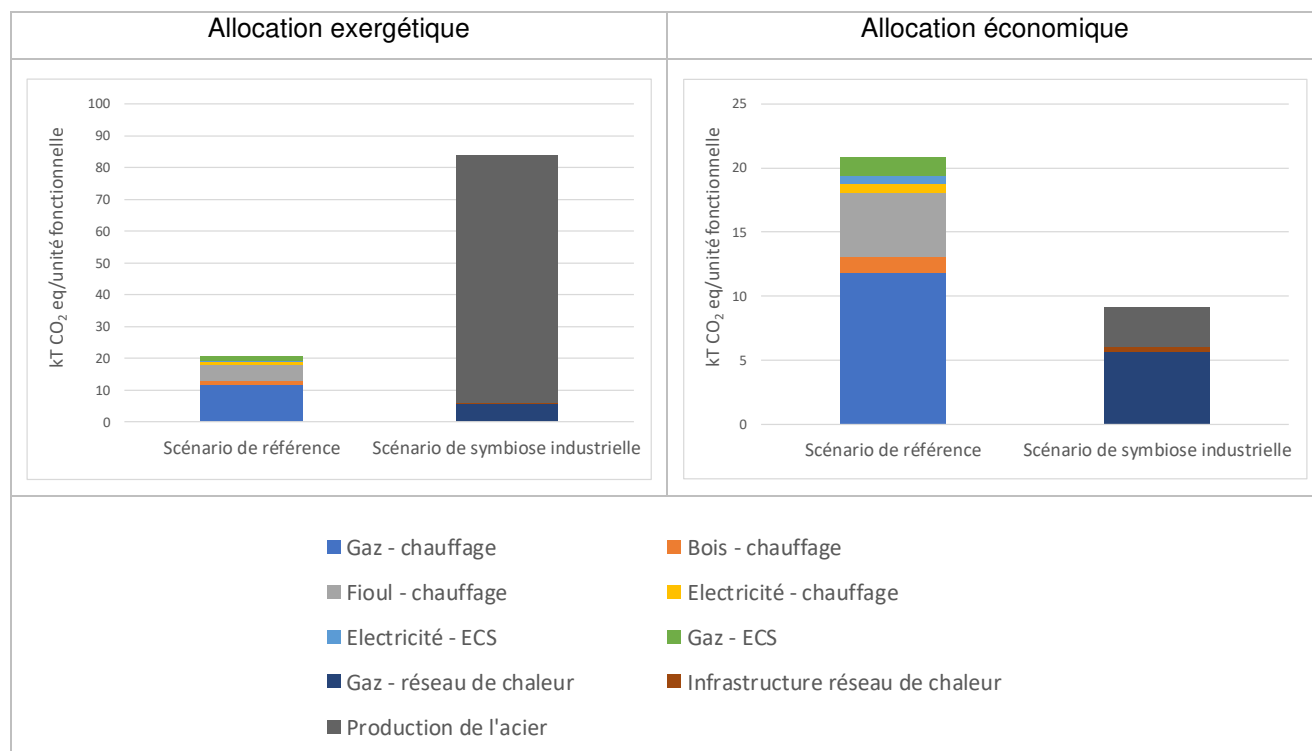


Figure 65: Résultats de l'impact sur le changement climatique suivant la méthode d'allocation et allouant les impacts des activités sidérurgiques à la chaleur fatale sur base d'un facteur exergetique et économique

L'analyse de sensibilité réalisée sur le mix de production de chaleur (approche « zero-burden ») montre des bénéfices plus importants en considérant un mix belge. La réduction réelle des émissions est estimée à 23.2 kT CO₂ éq par an, soit plus de 50% plus que pour une même production de chaleur avec le mix français (Figure 66). Cette analyse souligne l'importance du mix considéré dans l'analyse d'un tel système. De plus, elle montre que le choix de mise en place d'un réseau de chaleur sur un territoire plutôt qu'un autre peut être orienté par les bénéfices potentiels obtenus suivant les mix de production de chaleur de chacun d'eux.

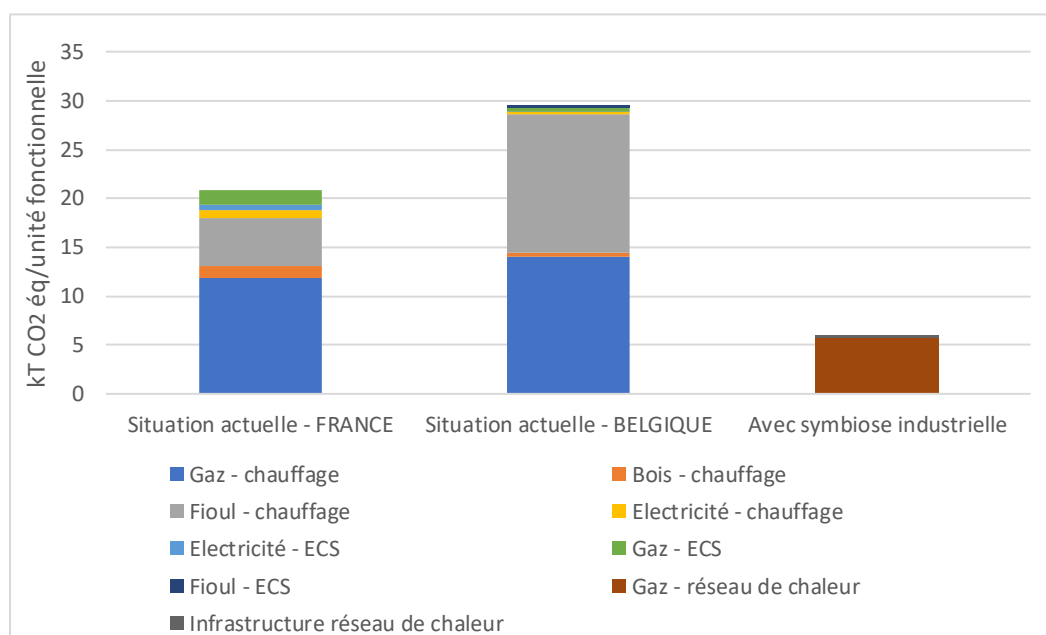


Figure 66: Différence d'impact sur le changement climatique de la production de chaleur par le mix de production français, belge et par le réseau de chaleur

Le dernier paramètre étudié dans l'analyse de sensibilité est le type de logement considéré dans le quartier résidentiel. La Figure 67 montre que l'impact de la production de chaleur du quartier résidentiel constitué uniquement d'appartements est 24% plus élevé que celui d'un quartier résidentiel uniquement constitué de maisons. Cela conduit à conclure que des bénéfices plus élevés peuvent être obtenus en alimentant un quartier résidentiel constitué d'appartements plutôt que de maisons lors de la mise en place d'un système de symbiose industrielle. Cependant, cette comparaison révèle une incohérence de fonctionnalité entre les systèmes comparés. La quantité de chaleur délivrée dans les deux quartiers est la même, mais le nombre de logements est différent, les foyers logés en appartement consommant moins de chaleur que ceux en maison (voir données ADEME⁹). Par conséquent, pour permettre une juste comparaison entre les systèmes, l'unité fonctionnelle devrait également refléter le nombre de foyers desservis par la chaleur du réseau.

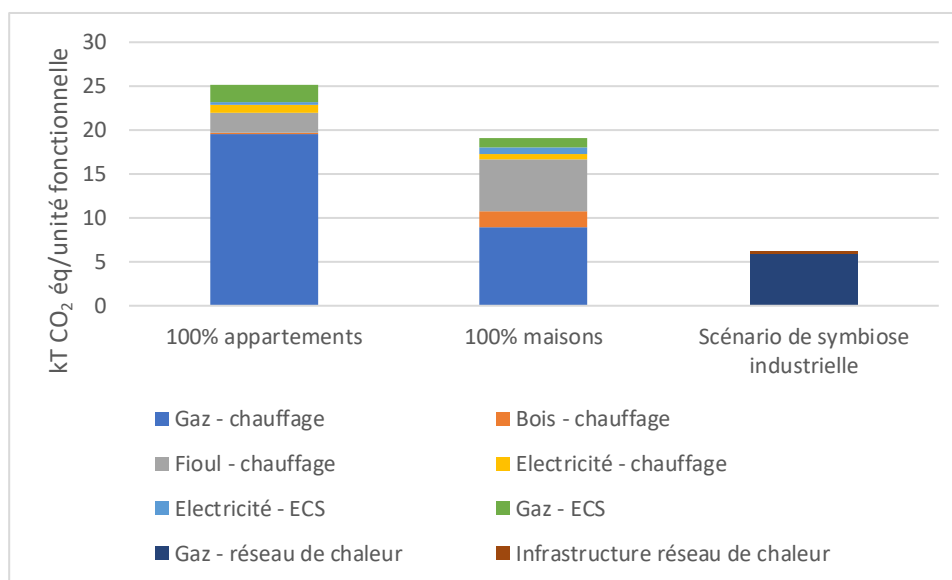


Figure 67: Différences d'impact entre un scénario où le quartier résidentiel serait constitué à 100% d'appartements et 100% de maisons

⁹ <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/consommation-denergie-par-usage-du-residentiel>

4.5. CONCLUSIONS

Ce cas d'étude est un exercice théorique permettant de discuter différentes approches de modélisation des bénéfices de mise en place d'un système de symbiose industrielle. La question de considérer la chaleur fatale d'un site industriel comme un déchet ou un co-produit a été discuté en appliquant différentes approches : « zero-burden », expansion du système et allocation. Seules les approches « zero-burden » et expansion du système permettent de calculer les bénéfices réels de mise en place d'un système de symbiose industrielle. En allouant une partie de l'impact du site industriel à la chaleur fatale, la méthode d'allocation défavorise le scénario de symbiose industrielle tout en réduisant en quantité infime l'impact du parc industriel (ici un site sidérurgique). Par conséquent, cette approche a pour résultat de décourager les collectivités à la mise en place d'un tel système tout en n'encourageant aucunement le parc industriel, dont la réduction d'impact est négligeable. Il est donc préférable de choisir une approche « zero-burden » ou d'expansion du système plutôt qu'une approche d'allocation. Il faut noter que cette conclusion peut varier d'un secteur à l'autre.

Le cas d'étude a également montré l'importance d'utiliser des données géographiques spécifiques sur le mix de production de chaleur. Celui-ci impacte de façon importante l'amplitude des bénéfices de mise en place d'un système de symbiose industrielle. Ce mix de production de chaleur peut être un paramètre contribuant à prioriser la mise en place de réseaux de chaleur sur le territoire. Le cas d'étude a également permis de souligner l'importance de considérer le nombre de foyers concernés par la chaleur partagée, qui peut varier suivant le type de logements présents sur le territoire.

5. Conclusion sur les cas d'étude

Les six cas d'étude ont permis de tester certaines observations faites lors de la revue de la littérature et permettent de tirer les conclusions suivantes :

- La comparaison des cas n°1, 2 et 3 ainsi que les cas n°4 et 5 ont **confirmé la validité de la hiérarchie des déchets** préconisant la préparation en vue de la réutilisation avant le recyclage.
- Le cas n°6 a montré que le **système de symbiose industrielle est préférable à un système linéaire**.
- La comparaison des cas n°1, 2 et 3 a montré que **les boucles favorisant la valorisation des matières à leur plus haute valeur** (dans ce cas le nickel, valorisé dans une boucle de recyclage mais pas dans l'autre) **sont à préférer dans un objectif de préservation des ressources**. Ces cas ont également montré qu'il peut exister des divergences entre les résultats relatifs aux émissions et ceux relatifs à la consommation des ressources.
- Les cas n°4 et 5 sur le remanufacturing des pneus et des moteurs ont souligné les **bénéfices de mise en place d'une offre de service du producteur permettant la collecte de ses produits** pour une valorisation optimisée. Cependant, une offre de service responsabilise davantage le producteur en cas de dysfonctionnement lors de la deuxième vie d'un produit. Le cas n°4 sur le remanufacturing des pneus a montré que par conséquent, le producteur peut être amené à faire des choix limitant ce risque et ayant pour effet une diminution des performances environnementales.
- Le choix de l'approche ACV n'a changé les conclusions sur la hiérarchie des boucles dans aucun des cas d'étude. Cependant, **ce choix a un impact sur l'amplitude des différences d'impact** et il doit être cadré.
- Le cas n°6 sur la symbiose industrielle a également montré que l'approche ACV peut affecter les conclusions de l'étude, notamment lorsqu'une méthode d'allocation est appliquée.

4. Recommandations et fiches méthodologiques

Sur base de la revue de la littérature et des cas d'étude, des recommandations ont été dressées sur les aspects méthodologiques liés à l'évaluation des boucles et sur le choix des boucles de l'économie circulaire.

6.1. FICHES METHODOLOGIQUES POUR LES TROIS APPROCHES ACV

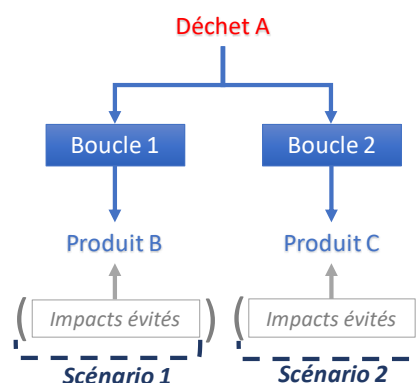
Les fiches méthodologiques ont été préparées pour présenter de façon concise les définitions et aspects méthodologiques présentés dans l'étude pour les trois approches. Les paramètres clés de l'analyse de sensibilité ont été choisis sur base du Tableau 5, les limites et points forts des approches sur base du Tableau 6.

FICHE METHODE : APPROCHE « DECHET »

Fiche méthode : Approche « Déchet »

Définition

Une approche « Déchet » évalue l'impact de la gestion d'un flux de déchets ou de produits en fin de vie, ce flux pouvant être un mix de déchets ou produits, ou un flux uniforme. Dans le cadre d'une comparaison de boucles, cette approche répond à la question suivante : **quelle fin de vie est préférable pour un flux de déchets/produits donné, d'un point de vu impact environnemental ?** La terminologie « déchets » n'est pas uniquement appliquée pour des flux de déchets au sens légal du terme. Une ACV « déchets » peut en effet être appliquée pour évaluer une boucle de réemploi, qui ne concerne pas un flux de déchets. **L'unité fonctionnelle est définie comme une quantité de déchets à traiter ou la gestion d'un produit en fin de vie.** Les frontières du système commencent à la génération du déchet en question et les étapes amont (production du déchet ou du produit) ne sont pas incluses dans l'étude.



Points d'attention sur les choix méthodologiques

➤ Application de la méthode des impacts évités

Différentes boucles peuvent avoir des bénéfices différents sur l'environnement par la production de produits ou services. Afin de prendre en compte ces bénéfices et ainsi les fonctionnalités différentes des boucles, il est recommandé d'appliquer la méthode de substitution, qui soustrait les impacts évités par la production d'un nouveau produit/service à l'impact total des procédés de valorisation. Dans de rares cas, le produit obtenu est le même à l'issue des deux boucles. Dans ce cas, les impacts évités, communs aux deux scénarios, peuvent être exclus de l'analyse.

Le choix des produits évités peut impacter de façon significative les résultats. Il est recommandé de se référer à la recommandation n°8 de l'étude SCORE LCA n°2017-04 – *Applications multiples en ACV* pour orienter ce choix.

➤ Considération de la « recyclabilité » des produits issus des différentes boucles

Après la première boucle de valorisation, d'autres boucles peuvent être considérées dans les scénarios. L'inclusion de ces boucles est recommandée dans le cas où le potentiel de valorisation des produits issus des différentes boucles diffère (par exemple : une boucle obtient un produit recyclable mais l'autre pas).

➤ Présentation des résultats

Il est recommandé de présenter les résultats en valeur absolue (ex : réduction de X kg de CO₂ eq.). Les résultats exprimés en pourcentage peuvent être présentés mais il est

recommandé de spécifier que ceux-ci peuvent varier en fonction du champ de l'étude (ex : si un approche système est suivie).

➤ **Paramètres clés de l'analyse de sensibilité**

Une analyse de sensibilité sur au moins ces quatre paramètres est recommandée :

- Rendement des procédés de valorisation
- Taux de collecte des déchets
- Choix du produit évité
- Taux de substitution

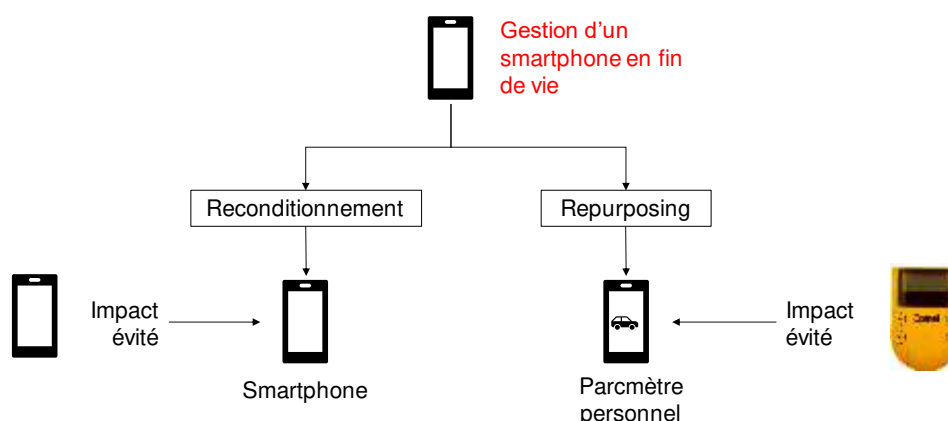
Points forts et limites de l'approche

Facilité d'application	Possibilité d'évaluer des mesures d'écodesign	Possibilité de considérer plusieurs boucles successives	Possibilité d'évaluer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit	Quantité de données d'inventaire
+++	+	+++	+++	+++

Exemple d'application de l'approche « Déchet »

Zink et al. (2014) - Comparative life cycle assessment of smartphone reuse: repurposing vs. refurbishment

Dans cette étude, les auteurs comparent les impacts environnementaux de deux types de boucles de valorisation d'un smartphone en fin de vie : une boucle de reconditionnement en nouveau smartphone et une boucle de repurposing en parcètre personnel.



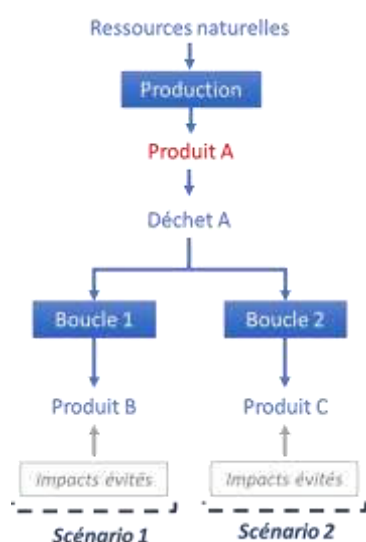
L'unité fonctionnelle considérée est la « gestion d'un smartphone en fin de vie ». Les bénéfices obtenus sont un smartphone reconditionné pour la boucle de reconditionnement, et un parcètre pour la boucle de repurposing. Ils sont quantifiés par la méthode de substitution en soustrayant respectivement les impacts d'un nouveau smartphone et d'un parcètre neuf aux impacts des boucles de remanufacturing et de repurposing. L'étude conclut sur une préférence du repurposing par rapport au reconditionnement. Ceci est dû au faible taux de substitution du smartphone reconditionné, fixé à 5%. En effet, après une analyse du marché des smartphones, les auteurs ont conclu que la production de smartphones reconditionnés ne substitue que très faiblement des smartphones neufs, ces smartphones de deuxième main incitant plutôt l'initiation à l'utilisation d'un smartphone ou rendant accessible le smartphone à des populations qui n'en auraient pas acheté. Les auteurs réalisent une analyse de sensibilité sur ce paramètre et concluent que le reconditionnement devient intéressant lorsque le taux de substitution est supérieur à 59%.

FICHE METHODE : APPROCHE « SYSTEME »**Fiche méthode : Approche « Système »****Définition**

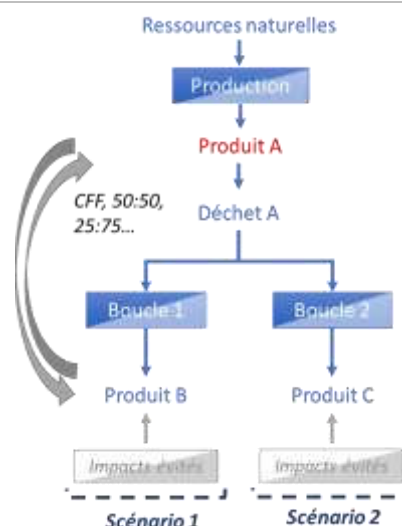
L'approche « Système » étend les frontières du système de gestion d'un déchet aux étapes de production du produit le générant. L'unité fonctionnelle considérée est la « production et gestion en fin de vie d'un produit ». Dans le cas où les boucles comparées aboutissent au même produit (par exemple dans le cas où les boucles 1 et 2 produiraient chacune le produit B), l'unité fonctionnelle peut être définie comme la « production du produit B ». Deux approches peuvent être suivies :

- *Approche Impacts évités* : cette approche définit l'unité fonctionnelle comme la « production et gestion en fin de vie du produit A ». Dans ce cas, les impacts de tous les procédés de la chaîne de valeur, de l'extraction des ressources naturelles à la production des produits B et C sont alloués à l'unité fonctionnelle. Les bénéfices obtenus par la production des produits B et C sont considérés en soustrayant l'impact de la production de ces produits par d'autres voies de production (méthode de substitution).
- *Approche Formule de fin de vie* : cette approche définit l'unité fonctionnelle comme la « production du produit A ». Les impacts des procédés de valorisation (boucles 1 et 2) et, selon la formule de fin de vie, les impacts évités sont alloués à l'unité fonctionnelle (produit A) sur base de facteurs d'allocation. Ces facteurs sont définis par différentes formules de fin de vie telles que la formule de l'Empreinte Circulaire définie par la Commission Européenne.

Cette approche répond aux questions suivantes : **Quelle est la contribution d'une boucle de valorisation d'un produit A à l'impact total de son cycle de vie? Quelle boucle est à préférer pour valoriser le produit A en fin de vie?** Approche Impacts évités



Approche Formule de fin de vie

**Points d'attention sur les choix méthodologiques**

- *Choix de l'approche Impacts évités ou Formule de fin de vie*

L'approche des Impacts évités correspond à une approche de substitution, elle-même correspondant à une extension du système. Nous recommandons cette approche aux vues des limites et points forts présentés ci-dessous pour chacune des deux approches. De plus, le

choix des facteurs d'allocation peut fortement impacter les résultats sur la hiérarchie des boucles – surtout lorsqu'une boucle est comparée avec un système linéaire – alors qu'une extension du système, en évitant l'allocation, permet le calcul des impacts réels de l'ensemble du système.

Remarque : si les produits issus des boucles 1 et 2 remplissent exactement la même fonction, les impacts évités sont les mêmes dans les deux scénarios et peuvent être exclus de l'analyse.

➤ *Considérer la « recyclabilité » des produits issus des différentes boucles*

Après la première boucle de valorisation, d'autres boucles peuvent être considérées dans les scénarios. L'inclusion de ces boucles est recommandée dans le cas où le potentiel de valorisation des produits issus des différentes boucles diffère (par exemple : une boucle obtient un produit recyclable mais l'autre pas).

➤ *Choix des produits évités*

Le choix des produits évités est particulièrement important pour cette approche. Il est recommandé de se référer à la recommandation n°8 de l'étude SCORE LCA n°2017-04 – *Applications multiples en ACV* pour orienter ce choix.

➤ *Nombre de boucles*

- Si le nombre de boucles est connu (par exemple dans le cas d'une étude rétrospective) : appliquer ce nombre de boucles et tester l'impact de ce paramètre dans l'analyse de sensibilité
- Si le nombre de boucles n'est pas connu (par exemple dans le cas d'un système venant d'être mis en place ou d'une étude prospective) : suivre une approche conservatrice en ne considérant qu'une boucle avant élimination. Il est recommandé de tester l'impact d'un nombre plus élevé de boucles sur les résultats dans l'analyse de sensibilité

➤ *Cas des boucles établies*

Certains secteurs sont basés sur des boucles établies de valorisation de la matière en fin de vie. Par exemple, le secteur de l'acier est celui qui recycle le plus sa matière et le taux de recyclage est supérieur à 80%. L'acier peut en théorie être recyclé indéfiniment. Lorsqu'un procédé consomme de l'acier, le nombre de boucles précédant ou suivant ce procédé n'est pas connu et donc l'impact de l'acier consommé ne l'est pas non plus. L'ILCD Handbook (Joint Research Centre 2010) recommande dans ce cas d'utiliser un inventaire moyen de la matière, calculé sur base du nombre maximum possible de boucles réalisables en tenant compte des pertes le long des différentes boucles. Le paragraphe 14.4.1.2 décrit la méthodologie à suivre pour calculer cette donnée moyenne. L'inventaire moyen obtenu peut être utilisé pour tout procédé consommant cette matière.

➤ *Présentation des résultats*

Il est recommandé de présenter les résultats en valeur absolue (ex : réduction de X kg de CO₂ eq.). Les résultats exprimés en pourcentage peuvent également être présentés, mais il est recommandé de spécifier que l'exclusion de certaines étapes du champ de l'étude (ex : phase d'utilisation qui peut être commune entre deux boucles) peut avoir un impact sur cette différence exprimée en pourcentage.

➤ *Paramètres clés de l'analyse de sensibilité*

Une analyse de sensibilité sur au moins ces paramètres est recommandée :

- Choix du produit évité
- Durée de la 1^{ère} vie
- Durée de la 2^e vie
- Nombre de boucles
- Distances de transport vers le site de traitement

➤ *Améliorations technologiques*

Pour les produits caractérisés par 1) une forte contribution de la phase d'utilisation liée à la consommation d'énergie (ex : réfrigérateur) ; 2) une technologie immature, c'est-à-dire toujours sujette à des améliorations technologiques, il est recommandé :

- De tester l'impact du mix électrique sur les résultats
- D'évaluer la vitesse de l'amélioration technologique (ex : réduction tous les 5 ans de 2% de l'énergie consommée en phase d'utilisation) et de tester ce paramètre sur les résultats

Points forts et limites de l'approche

	Facilité d'application	Possibilité d'évaluer des mesures d'écodesign	Possibilité de considérer plusieurs boucles successives	Possibilité d'évaluer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit	Quantité de données d'inventaire
Approche Impacts évités	+++	+++	+++	+++	++
Approche Formule de fin de vie	++	+	++	+	++

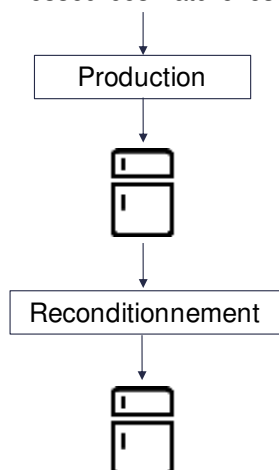
Exemples d'application de l'approche « Système »

Baxter (2018) - Systematic environmental assessment of end-of-life pathways for domestic refrigerators

L'étude compare les performances environnementales de la préparation en vue de la réutilisation et du recyclage de réfrigérateurs. L'unité fonctionnelle n'est pas clairement définie mais les résultats se réfèrent à la production et l'utilisation pendant 12 ans en Norvège d'un réfrigérateur, suivies de sa valorisation pour une nouvelle utilisation pendant 3 ans.

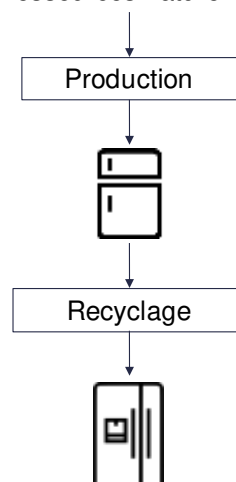
Scénario 1

Ressources naturelles



Scénario 2

Ressources naturelles



La production et l'utilisation du réfrigérateur dans les deux scénarios sont les mêmes. La différence apparaît lors de la valorisation du réfrigérateur en fin de vie. Dans le scénario 1, le réfrigérateur est reconditionné. L'auteur fait l'hypothèse que l'impact du reconditionnement est nul, testant par la suite cette approche lors de l'analyse de sensibilité. Cela suppose que le réfrigérateur est simplement remis en état pour une nouvelle utilisation pendant 3 ans, sans remplacement de pièces et avec les mêmes performances énergétiques que lors de sa première utilisation. Dans le scénario 2, le réfrigérateur est démantelé et les pièces sont recyclées pour produire un nouveau réfrigérateur. Celui-ci a une efficacité énergétique plus élevée que le premier réfrigérateur, les activités de recherche et développement sur les réfrigérateurs permettant une réduction de la consommation énergétique estimée à 3.2% par an. Les résultats de l'analyse montrent un avantage du reconditionnement pour la majorité des catégories d'impact, la

consommation cumulée d'énergie révélant des résultats légèrement plus favorables au recyclage. Par conséquent, la consommation d'énergie accrue lors de la seconde vie du réfrigérateur dans le scénario de recyclage ne contrebalance pas les impacts nécessaires à la production d'un nouveau réfrigérateur dans le scénario 1.

L'auteur réalise une analyse de sensibilité sur 6 paramètres, 3 d'entre eux changeant les résultats relatifs au scénario le plus performant d'un point de vue environnemental :

- Mix électrique pour la phase d'utilisation : pour toutes les catégories d'impact, le recyclage devient préférable au reconditionnement lorsqu'un mix Européen est utilisé.
- Durée de 1^{ère} vie du réfrigérateur : l'auteur la fait varier de 10 à plus de 20 ans. L'extension de la durée de 1^{ère} vie est bénéfique pour les deux scénarios. Cependant, la différence d'impact entre les deux diminue jusqu'à obtenir un impact similaire entre 20 et 28 ans selon les catégories d'impact, et inversé au-delà. Pour la consommation cumulée d'énergie, la tendance s'inverse encore plus tôt, vers 10 ans d'utilisation du réfrigérateur. Ces résultats s'expliquent par l'amélioration de l'efficacité énergétique des réfrigérateurs : plus la durée de première vie est longue, plus la différence entre l'efficacité énergétique du réfrigérateur reconditionné et celle du réfrigérateur recyclé est importante et contrebalance l'impact du recyclage par rapport à celui du reconditionnement.
- Impact du reconditionnement : l'auteur définit le facteur f_R , qui représente le ratio de l'impact du reconditionnement sur celui du recyclage et fait varier ce facteur de 0 à 50%. Entre 20 et 30%, le recyclage devient plus intéressant que le reconditionnement. L'auteur précise cependant qu'un procédé de reconditionnement ayant un impact égal à 20% de celui du recyclage correspond déjà à un reconditionnement « intense ». Une des mesures les plus importantes de reconditionnement est le changement du compresseur du réfrigérateur qui, selon une étude précédente, représente 15% de l'impact de la production d'un réfrigérateur.

FICHE METHODE : APPROCHE « MATIERE PREMIERE »**Fiche méthode : Approche « Matière première »****Définition**

L'approche « Matière première » vise à évaluer l'impact environnemental du produit issu des procédés de valorisation et définit donc l'unité fonctionnelle comme la fonction fournie par ce produit. Les frontières du système commencent après la génération des flux de déchets entrant dans les procédés de valorisation et se terminent à la génération du produit issu de la valorisation, communs à tous les scénarios comparés.

Cette approche répond à la question suivante : **Quelle boucle choisir pour produire un produit spécifique?**

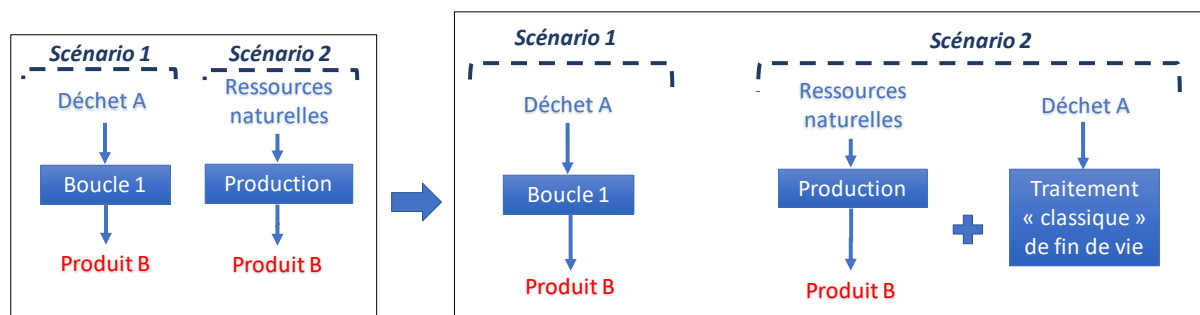
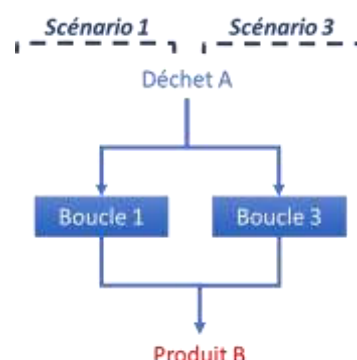
Points d'attention sur les choix méthodologiques➤ *Hypothèse « zero-burden »*

Dans cette approche, les flux de déchets entrant dans les procédés de valorisation sont considérés comme libres de tout impact environnemental. Cette hypothèse est appelée l'hypothèse « zero-burden » (Ekvall et al. 2007). Elle est de plus en plus remise en question dans un contexte d'économie circulaire dans laquelle la notion de déchet n'existe pas, tout flux étant utilisé comme une ressource dans un système de production. Cette approche est d'autant plus contestable lorsqu'une ACV évalue une filière de réemploi, qui ne concerne pas un déchet. Cependant, dans le cadre d'une comparaison de boucles pour lesquelles les étapes amont sont communes à tous les scénarios comparés, exclure ces étapes n'introduit pas de biais, l'évaluation étant menée dans un but de comparaison. Si ces étapes sont incluses, l'approche devient une approche « Système ».

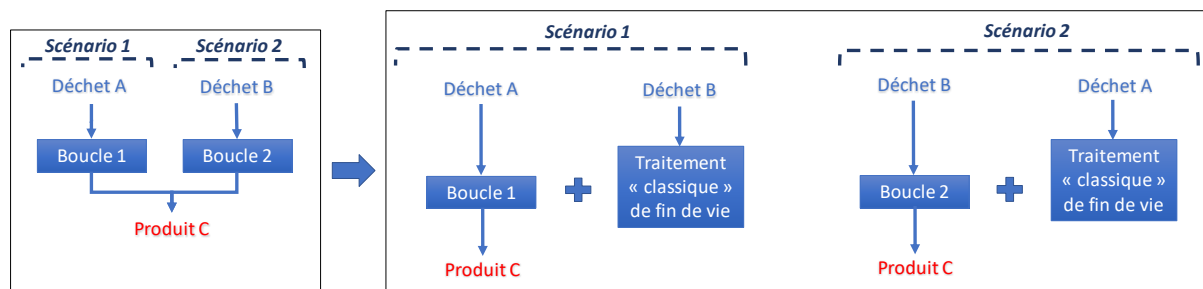
➤ *Comparaison avec un système linéaire*

Si au cours de l'étude, la question se pose de la préférence d'un des systèmes circulaires par rapport à un système linéaire, il est recommandé de changer d'approche et de suivre une approche « Système » (voir arbre d'aide à la décision). Ceci revient à ne plus considérer l'hypothèse « zero-burden ».

Cependant, si le praticien décide de ne pas suivre ces recommandations, il est important d'inclure dans le scénario du système linéaire (scénario 2 ci-dessous) la fonction de traitement du déchet remplie par le scénario de système circulaire comparé (scénario 1). En suivant cette méthode et dans le cas où le système mis en place ne permettrait pas un nombre élevé de boucles, la différence d'impact est surestimée (voir cas n°5 sur le remanufacturing des moteurs).

➤ *Cas où les boucles comparées traitent des déchets différents et obtiennent le même produit*

La fonction de traitement du déchet A remplie par le scénario 1 doit être incluse dans le scénario 2. Ceci implique que le scénario 2, en plus d'inclure la boucle 2, doit considérer le traitement du déchet A par des voies « classiques » (voir figure ci-dessous). Une approche similaire doit être appliquée au scénario 1.



➤ **Présentation des résultats**

Il est recommandé de présenter les résultats en valeur absolue (ex : réduction de X kg de CO₂ eq.). Les résultats exprimés en pourcentage peuvent être présentés mais il est recommandé de spécifier que ceux-ci peuvent varier en fonction du champ de l'étude (ex : si une approche système est suivie).

➤ **Paramètres clés de l'analyse de sensibilité**

Une analyse de sensibilité sur au moins ces paramètres est recommandée :

- Rendement des procédés de valorisation
- Taux de collecte des déchets

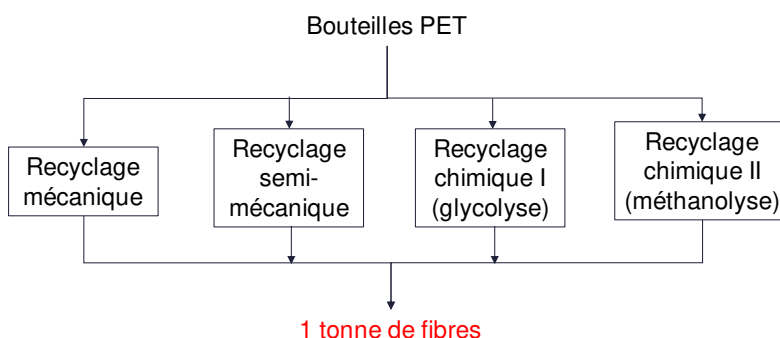
Points forts et limites de l'approche

Facilité d'application	Possibilité d'évaluer des mesures d'écodesign	Possibilité de considérer plusieurs boucles successives	Possibilité d'évaluer des boucles fermées et ouvertes pour un même produit	Quantité de données d'inventaire
+++	+	++	+	+++

Exemples d'application de l'approche « Matière première »

Shen et al. (2010) - Open-loop recycling: A LCA case study of PET bottle-to-fibre recycling

L'étude compare quatre voies de recyclage de bouteilles PET en fibres polyéthylène : mécanique, semi-mécanique et chimiques (une voie basée sur la glycolyse et une voie basée sur la méthanolyse). Les frontières du système excluent la production des bouteilles (hypothèse « zero-burden »). L'unité fonctionnelle est la production d'une tonne de fibres.



Les résultats montrent que la boucle basée sur un recyclage mécanique présente les impacts les plus faibles, celles basées sur le recyclage chimique, qui implique une réduction de la structure du polymère sont les plus impactantes.

6.2. RECOMMANDATIONS

RECOMMANDATIONS POUR LA PHASE « PRE-ETUDE »

Ces recommandations concernent la phase de réflexion avant la réalisation de l'étude. Ces recommandations peuvent servir de base pour argumenter la nécessité de réaliser une étude ACV comparant les impacts de boucles considérées par l'organisation.

- **Recommandation 1 : Ne pas supposer (et donc communiquer sans évaluation) un impact plus faible d'une boucle fermée par rapport à une boucle ouverte**

L'analyse de la littérature n'a pas permis de tirer des conclusions sur la préférence des boucles fermées par rapport aux boucles ouvertes, ni d'une boucle dite « courte » par rapport à une boucle dite « longue ». Ce n'est donc pas un argument à utiliser à des fins de communication internes (ex : lors de discussions avec d'autres départements de l'entreprise) ou externes (ex : argumenter un impact environnemental plus faible par le fait que la boucle mise en place par l'entreprise est fermée).

- **Recommandation 2 : Pour les produits caractérisés par une forte contribution de la phase d'utilisation notamment imputable à la consommation d'énergie, l'importance du taux d'évolution de la technologie est à avancer lors de discussions sur le choix d'une boucle**

Les produits caractérisés par une forte contribution de la phase d'utilisation et une évolution technologique rapide peuvent parfois déroger à la hiérarchie des déchets. En effet, l'évolution technologique peut permettre aux produits neufs d'atteindre des performances de consommation énergétique (ou autre) qui contrebalancent le fort impact de production de nouvelles matières par rapport à ceux du réemploi/préparation en vue de la réutilisation. Cet argument peut permettre de justifier la réalisation d'une étude approfondie des impacts avant toute communication sur les bénéfices de mise en place d'un système de collecte pour réemploi/préparation en vue de la réutilisation. A noter que dans ce cas-là, la phase d'utilisation doit être incluse et l'approche « Système » est recommandée.

- **Recommandation 3 : Si aucune ressource n'est disponible pour réaliser une analyse quantifiée des impacts des différentes boucles envisagées, la hiérarchie des déchets peut être suivie**

L'analyse de la littérature a confirmé la pertinence de la hiérarchie des déchets lors du choix d'une voie de valorisation. Si aucune ressource n'est disponible pour réaliser une analyse quantifiée, la hiérarchie suivante peut être défendue sur base de la hiérarchie des déchets définie par la Commission Européenne :

1. Réemploi
2. Reconditionnement, remanufacturing et repurposing
3. Recyclage

RECOMMANDATIONS POUR LA DEFINITION DE L'OBJECTIF ET DU CHAMP DE L'ETUDE

- **Recommandation 4 : Choisir l'approche de modélisation en fonction de l'objectif de l'étude**

Dans la définition de l'objectif et du champ de l'étude, l'approche choisie doit être justifiée par différents paramètres comme l'objectif de l'étude et la disponibilité des données. Un arbre d'aide à la décision reprenant ces paramètres est proposé en Figure 68.

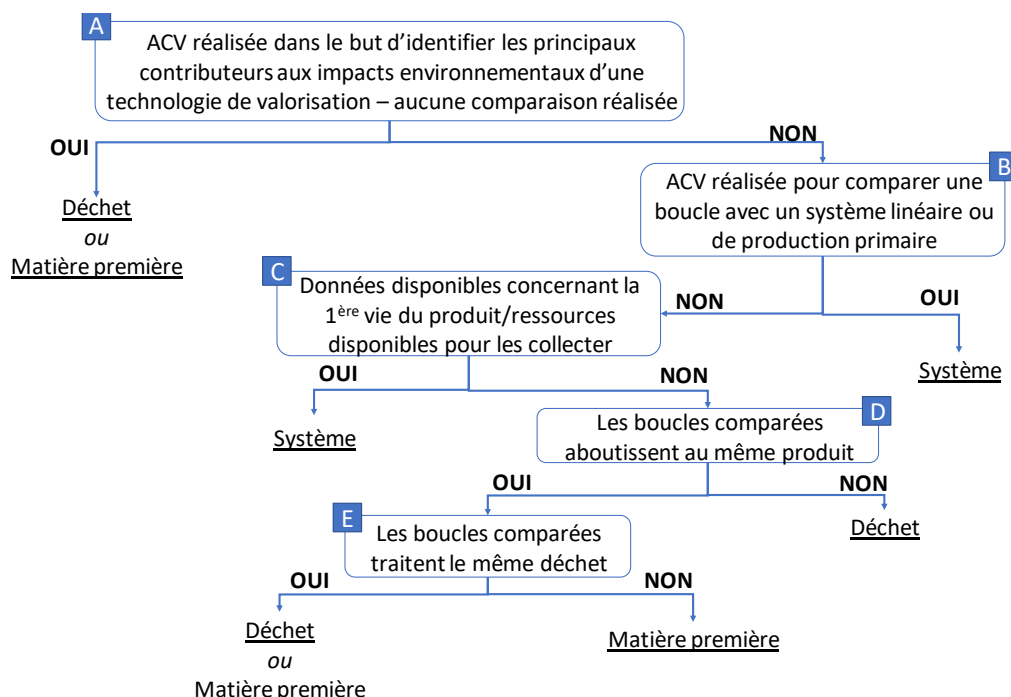


Figure 68: Arbre d'aide à la décision du type d'approche choisi en fonction de l'objectif de l'étude

L'arbre d'aide à la décision est constitué de cinq nœuds :

- **Nœud A** « ACV réalisée dans le but d'identifier les principaux contributeurs aux impacts environnementaux d'une technologie de valorisation – aucune comparaison réalisée » : dans le cas où l'ACV est réalisée pour identifier les principaux contributeurs d'une boucle de valorisation, le praticien peut se concentrer sur la boucle elle-même sans se poser la question de l'intégration ou non de la première vie du produit. Il est donc recommandé de suivre une approche « Déchet » ou « Matière première ».
- **Nœud B** « ACV réalisée pour comparer une boucle avec un système linéaire ou de production primaire » : ceci s'applique dans le cas où une boucle est comparée avec un système d'élimination du déchet concerné, ou avec un système de production « primaire » (à partir de matière vierge) du produit issu de la boucle. L'approche « Système » est recommandée afin d'assurer l'inclusion des fonctions de production et de traitement en fin de vie dans les deux systèmes comparés.
- **Nœud C** « Données disponibles concernant la 1ère vie du produit/ressources disponibles pour les collecter » : l'approche « Système » est celle qui apporte le plus d'informations sur les boucles et qui permet de tester le plus de paramètres lors de l'analyse de sensibilité. Cependant, les données de la première vie du produit ne sont pas forcément disponibles, très incertaines ou nécessiteraient un important investissement en temps pour les collecter (ex : modélisation de la première vie d'un mix de déchets municipaux). Dans ce cas, l'approche « Système », bien que préférable, ne peut être appliquée.
- **Nœud D** « Les boucles comparées aboutissent au même produit » : si les boucles aboutissent à des produits différents, l'approche « Déchet » est la seule applicable dans un cas où il n'est pas possible d'intégrer la première vie des déchets.
- **Nœud E** « Les boucles comparées traitent le même déchet » : si ce n'est pas le cas, seule l'approche « Matière première » est applicable. Si c'est le cas, les approches « Déchet » et « Matière première » peuvent être toutes les deux utilisées. La seule différence dans ce cas est l'unité fonctionnelle, les procédés inclus dans l'analyse étant les mêmes.

Une fois l'approche choisie, il est recommandé de prendre en compte les points d'attention listés dans les fiches méthodologiques de chaque approche (section 6.1). Ces points d'attention présentent des recommandations spécifiques aux différentes approches, notamment sur la définition de la fonctionnalité des boucles, la présentation des résultats et les paramètres à étudier dans l'analyse de sensibilité.

- **Recommandation 5 : Inclure un schéma clair des choix méthodologiques suivis**

La revue de la littérature a révélé une difficulté à identifier l'objectif et le champ de l'étude choisis dans les publications. Il est donc recommandé d'ajouter un schéma reprenant les principaux choix méthodologiques de l'étude dans la section « Objectif et champ de l'étude ». Ce schéma reprend : l'unité fonctionnelle (ou flux de référence lorsque différents), les frontières du système et le choix d'allocation.

La Figure 69 présente les représentations schématiques suivant l'approche choisie pour la comparaison de plusieurs boucles.

- L'approche « Déchet » définit l'unité fonctionnelle comme le traitement du déchet A. Le déchet A est donc le flux de référence et indiqué en rouge. Deux produits sont issus des boucles A et B : les produits B et C. Si les bénéfices liés à la production de ces produits sont pris en compte par la méthode des impacts évités, ceux-ci doivent être indiqués (par exemple en gris ici).
- Dans la plupart des cas, l'approche « Système » définit l'unité fonctionnelle comme la production et la gestion en fin de vie du produit A. Le flux de référence est le produit A (en rouge). Deux approches sont possibles pour prendre en compte les bénéfices liés à la production de produits secondaires :
 - L'approche Impacts évités : les impacts évités liés à ces produits secondaires sont crédités au système. Cette approche est représentée en indiquant en gris les impacts évités entrant dans le système.
 - L'approche Formule de fin de vie : les impacts évités sont en partie alloués au Produit A et en partie aux produits secondaires B et C. Cette approche est représentée par une division du procédé « Impact évités ». La même représentation est appliquée à la production du Produit A et à l'impact des boucles 1 et 2, dont les impacts sont subdivisés entre le produit A d'une part et les produits B et C d'autre part. Il est recommandé d'indiquer le type de subdivision appliqué (Formule de l'empreinte circulaire, allocation 50:50 etc.).
- L'approche « Matière première » définit l'unité fonctionnelle comme la production du produit C. Dans le cadre d'une comparaison de boucles, cette approche ne permet que de comparer des boucles produisant les mêmes produits. Le flux de référence est le produit C.

Le but de ce schéma n'est pas de se substituer à un schéma complet présentant les frontières du système mais de permettre rapidement d'identifier la perspective choisie pour la comparaison des boucles.

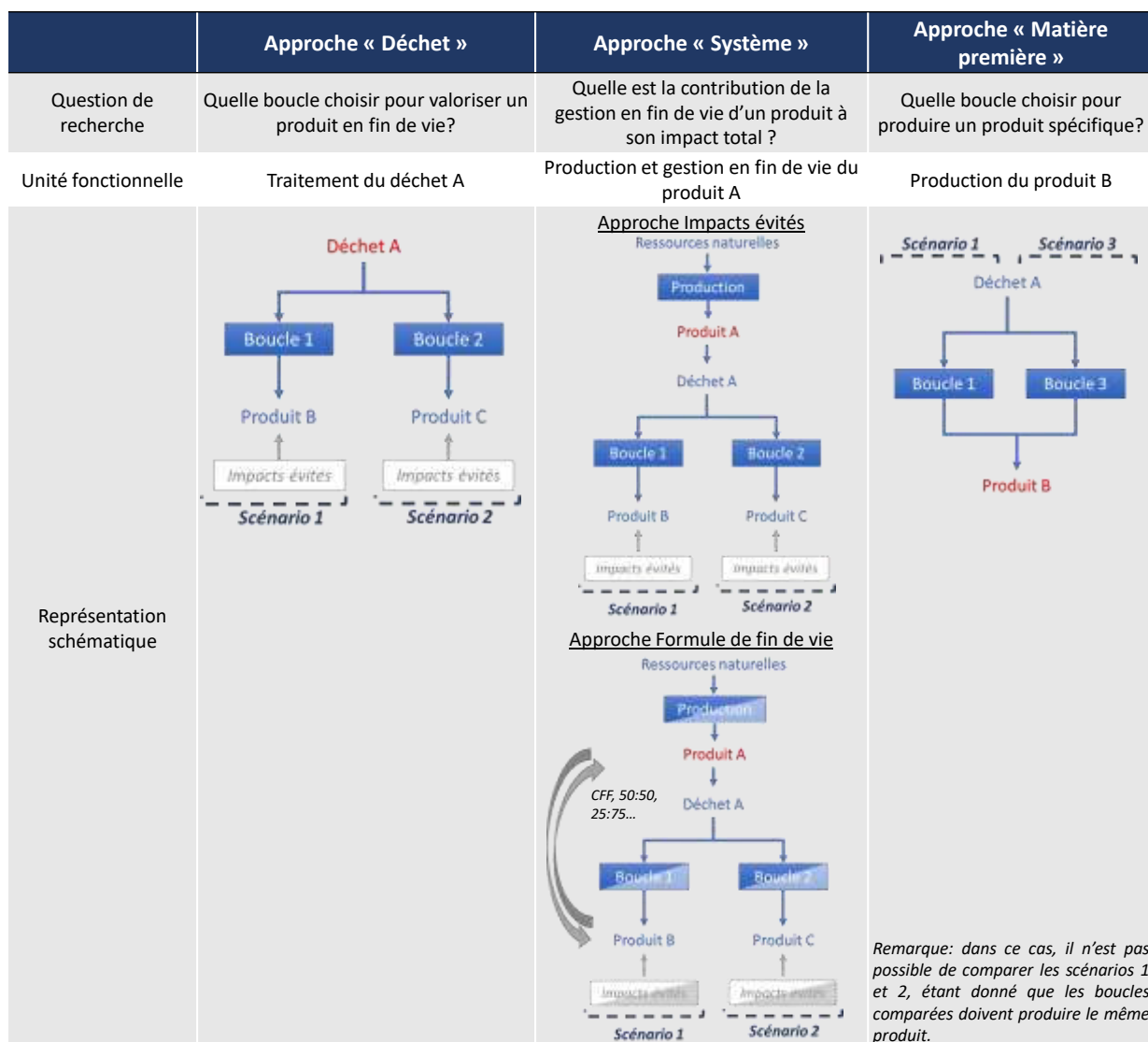


Figure 69: Représentations schématiques des différentes approches possibles pour comparer des boucles de l'économie circulaire

RECOMMANDATIONS POUR LA CONSTRUCTION DE L'INVENTAIRE

- **Recommandation 6 : Réaliser une analyse des flux afin d'assurer l'étude d'un système cohérent**

Le cas sur le remanufacturing des moteurs a montré qu'une analyse des flux de matière le long des boucles est nécessaire pour modéliser un système cohérent et compréhensible. Des logiciels tels que STAN ou eSankey! peuvent être utilisés comme outils de représentation et de vérification.

- **Recommandation 7 : Lors de l'évaluation prospective de systèmes d'économie de la fonctionnalité, la valeur des paramètres de modélisation entraînant une grande variabilité des résultats doit être vérifiée auprès d'une équipe technique spécialisée.**

L'analyse rétrospective du système d'économie de la fonctionnalité mis en place par Michelin sur ses pneus a montré qu'un paramètre clé supposé optimiser le système en réduisant en réalité la performance (les performances du système d'économie de la fonctionnalité restant tout de même préférable au système « classique » de vente). Une discussion avec une équipe technique spécialisée par exemple dans la gestion des risques, aiderait à identifier les risques liés à la mise

en œuvre d'un tel système, notamment concernant la responsabilité de l'entreprise, accrue dans le cas d'un système d'économie de la fonctionnalité.

RECOMMANDATION POUR LA CARACTERISATION DES IMPACTS

- **Recommandation 8 : Choisir une méthode d'évaluation des ressources couvrant le plus grand nombre de ressources et permettant de distinguer ressources fossiles et minérales**

Une ou une combinaison de méthode(s) de caractérisation des impacts environnementaux permettant de couvrir le plus grand nombre de ressources doit être considéré dans les études. Pour vérifier la couverture de ces méthodes, les études de Klinglmair et al. (2014) et Sfez et al. (2017) peuvent être consultées. De plus, les cas n°1, 2 et 3 ont montré qu'une distinction des résultats pour les ressources fossiles d'une part et ressources minérales d'autre part permet une meilleure compréhension des résultats.

RECOMMANDATION POUR L'INTERPRETATION DES RESULTATS

- **Recommandation 9 : Si le contexte de mise en place d'une boucle peut varier mener l'étude dans le but d'identifier les contextes pour lesquels la boucle étudiée est préférable à un autre système**

L'analyse de la littérature a montré que la préférence d'une boucle par rapport à une autre peut varier d'un contexte à un autre (ex : répartition géographique des sources de déchet qui peut impacter les distances de transport, mix électrique, etc.). Lorsque certains éléments de contexte ne sont pas encore connus ou peuvent varier (par exemple le contexte géographique), il est recommandé de mener l'étude dans un but d'identifier ceux dans lesquels la boucle est favorable et non dans le but d'obtenir une réponse tranchée sur base de données fixes. Dans ce cas, l'analyse de sensibilité est une phase centrale de l'étude. Les valeurs des paramètres dépendant du contexte et auxquelles les conclusions sur la boucle à préférer changent (i.e., point de bascule des résultats) peuvent ainsi être identifiées. Sur base de l'analyse de la littérature menée dans cette étude, une liste de paramètres clés à étudier est proposée dans les fiches méthodologiques de chaque approche ACV (section 6.1).

6.3. GUIDE DE PRIORISATION DES RECOMMANDATIONS

Les recommandations listées en section 6.2 n'ont pas toutes le même poids sur les conclusions de l'étude.

Tableau 17: Priorisation des recommandations sur base de leur impact sur les conclusions d'une comparaison de boucles

Phase de l'étude	Recommandation	Impact sur les conclusions
Pré-étude	Recommandation 1 : Ne pas supposer (et donc communiquer sans évaluation) un impact plus faible d'une boucle fermée par rapport à une boucle ouverte	-
	Recommandation 2 : Pour les produits caractérisés par une forte contribution de la phase d'utilisation notamment imputable à la consommation d'énergie, l'importance du taux d'évolution de la technologie est à avancer lors de discussions sur le choix d'une boucle	-
	Recommandation 3 : Si aucune ressource n'est disponible pour réaliser une analyse quantifiée des impacts des différentes boucles envisagées, la hiérarchie des déchets peut être suivie	-

Phase de l'étude		Recommandation	Impact sur les conclusions
Etude	Définition de l'objectif et du champ de l'étude	Recommandation 4 : Choisir l'approche de modélisation en fonction de l'objectif de l'étude	+
		Recommandation 5 : Inclure un schéma clair des choix méthodologiques suivis	-
	Construction de l'inventaire	Recommandation 6 : Réaliser une analyse des flux afin d'assurer l'étude d'un système cohérent	++
		Recommandation 7 : Lors de l'évaluation prospective de systèmes d'économie de la fonctionnalité, la valeur des paramètres de modélisation entraînant une grande variabilité des résultats doit être vérifiée auprès d'une équipe technique spécialisée.	+
	Caractérisation des impacts	Recommandation 8 : Choisir une méthode d'évaluation des ressources couvrant le plus grand nombre de ressources et permettant de distinguer ressources fossiles et minérales	++
	Interprétation	Recommandation 9 : Si le contexte de mise en place d'une boucle peut varier, mener l'étude dans le but d'identifier les contextes pour lesquels la boucle étudiée est préférable à un autre système	++
- : pas d'impact sur les conclusions ; + : impact modéré ; ++ : impact fort			

La priorisation des recommandations est justifiée ci-après :

- Recommandation 1, 2 et 3 : ces recommandations concernent la phase « pré-étude », pour lesquelles aucune conclusion n'est tirée d'une étude, et apportent des arguments dans le cadre d'une discussion. Ils n'ont donc pas d'impact sur les résultats.
- Recommandation 4 : le choix de l'approche ACV n'a pas révélé avoir un impact sur les conclusions relatives à la hiérarchie des boucles. Cependant, il peut avoir un impact sur la différence relative des impacts entre les boucles. L'impact est donc modéré.
- Recommandation 5 : l'inclusion d'un schéma représentant les choix méthodologiques suivis dans l'étude a pour objectif de clarifier la lecture de l'étude. Ce schéma n'a aucune incidence sur les conclusions de l'étude.
- Recommandation 6 : la construction de l'inventaire sur base d'une compréhension approfondie des flux de matière/matériaux est essentielle pour assurer l'étude d'un système cohérent et en accord avec la réalité. L'orientation d'un flux vers un procédé qui ne correspond pas à la réalité (notamment concernant la gestion en fin de vie) peut avoir des conséquences importantes sur les résultats et changer les conclusions de l'étude.
- Recommandation 7 : l'impact d'un paramètre clé d'un système d'économie de la fonctionnalité sur les résultats a été montrée dans le cas n°4 sur le reconditionnement des pneus. Sans changer les conclusions sur la hiérarchie des scénarios, ce paramètre a montré qu'il pouvait avoir un impact sur l'amplitude des bénéfices de mise en place d'un système d'économie de la fonctionnalité.
- Recommandation 8 : le choix d'une méthode de caractérisation de consommation des ressources couvrant le plus grand nombre de ressources et permettant de distinguer ressources fossiles et minérales permet de suivre une approche d'évaluation des impacts la plus complète possible, ainsi que de faciliter l'interprétation des résultats. Ce choix peut apporter des éléments nouveaux pouvant influencer les conclusions sur la hiérarchie des boucles.
- Recommandation 9 : l'analyse de la littérature a montré qu'il existe des points de bascule des conclusions sur la hiérarchie des boucles. Ces points de bascule doivent être identifiés lors d'une analyse de sensibilité. Ils sont déterminants pour définir les contextes dans lesquels il est préférable de mettre en place une boucle plutôt qu'une autre.

5. Annexes

Annexe 1 : Analyse détaillée des analyses de sensibilité

➤ Baxter (2019): durée de 1^{ère} vie, mix énergétique et efficacité du recyclage

La durée de 1^{ère} vie du produit à valoriser n'est testée que dans l'étude de Baxter (2019). L'auteur compare les performances environnementales de la préparation en vue de la réutilisation et du recyclage de réfrigérateurs. L'unité fonctionnelle n'est pas clairement définie mais les résultats se réfèrent à la production et l'utilisation pendant 12 ans d'un réfrigérateur, suivies de sa valorisation pour une nouvelle utilisation pendant 3 ans. L'approche est donc une approche « Système ».

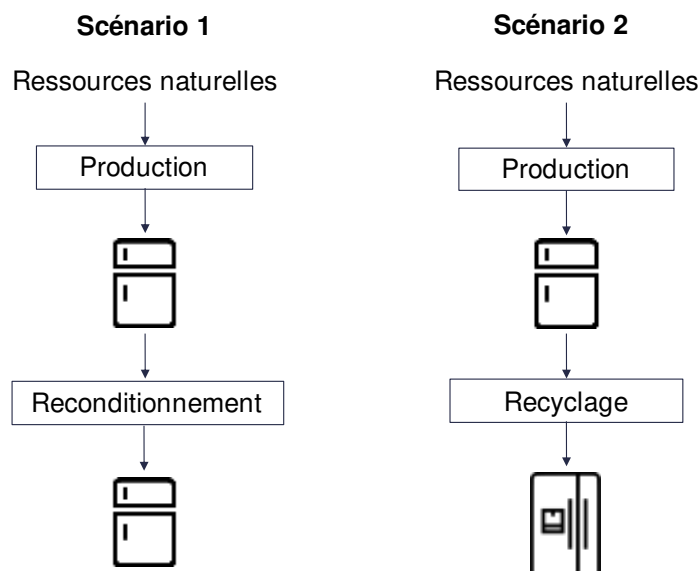


Figure 25 : Comparaison du remanufacturing et recyclage de réfrigérateurs en suivant l'approche « Système » (Baxter 2019)

La production et l'utilisation du réfrigérateur dans les deux scénarios sont les mêmes. La différence apparaît lors de la valorisation du réfrigérateur en fin de vie. Dans le scénario 1, le réfrigérateur est reconditionné. L'auteur fait l'hypothèse que l'impact du reconditionnement est nul, testant par la suite cette approche lors de l'analyse de sensibilité. Cela suppose que le réfrigérateur est simplement remis en état pour une nouvelle utilisation pendant 3 ans, sans remplacement de pièces et avec les mêmes performances énergétiques que lors de sa première utilisation. Dans le scénario 2, le réfrigérateur est démantelé et les pièces sont recyclées pour produire un nouveau réfrigérateur. Celui-ci a une efficacité énergétique plus élevée que le premier réfrigérateur, les activités de recherche et développement sur les réfrigérateurs permettant une réduction de la consommation énergétique estimée à 3.2% par an. Les résultats de l'analyse montrent un avantage du scénario 1 pour 5 des 6 catégories d'impact étudiées (potentiels de réchauffement climatique, d'épuisement de la couche d'ozone, de formation d'oxydants photochimiques, d'épuisement des ressources abiotiques, d'eutrophisation), la consommation cumulée d'énergie révélant des résultats légèrement plus favorables au scénario 2. Par conséquent, la consommation d'énergie accrue lors de la seconde vie du réfrigérateur dans le scénario 2 ne contrebalance pas les impacts nécessaires à la production d'un nouveau réfrigérateur dans le scénario 1.

L'auteur réalise une analyse de sensibilité sur 6 paramètres, 3 d'entre eux changeant les résultats relatifs au scénario le plus performant d'un point de vue environnemental.

Le premier paramètre est le mix électrique considéré pour la phase d'utilisation. Dans le cas de l'étude, le mix électrique est le mix Norvégien. L'impact du mix Européen sur les résultats est étudié dans l'analyse de sensibilité. Les résultats montrent que pour toutes les catégories d'impact, le recyclage devient sensiblement préférable au reconditionnement.

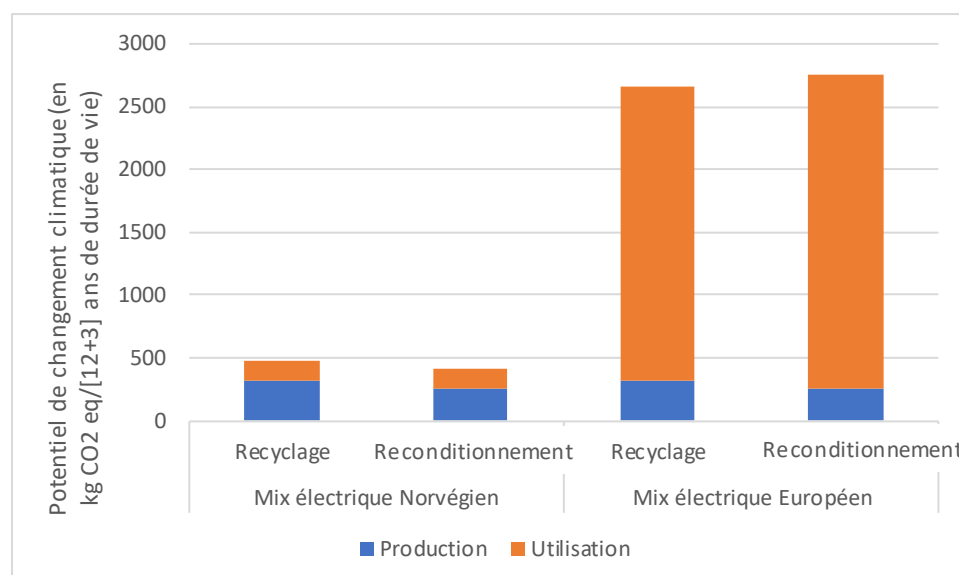


Figure 26 : Impact du choix du mix électrique sur les résultats de la comparaison des scénarios – impact sur le changement climatique (Baxter 2019)

Le deuxième paramètre est la durée de première vie du réfrigérateur. L'auteur fait varier la durée de cette première vie de 10 à plus de 20 ans. L'extension de la durée de première vie est bénéfique pour les deux scénarios. Cependant, la différence d'impact entre les deux diminue jusqu'à obtenir un impact similaire entre 20 et 28 ans selon les catégories d'impact, et inversé au-delà. Pour la consommation cumulée d'énergie, la tendance s'inverse encore plus tôt, vers 10 ans d'utilisation du réfrigérateur. Ces résultats s'expliquent par l'amélioration de l'efficacité énergétique des réfrigérateurs : plus la durée de première vie est longue, plus la différence entre l'efficacité énergétique du réfrigérateur reconditionné et celle du réfrigérateur recyclé est importante et contrebalance l'impact du recyclage par rapport à celui du reconditionnement. L'auteur teste également l'impact de la variation de ce paramètre en considérant le mix électrique Européen. Dans ce contexte, le recyclage devient plus intéressant que le reconditionnement au-delà de 6 ans de première utilisation.

Le troisième paramètre est l'impact du reconditionnement, qui reflète l'efficacité du procédé de valorisation. Comme mentionné plus haut, l'approche de base de l'auteur est de considérer que le procédé de reconditionnement a un impact nul. L'auteur définit le facteur f_R , qui représente le ratio de l'impact du reconditionnement sur celui du recyclage et fait varier ce facteur de 0 à 50%. Entre 20 et 30%, le recyclage devient plus intéressant que le reconditionnement. L'auteur précise cependant qu'un procédé de reconditionnement ayant un impact égal à 20% de celui du recyclage correspond déjà à un reconditionnement « intense ». Une des mesures les plus importantes de reconditionnement est le changement du compresseur du réfrigérateur qui, selon une étude précédente, représente 15% de l'impact de la production d'un réfrigérateur.

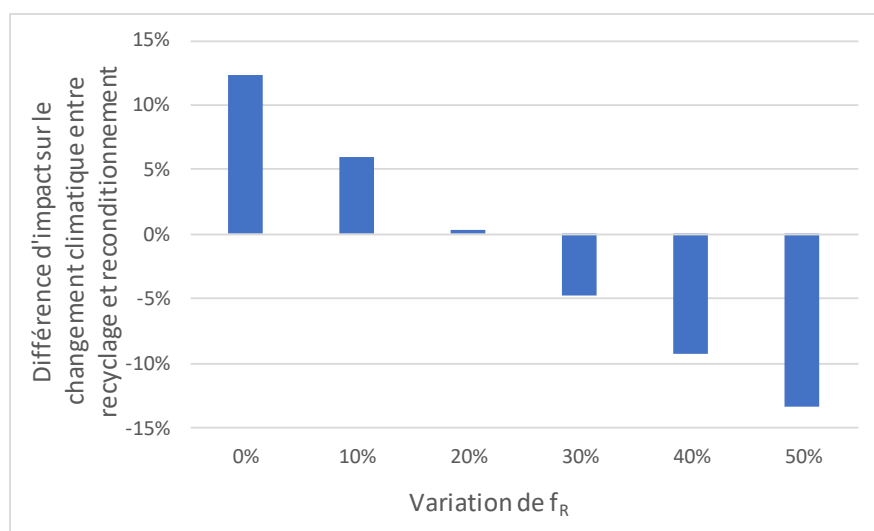


Figure 27 : Variation de la différence d'impact entre recyclage et reconditionnement en fonction du facteur f_R (Baxter 2019)

L'auteur tire de nombreux enseignements de la comparaison des deux scénarios et de l'analyse de sensibilité. Deux enseignements majeurs sont :

- Le mix énergétique de la phase d'utilisation est critique quant au choix de la fin de vie, dû à l'impact prédominant de cette phase dans l'impact total du cycle de vie ;
- L'efficacité énergétique d'un nouveau réfrigérateur contrebalance les impacts liés à sa production. Au bout d'un certain nombre d'années, ce bénéfice devient prépondérant par rapport aux bénéfices du reconditionnement.

➤ **Valentino (2017) : méthode d'allocation entre produits de la chaîne et choix du produit évité**

Dans cette étude, Valentino compare l'impact du recyclage de bouteilles PET en boucles fermées successives au recyclage en boucle ouverte pour produire des fibres de polyéthylène. L'unité fonctionnelle choisie est l'emballage et distribution de 52,08 l d'eau dans des bouteilles PET de 1,5 litre (approche « Système », voir Figure 14). Cette unité fonctionnelle correspond au flux de référence d'1 kg de PET. L'auteur analyse les scénarios dans deux régions : le Danemark et la Lombardie (Italie) pour lesquels le nombre de boucles fermées varie (4 boucles successives au Danemark et 1 boucle en Italie). De premiers résultats sont présentés suivant l'approche ILCD, complétée par la méthode du Water Stress Index (WSI) de Pfister et al. (2009) pour la consommation d'eau. Dans un deuxième temps, trois catégories d'impact considérées comme les plus pertinentes à communiquer sont étudiées (impact sur le changement climatique, WSI et consommation de ressources). Les résultats montrent que pour la plupart des catégories d'impact, le recyclage en boucle ouverte est préférable au recyclage en boucle fermée. Cette différence est principalement due aux bénéfices plus élevés du recyclage dans le cas de la valorisation en fibres par rapport à la valorisation en bouteilles.

Les auteurs testent l'impact de différentes méthodes d'allocation des impacts des procédés de valorisation sur les résultats de la comparaison : méthode des impacts évités (SES en Fig. 28) et méthode utilisant une formule de fin de vie. La formule de fin de vie utilisée est celle de l'Empreinte Circulaire (Circular Footprint Formula – CFF). Plusieurs manières de l'appliquer sont également testées : une application « classique », en utilisant 3 différents facteurs de qualité (basés sur la viscosité intrinsèque ($CFF(IV)$ en Fig. 28), sur le nombre de fois un matériau peut être recyclé dans le système ($CFF(N)$), et sur la valeur économique des matériaux ($CFF(Econ)$) et une application de la formule aux boucles successives de recyclage ($CFF(R1,R2=N \text{ Loops})$). Cette dernière approche applique la formule de l'Empreinte Circulaire à chacune des boucles successives et réalise une moyenne des résultats, allouée ensuite à l'unité fonctionnelle. Cette dernière approche ne concerne que le système de recyclage fermé, le système ouvert n'étant constitué que d'une seule boucle. Les résultats sont présentés en Figure 28.

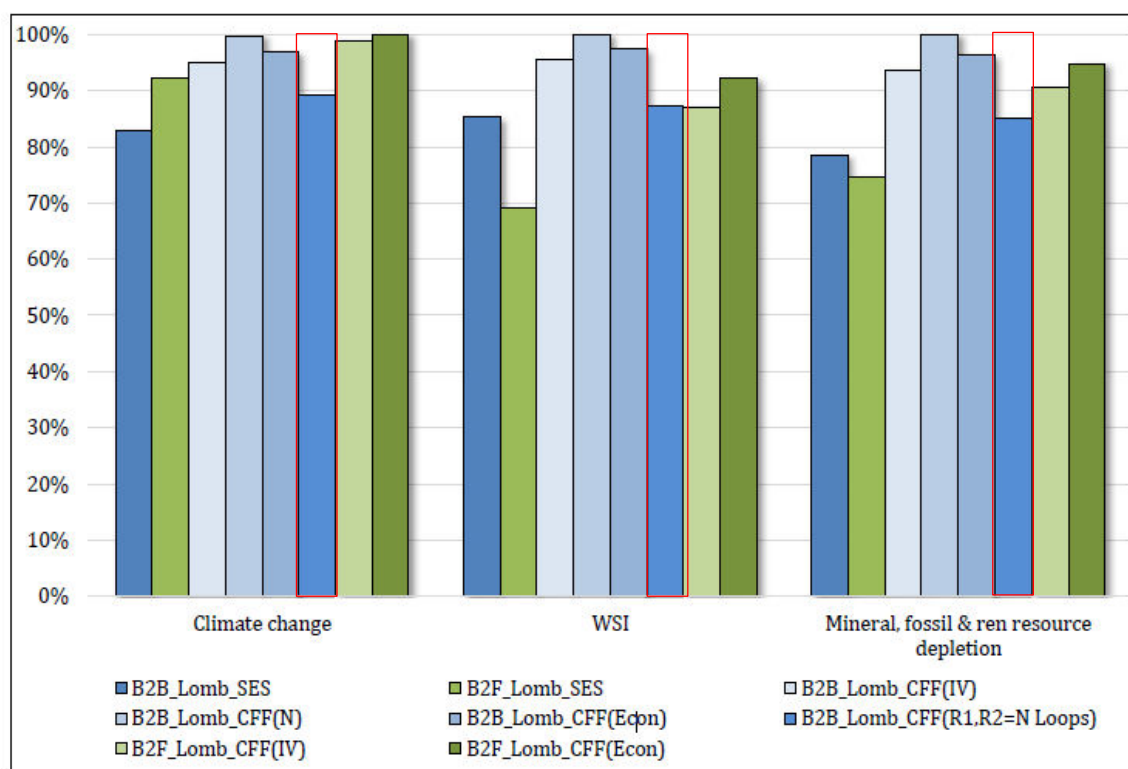


Figure 28 : Comparaison du recyclage de bouteilles PET en boucle fermée (B2B, en bleu) avec le recyclage en boucle ouverte (B2F, en vert) suivant 5 méthodes d'allocation des impacts à l'unité fonctionnelle (ici dans le contexte de la Lombardie) (SES : expansion du système ; CFF : Formule de l'Empreinte Circulaire ; CFF(N) : CFF avec facteur de qualité basé sur le nombre de boucles ; CFF(IV) : CFF avec facteur de qualité basé sur la viscosité intrinsèque ; CFF (Econ) : CFF avec facteur de qualité basé sur la valeur économique ; CFF(R1,R2=N Loops) : CFF avec une application aux boucles successive (Valentino 2017)

Lorsque l'on compare les impacts du recyclage en boucle fermée avec une application « classique » de la formule de l'Empreinte Circulaire, les impacts du recyclage en boucle ouverte sont inférieurs ou similaire au recyclage en boucle fermée. Lorsque la formule de l'Empreinte Circulaire est appliquée en prenant en compte les différentes boucles de recyclage (barre encadrée en rouge en Fig. 28), l'impact du recyclage en boucle ouverte devient majoritairement supérieur au recyclage en boucle fermée.

Un deuxième élément de modélisation testé par l'auteur est le choix du produit évité. Le produit évité considéré dans la modélisation de base est de la fibre de viscose, la production de fibres de polyéthylène n'étant pas disponible dans ecoinvent. Dans l'analyse de sensibilité, des granulats de polyéthylène sont choisis comme produits évités, la transformation des granulats en fibres étant exclue car également présente dans le recyclage des bouteilles en fibres. Dans ce cas, les résultats pour les trois catégories d'impact deviennent plus favorables pour le scénario en boucle fermée.

➤ Toniolo et al. (2013) : méthode de caractérisation des impacts

Cette étude compare les performances de deux barquettes en plastique (emballage alimentaire) produites à partir de bouteilles PET: l'une est une barquette multicouche, l'autre monocouche (Figure 19). L'étude suit une approche « Matière première » et définit l'unité fonctionnelle comme « 1 barquette avec opercule scellé pour de la viande tranchée et d'une capacité de 0,54 l ». Les boucles de valorisation sont très proches, mais la fin de vie des barquettes est ce qui diffère le plus entre les deux scénarios : la barquette multicouche n'est pas recyclable et est éliminée en fin de vie alors que la barquette monocouche est recyclée. Les impacts sont calculés suivant la méthode ReCiPe. La comparaison montre qu'il est préférable de recycler les bouteilles PET en barquette monocouche, malgré la nécessité d'ajouter des additifs. Ce résultat est majoritairement dû à la différence d'impact de la fin de vie entre les deux barquettes. Une analyse de sensibilité est menée sur la composition de la barquette monocouche, la méthode d'allocation des impacts le long de la chaîne, le scénario de fin de vie de la barquette multicouche et la méthode de caractérisation des impacts (en utilisant la méthode IMPACT 2002+ au lieu de ReCiPe). Seule la méthode de caractérisation des impacts

change les résultats pour quelques catégories d'impact : concernant les émissions de substances cancérogènes et le potentiel d'écotoxicité terrestre la barquette monocouche devient moins favorable que la barquette multicouche à cause de l'ajout d'additifs (composition des additifs et leur emballage contenant de l'aluminium). Pour les autres catégories d'impact, la barquette monocouche reste préférable à la barquette multicouche.

➤ **Zamani et al. (2015) : efficacité du recyclage**

Zamani et al. (2015) comparent trois boucles de valorisation de textiles coton et polyester en fin de vie : une boucle de repurposing en sacs, une boucle de recyclage par dissolution des fibres coton et récupération du polyester pour fabriquer du fil, et une boucle de recyclage du polyester pour fabriquer du fil et incinération de la cellulose (Fig. 29).

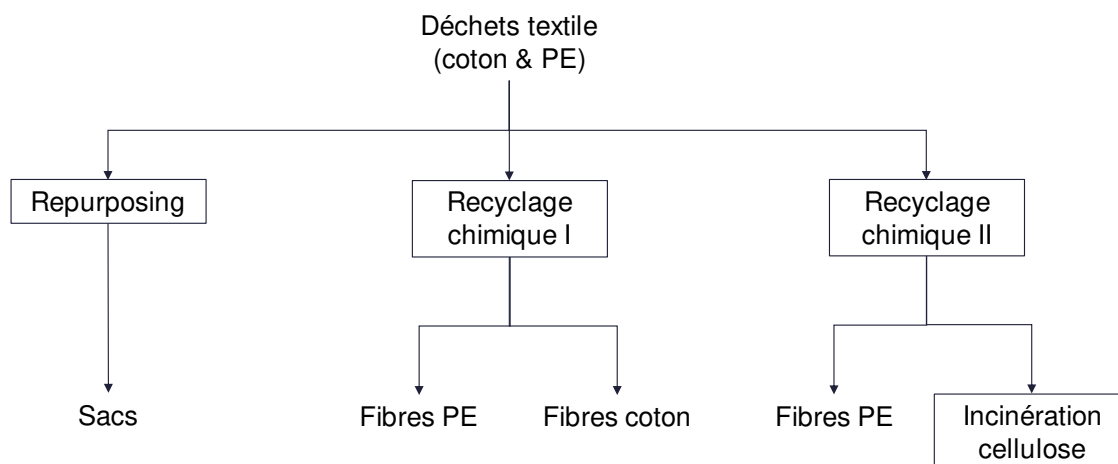


Figure 29 : Comparaison de trois boucles de valorisation de déchets textile (Zamani et al. 2015)

Les trois boucles sont également comparées à la valorisation énergétique (incinération) du textile. L'approche suivie est une approche « Déchet » et l'unité fonctionnelle est définie comme le traitement d'une tonne de textiles. Les auteurs considèrent deux catégories d'impact : l'impact sur le changement climatique et la consommation d'énergie primaire. L'ordre de préférence des scénarios est le suivant : repurposing, recyclage chimique I et recyclage chimique II. Pour toutes les boucles, la production évitée de matière vierge est le principal contributeur. Cinq paramètres sont sujets à une analyse de sensibilité : l'efficacité de chacune des boucles de valorisation, les distances de transport, le choix du produit évité, le mix énergétique et la composition des textiles entrants. Le paramètre changeant les résultats est l'efficacité des procédés de valorisation, qui varie comme suit pour les différents scénarios :

- Repurposing : l'efficacité de la valorisation varie entre 15 et 85%, et le taux de perte du coton dans le procédé de production évité du coton varie entre 5 et 35%.
- Recyclage I : le rendement du procédé varie entre 50 et 95% et le taux de perte du coton dans le procédé de production évité du coton varie entre 5 et 35%.
- Recyclage II : le rendement du procédé varie entre 50 et 100%.

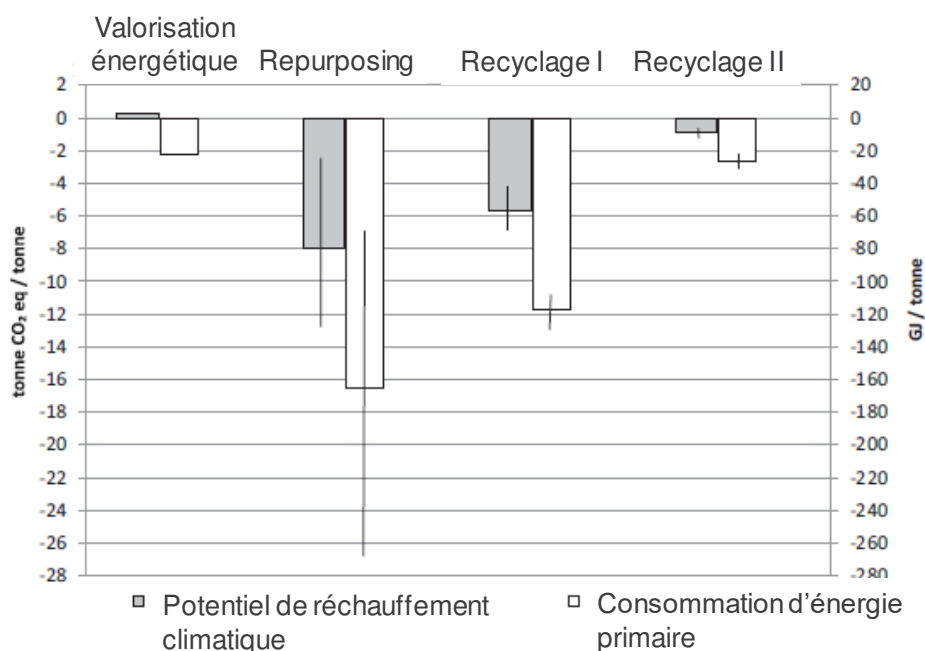


Figure 30 : Comparaison des performances environnementales de la valorisation énergétique et des trois boucles de valorisation de textiles en fin de vie (Zamani et al. 2015). Les barres d'erreur sont basées sur les rendements des procédés de valorisation.

La variation du rendement du repurposing montre qu'il change les résultats quant à la préférence du repurposing par rapport au procédé de Recyclage I. Cette variation est importante car le rendement de la production de sacs à partir de déchets textiles est sujet à une incertitude élevée, dû au manque de données pour ce procédé. Ce rendement est principalement dépendant de la qualité des textiles pour leur réutilisation en sacs, qualité qui varie selon les flux et en fonction du temps. Cette analyse met en évidence l'importance de connaître la composition du flux entrant dans le procédé de valorisation, ou si une variabilité persiste, d'en analyser les conséquences sur les résultats.

➤ Lawler et al. (2015) : distances de transport et durée de deuxième vie

Lawler et al. (2015) comparent 7 scénarios de fin de vie de membranes à osmose inverse utilisées pour le dessalement d'eau de mer : enfouissement, trois voies de valorisation énergétique (incinération; production de syngas; utilisation dans un four à arc électrique) et trois boucles (repurposing comme membrane à osmose inverse pour traitement d'eau saumâtre dure, repurposing comme membrane pour ultrafiltration et recyclage du plastique (60% du poids total, reste envoyé à l'enfouissement)). L'unité fonctionnelle considérée est « une membrane à osmose inverse standard (composite à couche mince type FT-30 avec couche active en polyamide (PA), une couche support en polysulfone (PSf) et une base polyester (PET)) ». La production de la membrane est incluse dans le périmètre de l'étude. Cependant, les résultats de l'ACV pour les étapes de production et de fin de vie sont présentés séparément. Les impacts de la fin de vie sont donc équivalents à ceux d'une ACV « déchet ». Les catégories d'impact de la méthode ReCiPe sont considérées.

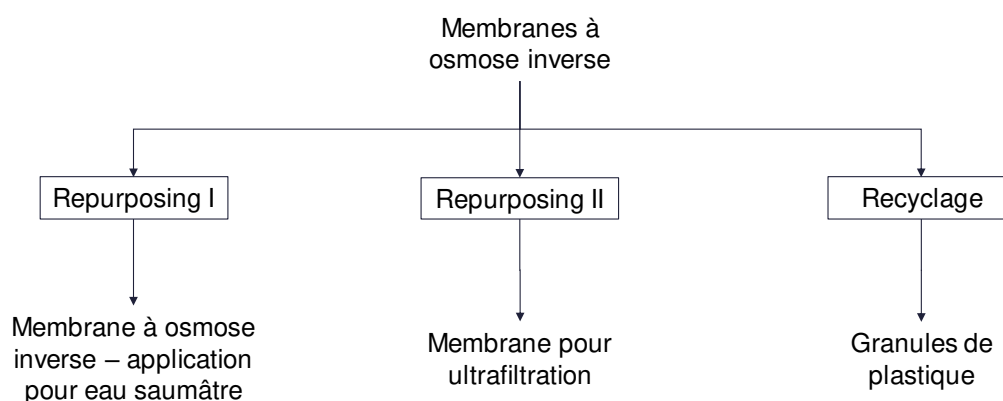


Figure 31 : Boucles de l'économie circulaire valorisation des membranes à osmose inverse dans Lawler et al. (2015)

Le repurposing de la membrane à osmose inverse pour une application de traitement d'eau saumâtre (repurposing I) est préférable aux autres scénarios. Viennent ensuite : le repurposing de la membrane en membrane d'ultrafiltration, puis le recyclage.

Les auteurs ont ensuite fait varier la distance de transport des membranes réemployées et réutilisées, et la durée de deuxième vie des membranes. Tant que les durées de vie sont les mêmes, le repurposing I reste moins impactant que le repurposing II (Fig. 31). Par contre, si la durée de vie de la membrane après repurposing I est plus faible que celle après repurposing II, le repurposing II devient moins impactant. De même, si la durée de deuxième vie des membranes est d'un an ou moins, le recyclage devient le scénario le moins impactant. Les auteurs font également varier les distances de transport de 0 à 5000 km, distances pouvant être parcourues dans le pays où l'étude est menée (Australie). Le recyclage ne devient avantageux par rapport au repurposing II que si la distance de transport est supérieure à 3000 km.

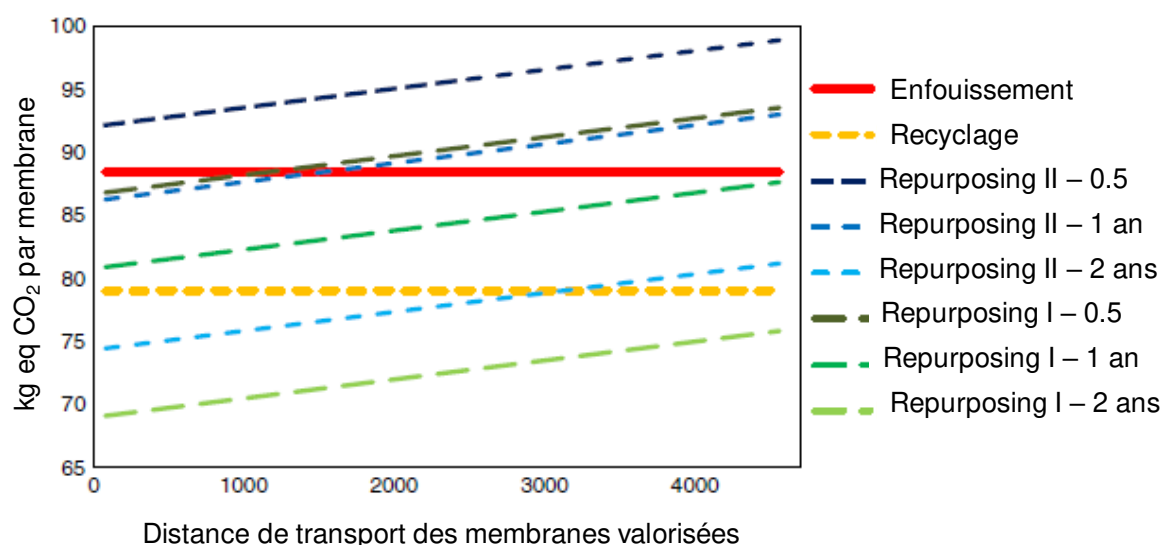


Figure 32 : Impact sur le changement climatique des trois boucles de valorisation des membranes à osmose inverse (repurposing I, repurposing II et recyclage) et de leur enfouissement en fonction de leur durée de deuxième vie et des distances de transport (Lawler et al. 2015).

➤ Four Elements Consulting (2014) : mode d'utilisation du produit recyclé

Comme décrit en section 2.2, l'étude de Four Elements Consulting (2014) compare deux systèmes :

- La production de toners neufs à partir de matière vierge, collectés à leur fin de vie via le programme HP Planet Partners Return and Recycling et recyclés en nouveaux toners.
- Le reconditionnement des toners obsolètes en nouveaux toners, eux-mêmes en partie reconditionnés en fin de vie et en partie envoyés pour recyclage, incinération et enfouissement.

L'étude conclut que l'utilisation d'un nouveau toner suivie de son recyclage est moins impactant que le reconditionnement suivi d'un autre reconditionnement. La raison principale est la qualité d'impression des toners reconditionnés, plus faible que les toners neufs et nécessitant davantage de papier pour arriver à la qualité désirée. Les auteurs font varier cinq paramètres dans l'analyse de sensibilité : le scénario de fin de vie des toners HP et reconditionnés, le nombre d'éléments remplacés dans les toners reconditionnés, la localisation du site de reconditionnement, le taux d'élimination/recyclage des toners reconditionnés et l'objectif d'utilisation des toners. Ce dernier correspond à la fonction pour laquelle les toners sont utilisés : pour un usage interne (qualité d'impression tolérée moindre) ou externe (bonne qualité d'impression requise). Dans l'analyse de sensibilité, deux scénarios sont testés : une impression pour un usage externe uniquement et une impression pour un usage interne uniquement. Dans ce cas, la comparaison résulte en un impact plus faible pour le toner reconditionné

par rapport au toner neuf qui est recyclé par la suite. Ce paramètre est le seul paramètre de l'analyse de sensibilité qui change la préférence d'un scénario par rapport à l'autre.

➤ **Deloitte (2018) : Efficacité du recyclage, distances de transport et nombre de boucles**

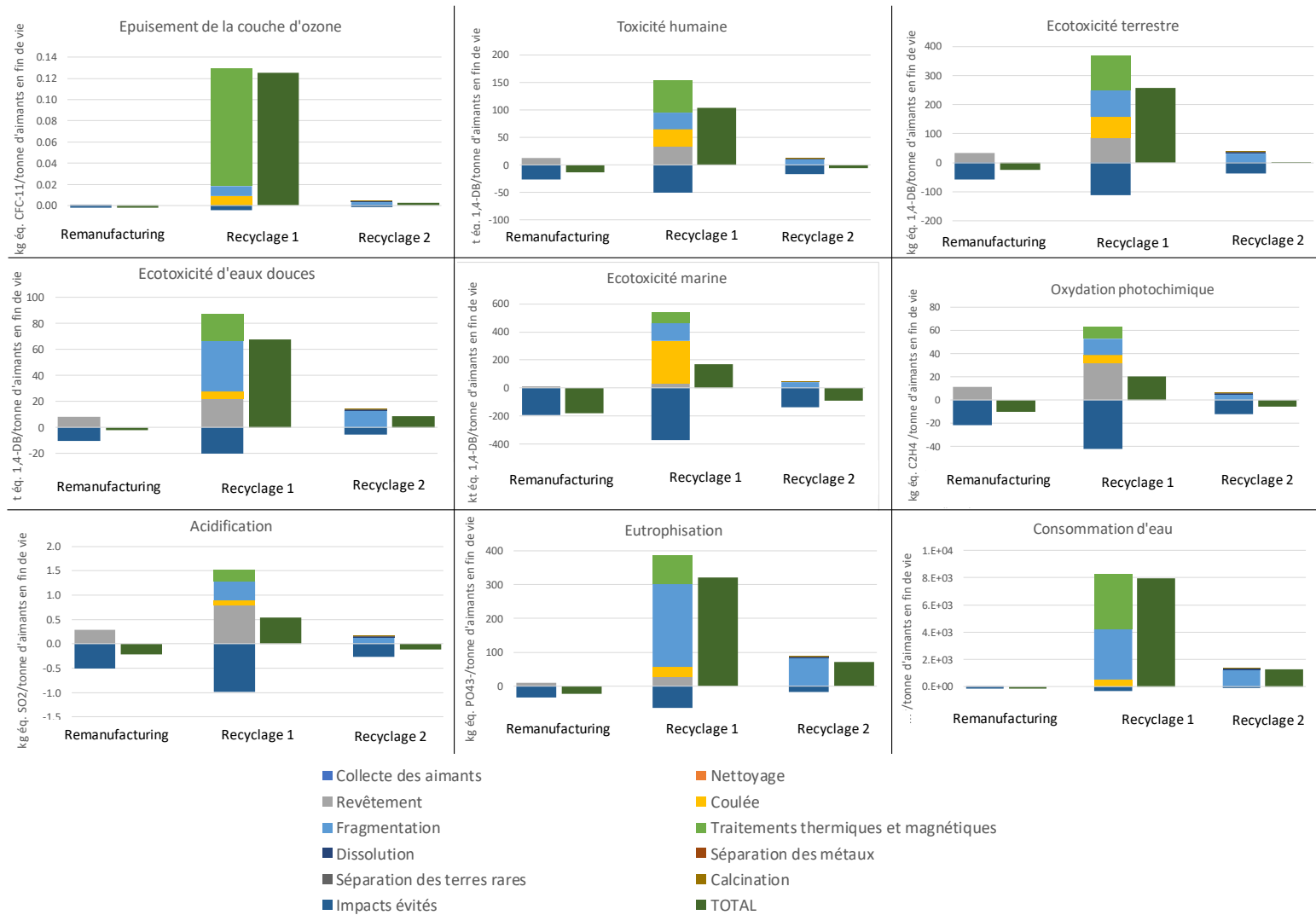
L'étude de Deloitte (2018) analyse l'impact environnemental de 7 systèmes de réemploi de bouteilles en verres et les compare avec le système de gestion actuel dans lequel les bouteilles sont majoritairement recyclées et en partie éliminées. Pour 6 systèmes, le réemploi est plus favorable que le système actuel. Pour un cas, le réemploi et le système actuel sont équivalents. Les 7 systèmes étant similaires et ne variant que par quelques spécificités telles que les distances de transport propres aux entreprises concernées, la composition des bouchons ou le taux de retour des bouteilles, les auteurs présentent dans les conclusions de l'étude les leçons des analyses de sensibilité comme pouvant être généralisées à tous les systèmes.

Au-delà d'un certain seuil, le nombre de boucles de réemploi des bouteilles est un paramètre qui change les résultats de tous les systèmes pour lesquels ce paramètre est testé. Par exemple, pour le système de l'entreprise « J'aime mes bouteilles » pour lequel les systèmes de réemploi et actuels ont été estimés équivalents, si le nombre d'utilisations des bouteilles passe de 1,14 à 2, le système avec réemploi devient avantageux pour 5 catégories d'impacts sur 8. Pour les autres systèmes, les catégories d'impact révélant des résultats similaires au système actuel deviennent plus favorables pour le réemploi lorsque le taux de réemploi augmente.

Les auteurs ont également fait varier les distances de transport pour certains systèmes, conjointement au taux de réemploi. Cette analyse montre que le nombre d'utilisations « seuil » au-delà duquel le système avec réemploi est plus performant que le système actuel dépend des distances de transport propres au système avec réemploi mais aussi de la distance conditionnement-magasin : plus les distances sont importantes, plus le nombre d'utilisations doit être important pour compenser les impacts environnementaux du transport.

Le dernier paramètre testé et changeant les résultats est la consommation d'eau pour le système de réemploi. Ce paramètre a été testé pour le système de l'entreprise Coat Albret, dont la performance environnementale avait été évaluée similaire au système avec recyclage. Lorsque la consommation d'eau est optimisée, l'impact du système de réemploi devient significativement inférieur à celui du système avec recyclage.

Annexe 2 : Résultats de l'ACV comparative des 3 voies de valorisation des aimants permanents en fin de vie pour les 9 autres catégories d'impact



6. Références

- Aliapur. 2010. "Analyse Du Cycle de Vie Pour 9 Voies de Valorisation Des Pneus Usagés Non Réutilisables. Document de Référence. Publication Juin 2010. R&D Aliapur."
- Bailey, Gwendolyn, P. James Joyce, Dieuwertje Schrijvers, Rita Schulze, Anne Marie Sylvestre, Benjamin Sprecher, Ehsan Vahidi, Wim Dewulf, and Karel Van Acker. 2020. "Review and New Life Cycle Assessment for Rare Earth Production from Bastnäsité, Ion Adsorption Clays and Lateritic Monazite." *Resources, Conservation and Recycling* 155 (April): 104675. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2019.104675>.
- Bakker, Conny, Feng Wang, Jaco Huisman, and Marcel den Hollander. 2014. "Products That Go Round: Exploring Product Life Extension through Design." *Journal of Cleaner Production* 69 (April): 10–16. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.01.028>.
- Bauer, Tom. 2018. "Concevoir Un Produit Pour Plusieurs Vies : Propositions Pour La Conception et l'évaluation Environnementale de Solutions En Cascade. Sciences de l'ingénieur [Physics]. Université Grenoble Alpes, 2018. Français."
- Baxter, John. 2019. "Systematic Environmental Assessment of End-of-Life Pathways for Domestic Refrigerators." *Journal of Cleaner Production* 208 (January): 612–20. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.10.173>.
- Bensadoun, Farida, Bart Vanderfeesten, Ignaas Verpoest, Aart W. Van Vuure, and Karel Van Acker. 2016. "Environmental Impact Assessment of End of Life Options for Flax-MAPP Composites." *Industrial Crops and Products* 94 (December): 327–41. <https://doi.org/10.1016/J.INDCROP.2016.09.006>.
- Berge, Axel, Bijan Adl-Zarrabi, and Carl-Eric Hagentoft. 2015. "Assessing the Thermal Performance of District Heating Twin Pipes with Vacuum Insulation Panels." *Energy Procedia* 78 (November): 382–87. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2015.11.678>.
- Bernstad, A., and J. la Cour Jansen. 2012. "Review of Comparative LCAs of Food Waste Management Systems – Current Status and Potential Improvements." *Waste Management* 32 (12): 2439–55. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2012.07.023>.
- Bigum, Marianne, Line Brogaard, and Thomas H. Christensen. 2012. "Metal Recovery from High-Grade WEEE: A Life Cycle Assessment." *Journal of Hazardous Materials* 207–208 (March): 8–14. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2011.10.001>.
- Chong, Wai K., and Christopher Hermreck. 2010. "Understanding Transportation Energy and Technical Metabolism of Construction Waste Recycling." *Resources, Conservation and Recycling* 54 (9): 579–90. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2009.10.015>.
- Cleary, Julian. 2009. "Life Cycle Assessments of Municipal Solid Waste Management Systems: A Comparative Analysis of Selected Peer-Reviewed Literature." *Environment International* 35 (8): 1256–66. <https://doi.org/10.1016/J.ENVINT.2009.07.009>.
- Dahlbo, Helena, Kristiina Aalto, Hanna Eskelinen, and Hanna Salmenperä. 2017. "Increasing Textile Circulation—Consequences and Requirements." *Sustainable Production and Consumption* 9 (January): 44–57. <https://doi.org/10.1016/J.SPC.2016.06.005>.
- Deloitte. 2018. "Rapport ADEME - Analyse Du Cycle de Vie de Dispositifs de Réemploi Ou Réutilisation (B to C) d'emballages Ménagers En Verre."
- Deloitte Développement Durable, Katherine SALÈS, Lorna LUCET, Radia BENHALLAM, ADEME, and Eric LECOINTRE. 2017. "Rapport Annuel de l'Observatoire Des Véhicules Hors d'Usage – Données 2015."
- Deloitte, and Gingko 21. 2018. "Applications Multiples En ACV: Aspects Méthodologiques et Exemple Du Calcul Des Impacts Environnementaux Des Batteries Bénéficiant d'une Seconde Vie. Rapport Final. Février 2018. Etude ScoreLCA N° 2017-04."
- Ekvall, Tomas, Getachew Assefa, Anna Björklund, Ola Eriksson, and Göran Finnveden. 2007. "What Life-Cycle Assessment Does and Does Not Do in Assessments of Waste Management." *Waste Management* 27 (8): 989–96. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2007.02.015>.
- Ellen MacArthur Foundation. 2015. "Towards a Circular Economy: Business Rationale for an Accelerated Transition."
- Eriksson, Mattias, Ingrid Strid, and Per-Anders Hansson. 2015. "Carbon Footprint of Food Waste Management Options in the Waste Hierarchy – a Swedish Case Study." *Journal of Cleaner Production* 93 (April): 115–25. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2015.01.026>.
- European Commission. n.d. "Guidance on the Interpretation of the Term Backfilling." <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/342366/4953052/Guidance-on-Backfilling.pdf/c18d330c-97f2-4f8c-badd-ba446491b47e>.
- . 2008. "Waste Framework Directive - Directive 2008/98/EC." *Journal Officiel de l'Union Européenne*.

- Ewijk, S. Van, and J.A. Stegemann. 2016. "Limitations of the Waste Hierarchy for Achieving Absolute Reductions in Material Throughput." *Journal of Cleaner Production* 132 (September): 122–28. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.11.051>.
- Fortuna, Lorena M., and Vasil Diyamandoglu. 2017. "Optimization of Greenhouse Gas Emissions in Second-Hand Consumer Product Recovery through Reuse Platforms." *Waste Management* 66 (August): 178–89. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2017.04.032>.
- Four Elements Consulting. 2014. "Life Cycle Environmental Impact Study for Europe - HP LaserJet Toner Cartridges vs Remanufactured Cartridges." <http://h20195.www2.hp.com/V2/getpdf.aspx/c05379673.pdf>.
- Gharfalkar, Mangesh, Zulfikur Ali, and Graham Hillier. 2016. "Clarifying the Disagreements on Various Reuse Options: Repair, Recondition, Refurbish and Remanufacture." *Waste Management & Research* 34 (10): 995–1005. <https://doi.org/10.1177/0734242X16628981>.
- Gu, Fu, Jianfeng Guo, Wujie Zhang, Peter A. Summers, and Philip Hall. 2017. "From Waste Plastics to Industrial Raw Materials: A Life Cycle Assessment of Mechanical Plastic Recycling Practice Based on a Real-World Case Study." *Science of The Total Environment* 601–602 (December): 1192–1207. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.05.278>.
- Ijomah, W.L., G.P. Hammond, S.J. Childe, and C.A. McMahon. 2005. "A Robust Description and Tool for Remanufacturing: A Resource and Energy Recovery Strategy." *Co Design 2005. Proceedings of the Fourth International Symposium on Environmentally Conscious Design and Inverse Manufacturing*, 8.
- Joint Research Centre. 2010. "ILCD Handbook. General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance. First Edition."
- Kachacha, Christina, Assaad Zoughaibb, and Cong Toan Tranc. 2019. "A Methodology to Design Flexible Heat Recovery in Industrial Parks: Application to District Heating Supply." In *Proceedings of ECOS 2019 - The 32nd International Conference on Efficiency, Cost, Optimization, Simulation and Environmental Impact of Energy Systems*.
- King, A.M., S.C. Burgess, W. Ijomah, and C.A. McMahon. 2006. "Reducing Waste: Repair, Recondition, Remanufacture or Recycle?" *Sustainable Development* 14 (4): 257–67.
- Klinglmair, Manfred, Serenella Sala, and Miguel Brandão. 2014. "Assessing Resource Depletion in LCA: A Review of Methods and Methodological Issues." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (3): 580–92.
- Lawler, Will, Juan Alvarez-Gaitan, Greg Leslie, and Pierre Le-Clech. 2015. "Comparative Life Cycle Assessment of End-of-Life Options for Reverse Osmosis Membranes." *Desalination* 357 (February): 45–54. <https://doi.org/10.1016/J.DESAL.2014.10.013>.
- Lazarevic, David, Emmanuelle Aoustin, Nicolas Buclet, and Nils Brandt. 2010. "Plastic Waste Management in the Context of a European Recycling Society: Comparing Results and Uncertainties in a Life Cycle Perspective." *Resources, Conservation and Recycling* 55 (2): 246–59. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2010.09.014>.
- Li, Wencho, Hongtao Bai, Jianfeng Yin, and He Xu. 2016. "Life Cycle Assessment of End-of-Life Vehicle Recycling Processes in China—Take Corolla Taxis for Example." *Journal of Cleaner Production* 117 (March): 176–87. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.01.025>.
- Lodetti, F., A. Hernandez, T. Gallone, and G. Vogel. 2017. "From Dream to Reality... Recycled Car Seat Fabric," 2017.
- Lu, Bin, Xiaolong Song, Jianxin Yang, and Dong Yang. 2017. "Comparison on End-of-Life Strategies of WEEE in China Based on LCA." *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 11 (5): 7. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0994-7>.
- Moigne, Rémy Le. 2018. *L'économie Circulaire - Stratégie Pour Un Monde Durable. 2è Édition*. Dunod.
- Morris, J., H.S. Matthews, and C. Morawski. 2011. "Review of LCAs on Organics Management Methods & Development of an Environmental Hierarchy. Prepared for: Alberta Environment, Edmonton, AB. February 2011."
- Niero, Monia, and Stig Irving Olsen. 2016. "Circular Economy: To Be or Not to Be in a Closed Product Loop? A Life Cycle Assessment of Aluminium Cans with Inclusion of Alloying Elements." *Resources, Conservation and Recycling* 114 (November): 18–31. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2016.06.023>.
- Oliver-Solà, Jordi, Xavier Gabarrell, and Joan Rieradevall. 2009. "Environmental Impacts of the Infrastructure for District Heating in Urban Neighbourhoods." *Energy Policy* 37 (11): 4711–19. <https://doi.org/10.1016/J.ENPOL.2009.06.025>.
- Papapetrou, Michael, George Kosmadakis, Andrea Cipollina, Umberto La Commare, and Giorgio Micale. 2018. "Industrial Waste Heat: Estimation of the Technically Available Resource in the EU per Industrial Sector, Temperature Level and Country." *Applied Thermal Engineering* 138 (June): 207–16. <https://doi.org/10.1016/J.APPLTHERMALENG.2018.04.043>.

- Pfister, Stephan, Annette Koehler, and Stefanie Hellweg. 2009. "Assessing the Environmental Impacts of Freshwater Consumption in LCA." *Environmental Science & Technology* 43 (11): 4098–4104.
- Quantis, and Sofies. 2015. "Economie Circulaire : Concepts et Méthodes d'évaluation. Rapport Final. Octobre 2015. Etude ScoreLCA N° 2014-02."
- Richa, Kirti, Callie W. Babbitt, and Gabrielle Gaustad. 2017. "Eco- efficiency Analysis of a Lithium- ion Battery Waste Hierarchy Inspired by Circular Economy." *Journal of Industrial Ecology* 21 (3): 715–30.
- Sandin, Gustav, and Greg M. Peters. 2018. "Environmental Impact of Textile Reuse and Recycling – A Review." *Journal of Cleaner Production* 184 (May): 353–65. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.02.266>.
- Schmidt, Jannick H., Peter Holm, Anne Merrild, and Per Christensen. 2007. "Life Cycle Assessment of the Waste Hierarchy – A Danish Case Study on Waste Paper." *Waste Management* 27 (11): 1519–30. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2006.09.004>.
- Sfez, Sophie, Jo Dewulf, Wouter De Soete, Thomas Schaubroeck, Fabrice Mathieux, Dana Kralisch, and Steven De Meester. 2017. "Toward a Framework for Resource Efficiency Evaluation in Industry: Recommendations for Research and Innovation Projects." *Resources* 6 (1).
- Sfez, Sophie, Sophie Huysveld, and Jo Dewulf. 2018. "Environmental Impact Evaluation of the ReDesign Products. ReDesign Deliverable."
- Shen, Li, Ernst Worrell, and Martin K. Patel. 2010. "Open-Loop Recycling: A LCA Case Study of PET Bottle-to-Fibre Recycling." *Resources, Conservation and Recycling* 55 (1): 34–52. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2010.06.014>.
- Shigaki, Nobuyuki, Tomohiro Akiyama, and Fumitaka Tsukihashi. 2002. "Exergy Analysis of Steel Production Processes." *Materials Transactions* 43 (3).
- Six, L., F. Velghe, S. Verstichel, and S. De Meester. 2016. "Sustainability Considerations on the Valorization of Organic Waste." *Biotransformation of Agricultural Waste and By-Products*, January, 287–307. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803622-8.00011-2>.
- Sprecher, Benjamin, Yanping Xiao, Allan Walton, John Speight, Rex Harris, Rene Kleijn, Geert Visser, and Gert Jan Kramer. 2014. "Life Cycle Inventory of the Production of Rare Earths and the Subsequent Production of NdFeB Rare Earth Permanent Magnets." *Environmental Science & Technology* 48 (7): 3951–58.
- Szargut, J. 2005. "Exergy Method: Technical and Ecological Applications." Vol. 18: WIT Press.
- Toniolo, Sara, Anna Mazzi, Monia Niero, Filippo Zuliani, and Antonio Scipioni. 2013. "Comparative LCA to Evaluate How Much Recycling Is Environmentally Favourable for Food Packaging." *Resources, Conservation and Recycling* 77 (August): 61–68. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2013.06.003>.
- Valentino, Giulia. 2017. "Life Cycle Assessment of PET Bottles: Closed and Open Loop Recycling in Denmark and Lombardy Region. Thèse de Master. Politecnico Milano."
- Worrell, Ernst, and M.A. Reuter. 2014. *Handbook of Recycling: State-of-the-Art for Practitioners, Analysts, and Scientists*. 2014th ed. Elsevier.
- Zamani, Bahareh, Magdalena Svanström, Gregory Peters, and Tomas Rydberg. 2015. "A Carbon Footprint of Textile Recycling: A Case Study in Sweden." *Journal of Industrial Ecology* 19 (4): 676–87.
- Zink, Trevor, Frank Maker, Roland Geyer, Rajeevan Amirtharajah, and Venkatesh Akella. 2014. "Comparative Life Cycle Assessment of Smartphone Reuse: Repurposing vs. Refurbishment." *The International Journal of Life Cycle Assessment* 19 (5): 1099–1109. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0720-7>.
- Ziout, A., A. Azab, and M. Atwan. 2014. "A Holistic Approach for Decision on Selection of End-of-Life Products Recovery Options." *Journal of Cleaner Production* 65 (February): 497–516. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2013.10.001>.