

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX & EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

RAPPORT FINAL

Septembre 2019

Responsables scientifiques :

- **Dieuwertje SCHRIJVERS, Guido Sonnemann**

Université de Bordeaux, ISM, 351 cours de la libération,
33405 TALENCE cedex



- **Mathilde FIORLETTA**

Vertech Group, 11 Rue Défly, 06000 Nice



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, Impacts environnementaux et émissions environnementales évitées, 2019, 173 pages, n°2018-03.

- ✓ 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 – ENGIE ; Denis Le Boulch, Anne Grau – EDF ; Jean-paul Cazalets – Total ; Daniel Dunet, Jeanne Serre, Séverine Méhier – Veolia R&I ; Violaine Poulain, Yves Babian – Renault ; Anne-Laure Hettinger – ArcelorMittal ; Erwan Autret – ADEME ; Jade Garcia, Philippe Osset – SCORE LCA ;

RESUME

Les entreprises investissent dans des solutions pour diminuer les émissions de gaz à effet de serre (GES) ainsi que d'autres impacts environnementaux. Cependant, de tels bénéfices environnementaux, pouvant être évalués grâce à l'Analyse de cycle de Vie (ACV), ont souvent lieu au-delà des frontières de l'entreprise et l'industrie n'a pas nécessairement besoin d'être capable de quantifier sa contribution à de telles « émissions évitées ». D'autre part, en ACV, le recyclage ou la coproduction sont souvent modélisés par les « impacts évités » de routes de production alternatives. Ce rapport présente donc les différentes méthodes disponibles pour modéliser les « impacts évités » et les « émissions évitées » et évalue la différence entre ces concepts. En effet, plusieurs lignes directrices sont disponibles pour calculer les « émissions évitées », telles que la méthode QuantiGES de l'ADEME, la « Carbon Handprint », et les instructions de l'Institut de l'ACV japonais, ICCA & WBCSD et Entreprises pour l'Environnement. L'approche de l'ACV conséquentielle est également adaptée à une telle évaluation. Pour une analyse plus poussée des méthodes d'évaluation des émissions évitées, une approche attributionnelle suivant les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement est appliquée, puisque les instructions fournies sont largement acceptées par l'industrie française. Par ailleurs, l'ACV conséquentielle sera appliquée car l'approche est conseillée par le monde de la recherche pour ce genre de finalité.

Ces approches sont appliquées à la coproduction du platine et d'autres métaux à partir de minerais et au recyclage du polypropylène en fin de vie. Les principaux facteurs dans l'évaluation des impacts évités et des émissions évitées sont analysés, tels que l'utilisation cohérente des définitions et formulations du scénario de référence. En ACV attributionnelle, les « impacts évités » peuvent être calculés pour évaluer les différences d'impacts entre deux systèmes de produit, dont l'un est multifonctionnel. En ACV conséquentielle, les « impacts évités » sont intégrés à l'évaluation des « émissions évitées », car ils font partie des conséquences de la demande pour un produit ou de l'exécution d'une action évaluée par l'ACV. La communication des émissions évitées doit être cohérente avec les exigences de la norme ISO 14044 pour les résultats destinés à être utilisés dans des déclarations comparatives et doit subir une revue critique par un panel d'experts indépendant. D'autre part, il est recommandé de communiquer l'approche ACV appliquée – ce qui peut être facilité en utilisant une terminologie différente pour les « émissions évitées » calculées grâce à une perspective attributionnelle ou conséquentielle.

MOTS CLES

Analyse de Cycle de Vie, impacts évités, émissions évitées, multifonctionnalité, allocation, substitution

SUMMARY

Companies invest in solutions to decrease greenhouse gas (GHG) emissions and other environmental impacts. However, such environmental benefits often take place beyond the company's boundaries – which can be evaluated with a Life Cycle Assessment (LCA). There is a need from industry to be able to quantify their contribution to such “avoided emissions”. On the other hand, in LCA, recycling or coproduction is often modelled by the “avoided impacts” of alternative production routes. This report presents different methods that are available to model “avoided impacts” and “avoided emissions” and evaluates the difference between these concepts. There are several guidelines available to calculate “avoided emissions”, such as the QuantiGES method of ADEME, the Carbon Handprint, and guidance of the Institute of LCA Japan, ICCA & WBCSD, and Entreprises pour l'Environnement. Also, the consequential LCA approach is suitable for such an evaluation. For further testing of methods to assess avoided emissions, an attributional approach following the guidance of Entreprises pour l'Environnement is applied, as this guidance has broad coverage in the French industry. Furthermore, a consequential LCA is applied, as this method has been suggested by scientists for this purpose.

These approaches are applied to the coproduction of platinum and other metals from primary ores and the recycling of end-of-life polypropylene. Key factors in the evaluation of avoided impacts and avoided emissions are addressed, such as the consistent use of definitions and the formulation of the reference scenario. In an attributional LCA, “avoided impacts” can be calculated to evaluate the differences in impacts between two product systems, of which one is multifunctional. In a consequential LCA, “avoided impacts” are integrated into the evaluation of “avoided emissions”, as they are part of the consequences of the demand for a product or implementation of an action that is evaluated in the LCA. The

communication of avoided emissions should be consistent with requirements of ISO 14044 for results that are intended for use in comparative assertions and should undergo a critical review by an independent panel. Furthermore, it is recommended to communicate the applied LCA approach – which can be facilitated by using a different terminology for “avoided emissions” from an attributional and consequential perspective.

KEY WORDS

Life Cycle Assessment, avoided impacts, avoided emissions, multifunctionality, allocation, substitution

SOMMAIRE

1.	Introduction et objectifs	9
2.	Etape 1 : État de l'art	11
2.1.	Type 1	11
2.1.1.	Description conceptuelle du Type 1	11
2.1.2.	Lignes directrices mondiales	13
2.1.3.	Bonnes pratiques internationales de la communauté scientifique	18
2.1.4.	Description et analyse des différentes méthodes de calcul des impacts évités en ACV, et plus spécifiquement pour les GES.....	23
2.1.5.	Identification des points polémiques et des raisons (techniques ou autres) de ces polémiques.....	29
2.1.6.	Evaluation d'ensemble des méthodes de calcul des impacts évités et conclusions.....	30
2.2.	Type 2.....	32
2.2.1.	Description conceptuelle du Type 2	32
2.2.2.	Lignes directrices mondiales	32
2.2.3.	Bonnes pratiques internationales de la communauté scientifique	34
2.2.4.	Description et analyse des différentes méthodes de calcul des émissions évitées en ACV, et plus spécifiquement pour les GES	35
2.2.5.	Identification des points polémiques et des raisons (techniques ou autres) de ces polémiques.....	51
2.2.6.	Evaluation d'ensemble des méthodes de calcul des émissions évitées et conclusions.....	53
2.3.	Conclusions	57
3.	Etape 2 : Etudes de cas.....	59
3.1.	Etude de cas 1 : Coproduction de métaux	59
3.1.1.	Approche attributionnelle – Extension et réduction du système	59
3.1.2.	Approche conséquentielle – méthode de substitution axée sur le marché	73
3.1.3.	Comparaison entre l'approche attributionnelle et conséquentielle.....	90
3.2.	Etude de cas 2 : Recyclage du polypropylène	92
3.2.1.	Approche attributionnelle - recommandations d'Epe.....	92
3.2.2.	Approche conséquentielle – méthode de substitution axée sur le marché	99
3.2.3.	Comparaison entre l'approche attributionnelle et conséquentielle.....	123
3.3.	Analyse conceptuelle du Type 1 et 2	125

3.3.1.	Approche attributionnelle	126
3.3.2.	Approche conséquentielle	128
4.	Etape 3 : Recommandations	128
4.1.	Exigences des normes en vigueur	128
4.1.1.	Exigences pour le reporting de résultats avec utilisation envisagée dans des déclarations comparatives.....	128
4.1.2.	Vérification des Technologies Environnementales.....	139
4.1.3.	Principes directeurs pour le développement et l'utilisation d'étiquettes et déclarations environnementales.....	145
4.2.	Recommandations pratiques pour le calcul et la communication des impacts et/ou émissions évités	149
4.2.1.	Recommandations pour évaluer les « émissions évitées »	149
4.2.2.	Recommandations pour communiquer et interpréter les « émissions évitées ».....	152
5.	Conclusions	160
6.	Références.....	162
	Annexe	170
	ACV attributionnelle et conséquentielle	170
	Objectif et champ des ACV conséquentielles.....	171

GLOSSAIRE

Terme	Définition
ACV attributionnelle	Approche de modélisation du système avec laquelle les inputs et outputs sont attribués à l'unité fonctionnelle d'un système de produit en associant et/ou partageant les procédés unitaires du système selon une loi normative (Sonnemann & Vigon, 2011).
ACV conséquentielle	Approche de modélisation du système considérant que les activités d'un système de produit sont liées de telle manière qu'elles sont incluses dans le système de produit seulement si elles sont supposées changer suite à un changement de la demande pour l'unité fonctionnelle (Sonnemann & Vigon, 2011).
Allocation	Répartition de l'utilisation des ressources et des émissions d'un procédé multifonctionnel entre ses différents produits sortants (par ex : coproduits ou produits recyclés), selon des paramètres physiques ou économiques.
Approche cut-off	Approche d'allocation dans laquelle un coproduit, sous-produit, ou produit recyclé est considéré « burden-free ».
Coproduit dépendant	Un coproduit (un produit d'une production conjointe) pour lequel un changement de la demande n'affectera pas le volume de production du procédé unitaire de coproduction (d'après Weidema et al. (2009)).
Coproduit déterminant	« <i>Un coproduit (un produit d'une production conjointe) pour lequel un changement de la demande affectera le volume de production du procédé unitaire de coproduction</i> » (Bo P. Weidema et al., 2009).
Demande contrainte	Situation dans laquelle l'offre additionnelle pour un produit ne mène pas à une utilisation additionnelle de ce produit, ex : car il y a un surplus.
Emissions évitées (ici Type 2)	Bénéfices environnementaux générés par la mise en place d'une solution sur le marché. Les émissions évitées sont calculées pour une solution unique, dans une application donnée. Plus la solution est implémentée, plus les émissions sont évitées (Entreprises pour l'Environnement, 2018). Bien que les « émissions évitées » réfèrent aux impacts environnementaux évités calculés par l'Evaluation des Impacts du Cycle de Vie, le terme « émissions évitées » permet de faire la distinction entre les « impacts évités », communément utilisés pour désigner l'inventaire évité modélisé dans un système de produit multifonctionnel dans l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (voir la définition des « impacts évités »).
Emissions réduites	Diminution du bilan des émissions d'une entreprise, par exemple grâce à une amélioration du rendement. Une production augmentée de l'entreprise mène à des émissions augmentées (Entreprises pour l'Environnement, 2018).
Extension du système	Addition des fonctions d'un procédé multifonctionnel à l'unité fonctionnelle.
Fournisseurs marginaux	Fournisseurs les plus susceptibles de répondre à un changement de la demande.
Impacts évités (ici Type 1)	Impacts liés à la production alternative d'un produit déduits du système fournissant ce produit en tant que coproduit ou produit

	recyclé. Le calcul de ces impacts correspond à une étape intermédiaire de l'évaluation des impacts/bénéfices environnementaux totaux de l'unité fonctionnelle lors d'une ACV.
Offre contrainte	Situation dans laquelle la demande additionnelle pour un produit ne mène pas à une production additionnelle de ce produit, ex : parce que c'est un sous-produit.
Scénario/système d'analyse	Système étudié sur lequel est réalisé l'ACV.
Scénario/système de référence	Système utilisé comme référence lors d'une ACV comparative. Les « émissions évitées » sont calculées par rapport à ce système.
Sous-produit	Un coproduit dont les revenus ne sont pas nécessaires pour soutenir le processus de production. Un sous-produit est toujours un coproduit dépendant, mais un coproduit dépendant n'est pas nécessairement un sous-produit.
Substitution	Soustraction ou addition de procédés évités ou augmentés dus à l'offre ou à l'utilisation d'un coproduit ou d'un produit recyclé, respectivement.
Technologie marginale	Technologie la plus susceptible de répondre à une augmentation/diminution de la demande pour 1 unité de produit.
Utilisateur/consommateur marginal	Utilisateur le plus susceptible d'augmenter ou de diminuer son utilisation d'un produit.

1. Introduction et objectifs

Depuis le protocole de Kyoto, et avec une motivation renforcée liée à l'accord de Paris, les citoyens, les entreprises et les décideurs politiques s'engagent à diminuer les émissions de gaz à effet de serre (GES) – et les impacts environnementaux en général – des produits qu'ils utilisent et produisent. En particulier, les entreprises ont fait des efforts significatifs dans le développement de solutions innovantes avec des impacts environnementaux plus faibles, tels qu'avec le développement de technologies liées aux énergies renouvelables, à la mobilité bas-carbone, ou le développement de matériaux permettant la diminution des impacts environnementaux des technologies conventionnelles.

Quand un matériau innovant ou une technologie innovante paraît environnementalement bénéfique, il est intéressant de pouvoir communiquer ces bénéfices. Cela permet aux fabricants, aux consommateurs et aux décideurs politiques de choisir les matériaux et produits ou d'investir dans les procédés ayant une contribution bénéfique à la réduction des impacts environnementaux, en particulier concernant le changement climatique. Par conséquent, il existe un intérêt pour la quantification de la contribution potentielle des émissions évitées des matériaux, produits et actions. On peut définir les émissions évitées comme **les bénéfices environnementaux générés par la mise en place d'une solution sur le marché**, comme démontré sur la Figure 1. Il peut être compliqué de calculer les émissions évitées d'une solution fournie par une entreprise, en particulier si cette solution mène à des impacts environnementaux augmentés dans le périmètre de l'entreprise et obtient des bénéfices environnementaux seulement à d'autres étapes de son cycle de vie, comme par exemple lors de la distribution, de l'utilisation ou du traitement de fin de vie du produit. L'Analyse de Cycle de Vie est un outil approprié pour comparer deux solutions alternatives fournissant la même fonctionnalité, tout en considérant le cycle de vie complet du produit – comprenant l'extraction des matières premières, la production, la phase d'utilisation et les traitements de fin de vie du matériau. Particulièrement dans le domaine de l'écoconception – où les produits sont (re)conçus dans le but de diminuer leurs impacts environnementaux – il est important de prendre en compte le cycle de vie complet du produit. Cela permet d'informer le concepteur d'un potentiel déplacement des charges environnementales vers une autre étape du cycle de vie, par exemple de la phase de production à la phase d'utilisation du produit. Ce concept est notamment illustré sur la Figure 1, où une entreprise fabrique un produit (Produit A) avec de meilleures propriétés de matériau que la version précédente du produit. Cela mène à des impacts plus élevés lors de la production du produit (voir Figure 1), mais les bénéfices lors de la phase d'utilisation sont tellement élevés que si tout le cycle du produit est pris en compte, le produit est environnementalement bénéfique.

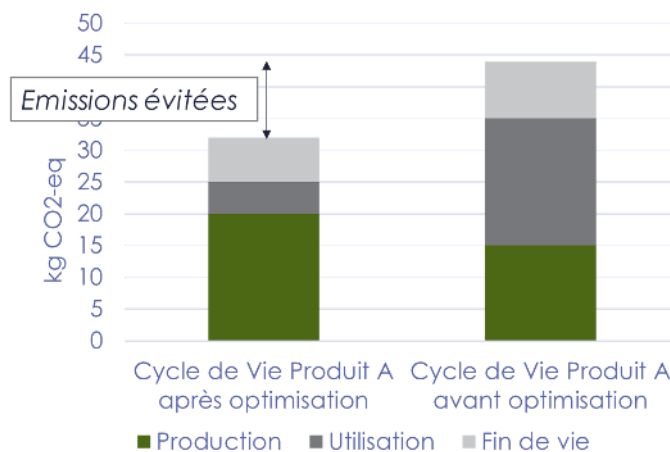


Figure 1 Calcul des « émissions évitées » du système optimisé du Produit A

Même si les émissions évitées évaluées par une ACV sont calculées pour la totalité du cycle de vie d'un produit, il est possible que les actions d'un acteur de la chaîne de valeur d'un produit mènent à des bénéfices environnementaux au-delà de cette chaîne de valeur. Un exemple serait la production d'un coproduit ou d'un sous-produit pouvant être utilisé dans un procédé d'une chaîne de valeur d'un produit complètement différent, présentant une alternative à l'utilisation de matériaux primaires.

Cela introduit le fait qu'il est possible de différencier **deux types de bénéfices environnementaux** pouvant avoir lieu au-delà des frontières *gate-to-gate* d'un acteur unique de la chaîne de valeur d'un produit :

- **Type 1** : appelé « impacts évités » dans ce document.

La coproduction d'un procédé multifonctionnel peut être environnementalement bénéfique comparé à la production des mêmes produits par des procédés monofonctionnels. Afin de rendre un procédé de production conjointe comparable à un procédé avec seulement un produit sortant, il est possible de considérer la voie de production alternative des coproduits comme des « impacts évités » en soustrayant l'inventaire du procédé monofonctionnel alternatif au procédé multifonctionnel. Les impacts évités de Type 1 sont illustrés sur la Figure 2.

- **Type 2** : appelé « émissions évitées » dans ce document.

L'action d'un acteur ou une solution proposée dans la chaîne de valeur d'un produit peut mener à une diminution des impacts environnementaux en aval de la chaîne de valeur du produit, comme par exemple avec la diminution des impacts lors de la phase d'utilisation ou de traitement du produit en fin de vie. La différence des impacts entre le système intégrant cette solution (système d'analyse) et un système de référence pourrait être considérée comme des « émissions évitées », comme illustré sur la Figure 1.

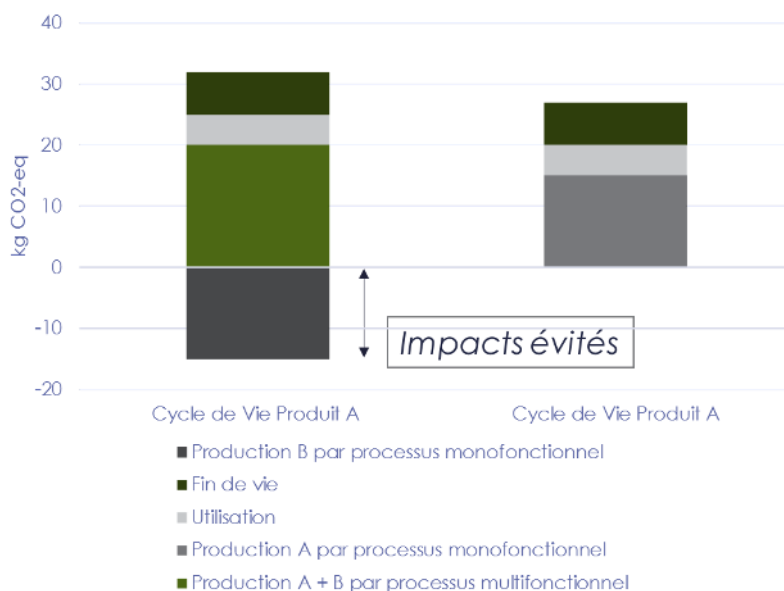


Figure 2 Modélisation des "impacts évités" de Type 1 dus à la coproduction des produits A et B. Les impacts du produit B via une route de production alternative sont calculés et soustraits (ou substitués) au système multifonctionnel. Les impacts sont "évités" par la production des Produits A et B via un procédé de production multifonctionnel.

Même si les « émissions évitées » en tant que flux élémentaires dans l'inventaire du cycle de vie sont également converties en « impacts évités » dans la phase de l'évaluation des impacts du cycle de vie, le terme « impacts évités » est plus communément utilisé pour indiquer les impacts environnementaux soustraits d'un système de produit, ou substitués, dû à la production d'un coproduit ou au recyclage. Le calcul des « impacts évités » représente donc une étape de calcul intermédiaire dans l'évaluation des impacts ou bénéfices environnementaux totaux d'un produit lors d'une ACV.

Le terme « émissions évitées » est utilisé dans ce document pour faire la distinction entre le Type 1 et le Type 2, car il est actuellement la référence la plus commune internationalement pour désigner les **bénéfices environnementaux nets** d'un **produit ou service**. Cependant, des travaux en cours dans les groupes de travail ISO pourraient résulter, dans un futur proche, en l'adoption d'une terminologie différente.

Ce projet a donc pour but de répondre à la question suivante : *Comment peut-on quantifier, communiquer et interpréter les impacts et émissions évités générés par un acteur dans la chaîne de valeur d'un produit ou d'un service ?* Dans le but de répondre à cette question, les objectifs suivants sont définis et permettront d'analyser les possibilités de calcul des impacts et émissions évités dans la chaîne de valeur d'un produit ou d'un service.

- Identifier et caractériser les approches possibles pour traiter des problématiques d'impacts et d'émissions évités. Pour le Type 1 comme pour le Type 2, des définitions claires seront établies et le cadre méthodologique existant sera précisé grâce à un état de l'art (Section 2) ;
- Illustrer différentes méthodes identifiées pour chaque type par des cas d'étude, (un cas de Type 1 et un cas de Type 2) (Section 3) ;
- Proposer des recommandations méthodologiques à suivre lors de la mise en œuvre de pratiques d'évaluation d'impacts/émissions évités, pour une filière donnée, un site industriel, un produit ou un service (Section 4).

2. Etape 1 : État de l'art

Dans cette section, les méthodes actuellement disponibles pour quantifier les « impacts évités » et « émissions évitées » générés par un acteur dans la chaîne de valeur d'un produit, service, ou procédé sont identifiées. Une recherche bibliographique est effectuée dans le but de couvrir l'ensemble des points méthodologiques associés aux méthodes d'impacts et d'émissions évités. Cette recherche est effectuée grâce à des bases d'articles scientifiques telles que ScienceDirect, Springer, Web of Science ou encore Taylor & Francis. Les articles et guides ciblés seront ceux concernant les méthodes d'allocation en Analyse de Cycle de Vie mais aussi les Analyses de Cycle de Vie complètes ayant fait usage des méthodes d'impacts ou d'émissions évités.

2.1. Type 1

2.1.1. DESCRIPTION CONCEPTUELLE DU TYPE 1

En ACV, le but est de calculer les impacts d'un produit particulier sur tout son cycle de vie ou en d'autres termes sur son système de produit. Si ce système de produit ne fournit pas seulement la fonction d'un produit mais aussi une ou plusieurs autres fonctions, ce système de produit est multifonctionnel. Cela peut être dû à un procédé de production impliquant des coproduits et/ou des sous-produits, un système de traitement des déchets traitant des flux de déchets hétérogènes, ou un procédé de recyclage – ou une combinaison de ceux-ci (Guinée, Heijungs, & Huppes, 2004).

Il y a plusieurs façons de calculer les impacts d'un produit unique provenant d'un système multifonctionnel sur tout son cycle de vie. La norme ISO 14044 (ISO, 2006b) fournit hiérarchiquement les solutions suivantes:

1. **Etape 1** : Lorsque cela est possible, l'allocation doit être évitée en :
 - a. Divisant le procédé unitaire à allouer en deux ou plus sous-procédés et collecter les données des intrants et extrants liés à ces sous-procédés, ou
 - b. Réalisant une extension du système de produit pour inclure les fonctions additionnelles liées aux coproduits [...]
2. **Etape 2** : Lorsque l'allocation ne peut être évitée, les intrants et extrants du système doivent être répartis entre ses différents produits ou fonctions de façon à refléter la relation physique fondamentale existante entre eux ; c.-à-d. qu'ils doivent refléter la manière dont les intrants et extrants sont affectés par des changements quantitatifs dans les produits ou fonctions livrés par le système.
3. **Etape 3** : Lorsque les relations physiques seules ne peuvent pas être établies ou utilisées en tant que base pour l'allocation, les intrants doivent être alloués entre les produits et fonctions

de manière à refléter les autres relations existantes entre eux. Par exemple, les données des intrants et extrants devraient être allouées entre les coproduits proportionnellement à la valeur économique de ceux-ci.

L'étape 1.a. de la hiérarchie ISO est en pratique rarement applicable, particulièrement dans le cas d'une « production conjointe ». La production conjointe concerne le type de coproduction ou de co-traitement de déchets où les taux de production ou de traitement ne peuvent pas varier (Frischknecht, 2000). Un exemple de production conjointe pourrait être la coproduction de chlore et d'hydroxyde de sodium : le volume de production d'hydroxyde de sodium ne peut pas augmenter sans que le volume de production de chlore augmente également. Le recyclage est aussi un cas de production conjointe car le volume de production du produit recyclé est naturellement déterminé par le volume de production du déchet recyclable.

Comme la subdivision d'un procédé multifonctionnel est souvent impossible, plusieurs professionnels de l'ACV évitent l'allocation (c.-à-d. la répartition des flux de l'inventaire entre les co-fonctions) grâce à l'étape 1.b. de la hiérarchie : l'extension du système. D'après la norme ISO 14044, l'extension du système peut être appliquée en incluant les fonctions additionnelles liées aux coproduits. Cette procédure est illustrée dans la norme ISO 14049 (ISO, 2012a). La Figure 3 montre un procédé multifonctionnel produisant le Produit A et le Produit B, alors qu'uniquement le Produit A est inclus dans l'unité fonctionnelle. Cette unité fonctionnelle pourrait être modifiée pour inclure aussi bien la production du Produit A que la production du Produit B, comme présenté sur la Figure 4. Les impacts environnementaux de ce système de produit multifonctionnel peuvent maintenant être évalués via la comparaison avec des procédés alternatifs fournissant le Produit A et le Produit B, tel qu'illustré sur la Figure 5, car les deux systèmes de produit de la Figure 4 et de la Figure 5 sont maintenant complètement équivalents.

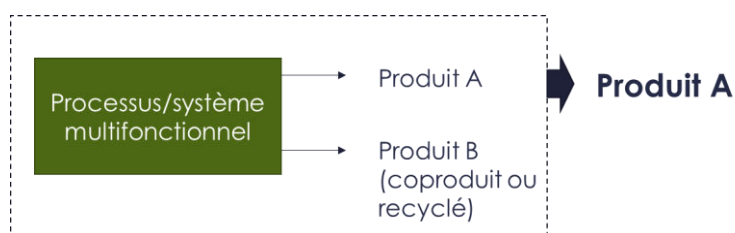


Figure 3 Production du Produit A et Produit B par un processus multifonctionnel.

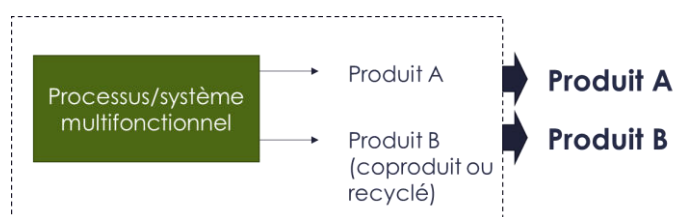


Figure 4 Extension du système dans lequel la production du Produit B est incluse dans l'unité fonctionnelle.

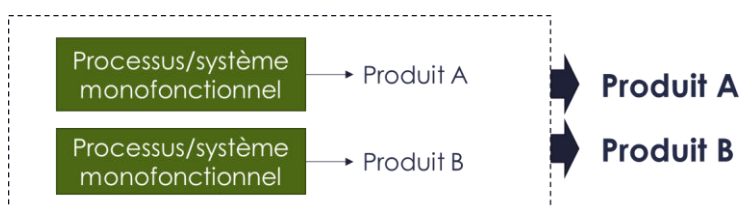


Figure 5 Système de produit alternatif fournissant le produit A et le produit B par des procédés de production monofonctionnels.

La Commission Européenne (European Commission, 2010) démontre que l'extension du système est mathématiquement équivalente à la « réduction du système » ou « substitution ». Avec la substitution,

la fonction du Produit B *n'est pas* ajoutée à l'unité fonctionnelle, mais les impacts liés à la production du Produit B via un procédé monofonctionnel sont soustraits au procédé multifonctionnel original (voir Figure 6). Les impacts soustraits se réfèrent ici aux « impacts évités » de Type 1, que l'on peut observer sur la Figure 2 (Section 1). La Figure 2 compare les impacts du cycle de vie du Produit A produit par voie multifonctionnelle avec ceux du Produit A produit par un processus monofonctionnel. La Figure 2 montre ainsi **que le calcul des « impacts évités » permet d'évaluer la performance environnementale d'un système de produit multifonctionnel.**

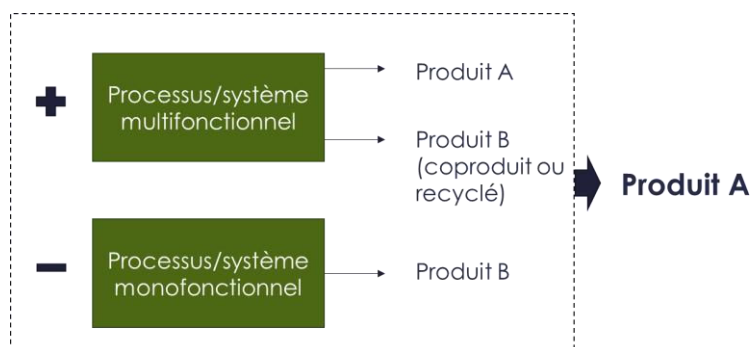


Figure 6 Application de la substitution, lorsque les impacts de la production monofonctionnelle du Produit B sont soustraits au système de produit multifonctionnel.

2.1.2. LIGNES DIRECTRICES MONDIALES

Plusieurs lignes directrices supportant l'évaluation des performances environnementales des produits ont été développées. (Dieuwerthje L Schrijvers, Loubet, & Sonnemann, 2016a) ont revu leurs recommandations sur la gestion des systèmes de produit multifonctionnels dus à la coproduction et au recyclage. L'analyse de (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016a) est résumée dans le Tableau 1.

Il semble que tous les documents ne recommandent pas d'appliquer l'extension du système pour résoudre les problèmes multifonctionnels, et la mesure dans laquelle l'extension du système (addition) ou la substitution (soustraction) sont recommandées est divergente. D'autre part, certains documents recommandent l'approche du « cut-off », qui considère que le matériau recyclé est sans charges environnementales et n'intègre pas les impacts évités dans les calculs (Dieuwerthje L Schrijvers, Loubet, & Sonnemann, 2016b). Le type de données recommandé pour appliquer l'extension du système varie. En effet, la norme ISO 14049 (ISO, 2012a) (qui fournit des instructions pratiques pour la norme ISO 14044) recommande d'utiliser des données marginales. Les données marginales reflètent la technologie la plus susceptible d'augmenter ou de diminuer sa production à cause du procédé multifonctionnel, ce qui suit une perspective conséquentielle comme décrit dans l'Annexe 1, où une introduction à l'approche attributionnelle est conséquentielle est présentée. Le guide UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Sonnemann & Vigon, 2011) conseille d'appliquer l'extension du système (avec l'utilisation de données marginales) seulement pour des ACV conséquentielles et non attributionnelles. Le ILCD Handbook (European Commission, 2010) recommande d'appliquer la substitution pour des ACV attributionnelles, en modélisant le procédé substitué par la technologie « moyenne », mais excluant la route de production multifonctionnelle. Dans les études conséquentielles, les données marginales sont recommandées pour la substitution (European Commission, 2010).

De la même façon que plusieurs autres documents, le Protocole GHG (WRI & WBCSD, 2011) fournit différentes recommandations pour la coproduction et le recyclage. Pour la coproduction, il est recommandé d'adapter l'unité fonctionnelle en incluant des co-fonctions, ou d'appliquer la substitution en utilisant des données moyennes si aucune donnée spécifique n'est disponible. Pour le recyclage, il est recommandé de suivre la « méthode d'approximation par boucle fermée », qui est synonyme de substitution, ainsi que la « méthode de recyclage en fin de vie ». En effet, le cycle de vie rendant le

matériau recyclé en fin de vie disponible pour d'autres utilisateurs modélise les impacts évités du matériau vierge substitué, comme présenté sur la Figure 7. Cette méthode est recommandée seulement lorsque les propriétés intrinsèques du matériau recyclé sont les mêmes que celles du matériau vierge entrant. Lorsque cela n'est pas le cas, ou – entres autres – s'il y a un surplus de matériau recyclé, l'approche du « cut-off » est recommandée.

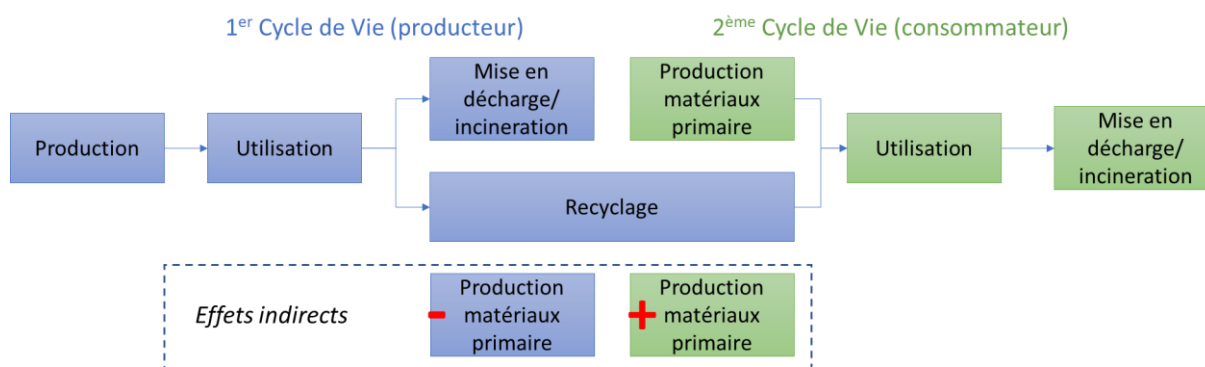


Figure 7 Représentation schématique de la « méthode de recyclage en fin de vie » (synonyme : « méthode des charges évitées »). Le producteur du matériau recyclé (1^{er} cycle) modélise le procédé de recyclage ainsi que les impacts évités de la production de matériau primaire. Le consommateur du matériau recyclé modélise une production augmentée de matériau primaire. Les procédés en bleu sont modélisés par le 1^{er} cycle de vie, et les procédés en vert sont modélisés par le 2^{ème} cycle de vie.

La Commission Européenne a proposé une méthode de substitution, via le guide PEF (Product Environmental Footprint Guide) : la méthode 50/50 (Figure 8). Selon cette méthode, les impacts augmentés et évités sont alloués entre le producteur et le consommateur du produit recyclé comme suit :

Producteur :

- Impacts augmentés (+) du procédé de recyclage à 50%
- Impacts augmentés (+) du traitement des déchets à 50%
- Impacts évités (-) de la production primaire à 50%

Consommateur :

- Impacts augmentés (+) du procédé de recyclage à 50%
- Impacts augmentés (+) de la production primaire à 50%
- Impacts évités (-) du traitement des déchets à 50%

Cette méthode a été lourdement critiquée par la communauté scientifique (Finkbeiner, 2013; Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016a; Bo P Weidema, 2013). Pour réponse, la Commission Européenne a proposé une nouvelle formule : la Formule de l'Empreinte Circulaire, intégrant certaines des critiques, comme le manque de considération de la demande du marché pour un matériau recyclé (Zampori, Pant, Schau, De Schrijver, & Galatola, 2016). Dans la Formule de l'Empreinte Circulaire, l'augmentation et l'évitement du traitement des déchets n'est plus modélisé. En plus, la répartition du procédé de recyclage et des impacts évités de la production primaire entre le 1^{er} et le 2^{ème} cycle de vie du produit est déterminée par un facteur d'allocation (établi par consensus entre la Commission et les secteurs de produits), pouvant varier entre 0.2 et 0.8 (Figure 9), comme suit :

Producteur :

- Impacts augmentés (+) du procédé de recyclage à 20%-80%
- Impacts évités (-) de la production primaire à 20%-80%

Consommateur :

- Impacts augmentés (+) du procédé de recyclage à 80%-20%
- Impacts augmentés (+) de la production primaire à 80%-20%

La Formule de l'Empreinte Circulaire pourrait donc être considérée comme une variante à la méthode de recyclage en fin de vie et à la méthode 50/50.

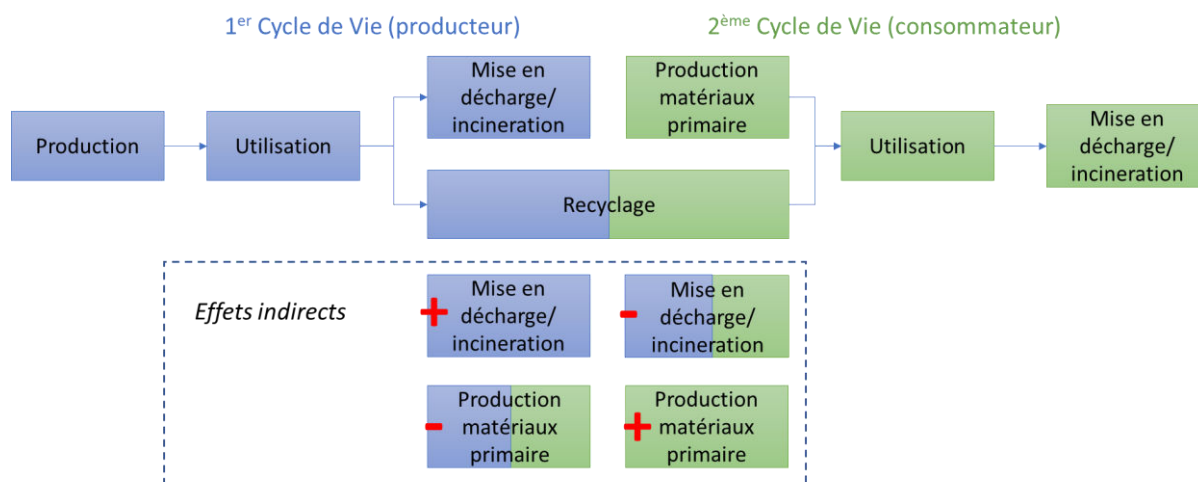


Figure 8 Représentation schématique de la « méthode 50/50 ». Les « plus » et les « moins » démontrent des impacts indirects augmentés (+) ou évités (-). Le producteur (1^{er} cycle de vie) et le consommateur (2^{ème} cycle de vie) du matériau recyclé modélisent le procédé de recyclage et la production évitée de matériau primaire ou le traitement des déchets évité à 50 %. Les procédés en bleu sont modélisés par le 1^{er} cycle de vie, et les procédés en verts sont modélisés par le 2^{ème} cycle de vie.

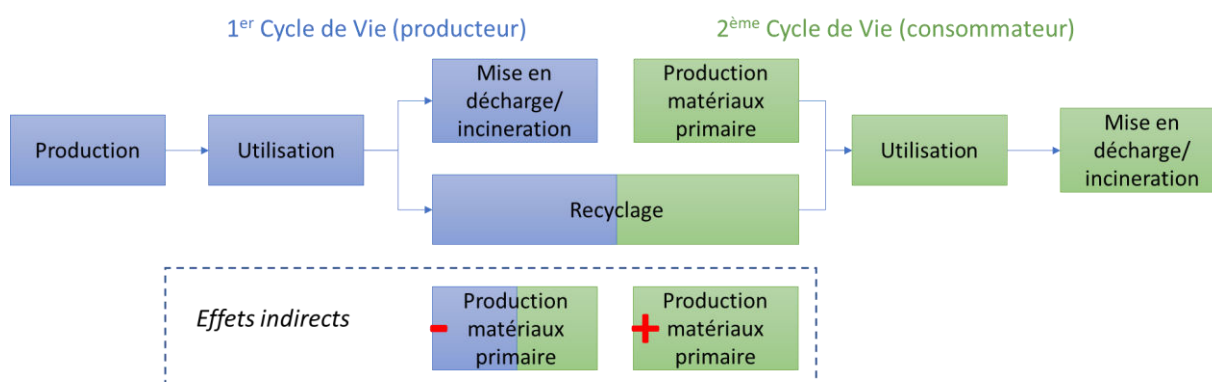


Figure 9 Représentation schématique de la « Formule de l'Empreinte Circulaire ». Les « plus » et les « moins » démontrent des impacts indirects augmentés (+) ou évités (-). Le facteur « A » (sur cette figure A = 0.5) indique le partage du procédé de recyclage et le partage des impacts évités de la production primaire modélisés par le producteur (1^{er} cycle de vie) et le consommateur (2^{ème} cycle de vie) du matériau recyclé. Le facteur « A » peut varier entre 0.2 et 0.8 et dépend de la situation du marché du matériau recyclé dans le secteur spécifique. Les procédés en bleu sont modélisés par le 1^{er} cycle de vie et les procédés en vert par le 2^{ème} cycle de vie.

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

Tableau 1 - Recommandations de gestion de la multifonctionnalité par les documents sélectionnés pour la-coproduction et le recyclage (D. Schrijvers, 2017; Dieuwertje L. Schrijvers et al., 2016b)

Document	Objectif du document	Coproduction	Recyclage
ISO 14044/ ISO/TR 14049 (ISO, 2006b, 2012a)	L'ISO 14044 fournit des critères et des lignes directrices pour mener une ACV. L'ISO 14049 fournit des instructions techniques additionnelles pour l'application des critères de l'ISO 14044.	- Extension du système (données marginales (ISO14049)) - Allocation	
ILCD Handbook (European Commission, 2010)	Proposition d'instructions pour l'application de l'ISO 14040 et 14044. Trois situations sont décrites correspondant à différents objectifs d'une ACV. Les instructions dépendent de la situation.	- Substitution (données moyennes en ACV attributionnelle, données marginales en ACV conséquentielle) - Allocation (ACV attributionnelle)	
Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - A Basis for Greener Processes and Products - UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (Sonnemann & Vigon, 2011)	Mise à disposition de conseils basés sur un consensus pour la collecte de données, la modélisation, l'agrégation et l'inclusion dans les bases de données.	- Allocation (ACV attributionnelle) - Substitution (données marginales, ACV conséquentielle)	
BPX30-323-0 (AFNOR, 2011)	Guide des "bonnes pratiques" pour calculer et communiquer les impacts environnementaux d'un produit au cours de son cycle de vie. Les communications environnementales doivent permettre la comparaison des impacts environnementaux entre les produits d'une même catégorie.	- Extension du système (addition) - Allocation	- Substitution (données moyennes)
PAS 2050 (BSI, 2011)	Mise à disposition d'une méthode cohérente pour quantifier les émissions de gaz à effets de serre des biens et des services.	- Substitution (données moyennes) - Allocation	- Substitution - Cut-off
GHG Protocol (WRI & WBCSD, 2011)	Proposition de normes basées sur un consensus entre les business, les organisations non-gouvernementales et les gouvernements pour comptabiliser et déclarer les émissions de gaz à effet de serre.	- Extension du système (addition, données moyennes) - Substitution (données moyennes) - Allocation	- Substitution (données moyennes) - Cut-off

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

Document	Objectif du document	Coproduction	Recyclage
EN 15804 (CEN, 2012)	Mise à disposition de règles de catégorie de produits (PCR) essentielles pour permettre le développement de déclarations environnementales (EPD) comparables de produits de construction, de services et de procédés.	- Allocation	- Cut-off - Substitution (Module D, données moyennes)
ISO/TS 14067 (ISO, 2013)	Proposition de critères pour la quantification et la communication de l'empreinte carbone de produits et services.	- Extension du système (données marginales (ISO14049)) - Allocation	- Substitution - Cut-off - Allocation
Product Environmental Footprint Guide (European Commission, 2013)	Présentation d'une « base commune pour mesurer et communiquer la performance environnementale » d'un bien ou d'un service (Galatola & Pant, 2014).	- Extension du système (addition) - Substitution (données marginales ou moyennes) - Allocation	- Substitution (données marginales ou moyennes)
EPD System (The International EPD® System, 2013)	Permet aux organisations de publier des informations environnementales concernant leurs produits en accord avec plusieurs normes ISO, telles que l'ISO 14025 et l'ISO/TS 14067.	- Allocation	- Cut-off - Allocation
Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry (Santero & Hendry, 2016)	Mise à disposition de conseils pour une approche harmonisée de l'ICV et de l'analyse d'impacts pour les métaux et l'industrie minière.	- Substitution - Allocation	- Substitution
Circular Footprint Formula (Zampori et al., 2016)	Mise à jour de la Formule de fin de vie (i.e. la méthode 50/50) pour le guide PEF (Product Environmental Footprint) (European Commission, 2013)	- N/A	- Substitution

2.1.3. BONNES PRATIQUES INTERNATIONALES DE LA COMMUNAUTE SCIENTIFIQUE

Dans le domaine scientifique, des stratégies similaires à celles des lignes directrices énoncées précédemment sont souvent adoptées. Ainsi, des méthodes ont été développées pour mieux calculer les impacts évités lors de la coproduction et le recyclage.

2.1.3.1. EXTENSION DU SYSTEME OU SUBSTITUTION

A partir d'une revue de la littérature scientifique, (D. Schrijvers, 2017) a développé un cadre aidant à développer une méthode adaptée à l'évaluation des impacts d'un système de produit multifonctionnel. Dans cette perspective, il y a une différence notable entre les ACV conséquentielles et attributionnelles (Pelletier, Ardente, Brandão, De Camillis, & Pennington, 2014; Sonnemann & Vigon, 2011). En plus de la différence entre une ACV conséquentielle et attributionnelle, (D. Schrijvers, 2017) a également distingué les ACV axées « procédé » des ACV axées « produit » (Azapagic & Clift, 1999). Les ACV axées « procédé » ont pour but d'évaluer la performance d'un procédé de production, d'un procédé de traitement des déchets, d'un procédé de recyclage ou même d'un site de production (D. Schrijvers, Tsang, Castells, & Sonnemann, 2018). Si le procédé a des extrants multiples, ils peuvent tous être intégrés à l'unité fonctionnelle, en appliquant l'extension du système. Une ACV axée « produit » a pour but d'évaluer l'impact d'un produit, pour informer par exemple les utilisateurs en aval de ce produit. L'extension du système par l'addition de coproduits n'est pas utile ici, car l'utilisateur en aval n'est pas intéressé par ces coproduits. A la place, l'allocation est recommandée en ACV attributionnelle et la substitution en ACV conséquentielle (Pelletier et al., 2014; D. Schrijvers, 2017; Sonnemann & Vigon, 2011). L'allocation correspond ici à la répartition de l'ICV aux différents coproduits suivant leur degré de responsabilité. La répartition peut être faite suivant des critères de masse, d'énergie, ou de valeur économique. Bien que non référencée dans l'ISO 14044, la méthode du « cut-off » est parfois recommandée dans des documents de référence. La méthode du « cut-off » peut être utilisée comme une simplification de la méthode de répartition des impacts (allocation), où 100 % des impacts sont attribués au produit principal et 0 % au sous-produit ou au produit recyclé (Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016b). Alternativement, la méthode du « cut-off » peut également être utilisée en tant que simplification de la méthode de substitution, sous l'hypothèse qu'il n'y a pas de conséquences importantes liées à la production ou à la consommation d'un coproduit ou d'un produit recyclé. Notons que l'extension du système ainsi que la substitution peuvent être toutes deux appliquées en ACV conséquentielle : l'intégration de coproduits à l'unité fonctionnelle empêche que les effets de la substitution sur la coproduction aient à être modélisés.

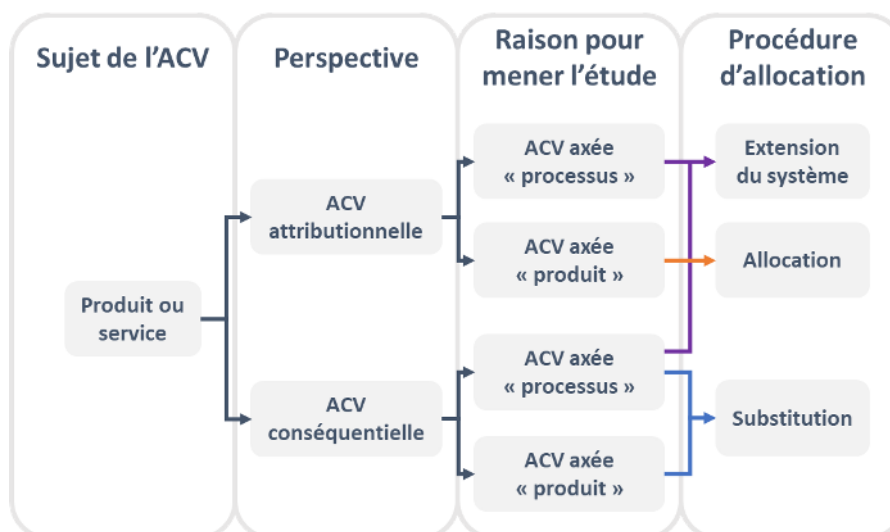


Figure 10 Cadre systématique pour l'allocation (D. Schrijvers, 2017), basé sur, entre autres, (Azapagic & Clift, 1999; Heijungs, 2013; Pelletier et al., 2014; Sonnemann & Vigon, 2011)

2.1.3.2. MODELISATION DES IMPACTS EVITES

En plus de la question de « quand » modéliser les impacts évités, « comment » les impacts devraient être modélisés est également largement discuté. (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016b) ont identifié trois méthodes de substitution souvent utilisées dans les ACV axées « produit » :

- La méthode de recyclage en fin de vie,
- La méthode *waste mining*,
- La méthode 50/50.

Ces méthodes peuvent être appliquées à des matériaux recyclés ainsi qu'à des coproduits, mais pour faciliter la lecture, nous ne nous référons maintenant qu'aux matériaux recyclés. La méthode de recyclage en fin de vie modélise les impacts évités dus au produit recyclé produit à la fin de vie, comme démontré sur la Figure 7. Seulement la production en matériau recyclé mène à des bénéfices et non l'utilisation.

L'utilisation d'un produit recyclé est modélisée par la production d'un produit primaire. La méthode *waste mining* modélise les impacts évités liés à l'utilisation d'un produit recyclé, comme démontré sur la Figure 11. Les impacts évités sont équivalents au traitement des déchets alternatif du matériau, qui est maintenant substitué.

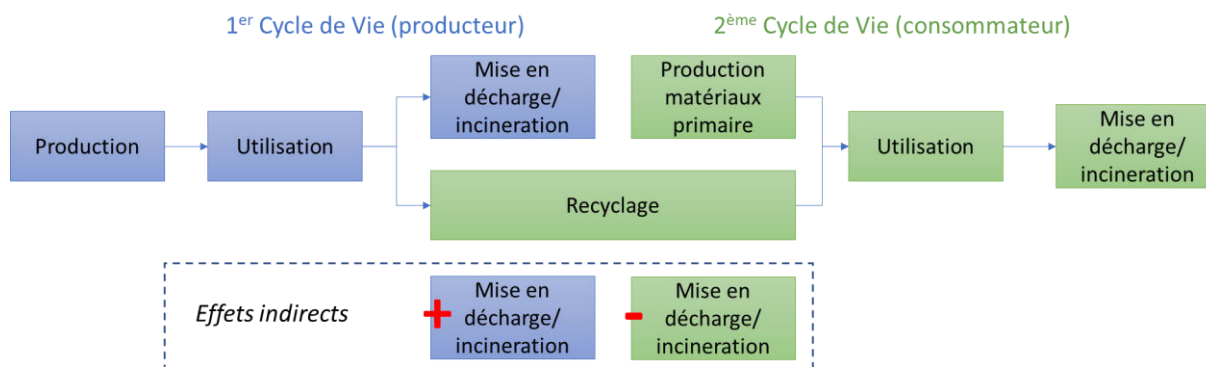


Figure 11 Représentation schématique de la méthode du « waste mining ». Les « plus » et les « moins » démontrent des impacts indirects augmentés (+) ou évités (-). Le producteur du matériau recyclé (1^{er} cycle de vie) modélise le traitement des déchets du matériau recyclé. Le consommateur du matériau recyclé modélise le procédé de recyclage et les impacts évités du traitement des déchets. Les procédés en bleu sont modélisés par le 1^{er} cycle de vie, et les procédés en vert sont modélisés par le 2^{ème} cycle de vie.

La méthode 50/50 modélise les deux effets de la méthode de recyclage en fin de vie et la méthode *waste mining* à 50% (Figure 8).

Certains produits ne sont pas traités en tant que déchets si la demande est trop faible mais plutôt stockés. C'est par exemple le cas de morceaux de ferraille recyclés produits en surplus (Johnson, McMillan, & Keoleian, 2013). Le stockage est aussi pertinent pour les métaux primaires produits en tant que sous-produits, et pour lesquels il existe un surplus comme par exemple pour les éléments terres rares tels que le cérium, le lanthane et le gadolinium (Binnemans et al., 2013; European Commission, 2014). Dans ce cas, la méthode *waste mining* et la méthode 50/50 ne modèleront pas le traitement des déchets (évitée) mais le stockage (évitée) (D. Schrijvers, 2017).

A cause de l'impact important de la substitution sur les résultats de l'ACV, (Vadenbo, Hellweg, & Astrup, 2016) soulignent l'importance de reporter clairement les informations et les hypothèses sur lesquelles la substitution est basée. Ils proposent une démarche de suivi comprenant tous les éléments qui devraient être considérés pour la quantification de la substitution (Figure 12). Dans ce cadre, (Vadenbo et al., 2016) soulignent également l'importance d'un taux de substitution basé sur le marché et d'une substituabilité basée sur les fonctionnalités techniques d'un produit.

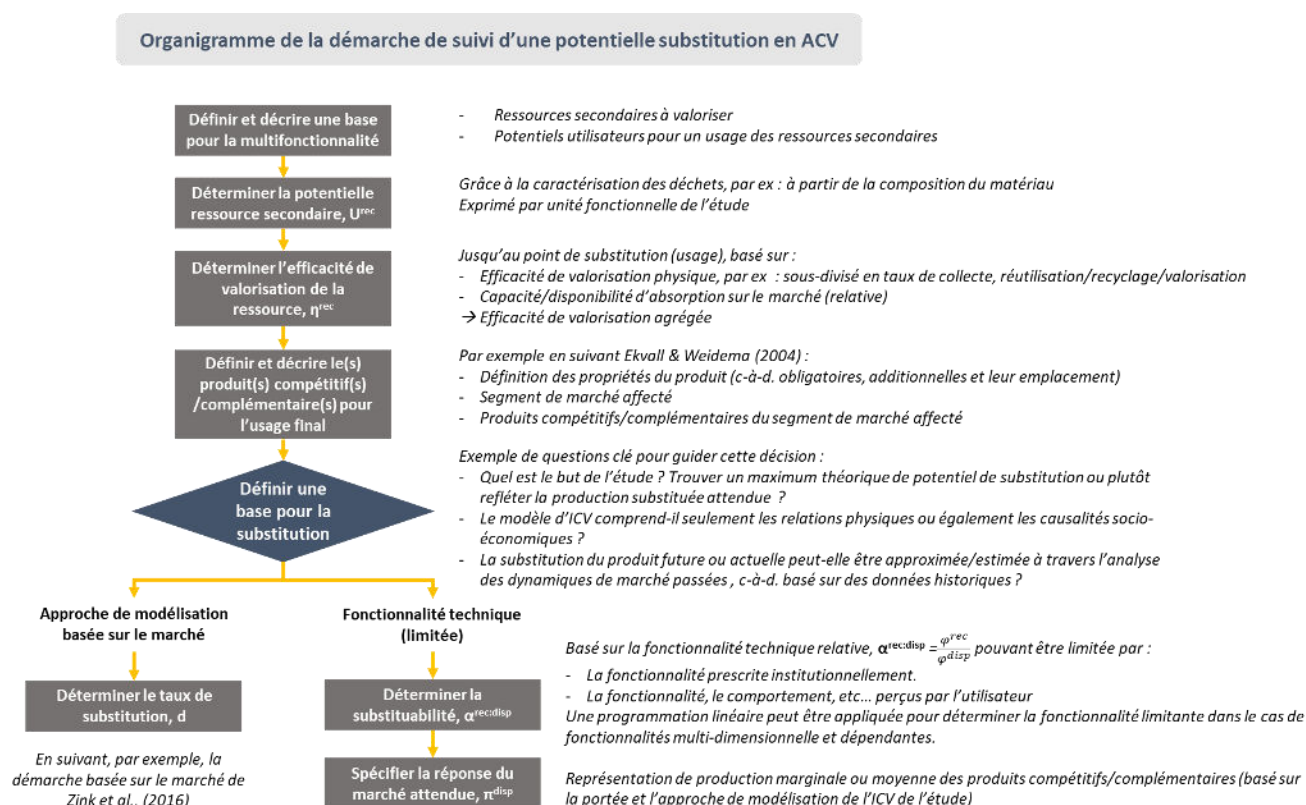


Figure 12 Démarche de suivi pour la substitution en ACV (Vadenbo et al., 2016)

En plus des trois méthodes de substitution introduites précédemment, plusieurs variantes à ces méthodes ont été développées. (Zink, Geyer, & Startz, 2016) ont développé une méthode pour calculer la mesure dans laquelle un matériau recyclé peut substituer un matériau primaire, ce qui peut être considéré comme un perfectionnement de la méthode de recyclage en fin de vie. Ce taux de substitution dépend de **l'élasticité des prix** de production du matériau primaire (ce qui montre la réactivité des volumes de production en fonction d'un changement de prix) et **l'élasticité-prix croisée** de la demande pour le matériau primaire et le matériau recyclé (ce qui montre à quel point un changement de prix d'un produit peut influencer sur la demande du produit alternatif). La réponse du marché ayant lieu est montrée dans la boucle causale de la Figure 13. Si le déplacement est partiel, les impacts évités de la production primaire sont seulement partiellement modélisés (Figure 14). Une forte limite de cette approche est le manque de données disponibles sur l'élasticité des prix de la production et l'élasticité-prix croisée, qui sont déterminées via des analyses économétriques d'un comportement historique du marché. Ce manque de données limite l'usage de cette méthode dans la pratique commune de l'ACV. Par ailleurs, la dépendance à des données historiques limite l'application à des études prospectives (Zink et al., 2016).

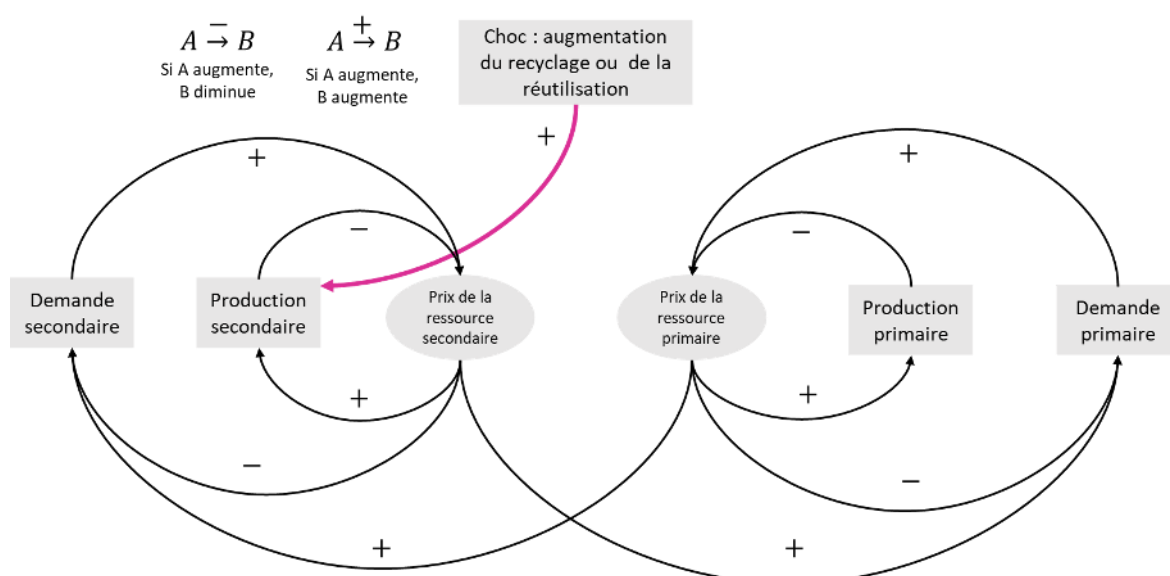


Figure 13 Diagramme de la dynamique des systèmes montrant les flux de causalité initiés par une augmentation du recyclage ou de la réutilisation. Les signes à côté de chaque flèche indiquent si la direction de la relation est positive (+) ou négative (-) (Zink et al., 2016)

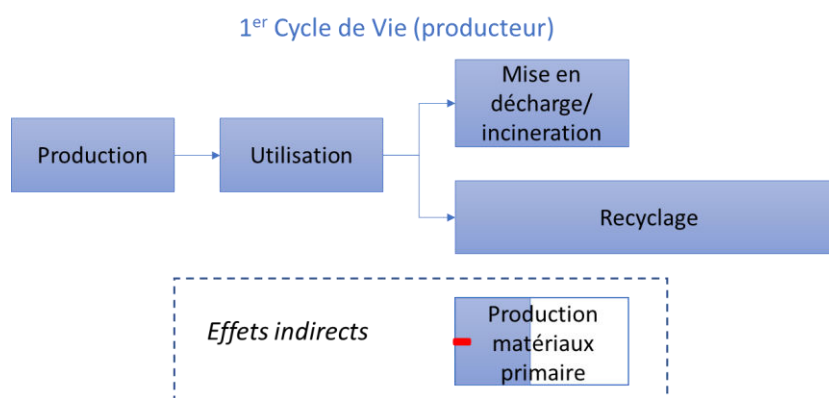


Figure 14 Représentation schématique de la méthode de (Zink et al., 2016) pour le calcul du taux de déplacement d'un matériau primaire dû à l'offre augmentée pour un matériau recyclé. Le « moins » démontre des impacts indirects évités (-). La figure montre qu'avec un taux de déplacement partiel, les impacts évités de la production primaire sont seulement partiellement modélisés ; noter que Zink et al. (2016) ne discutent pas des effets de l'utilisation augmentée pour un matériau recyclé.

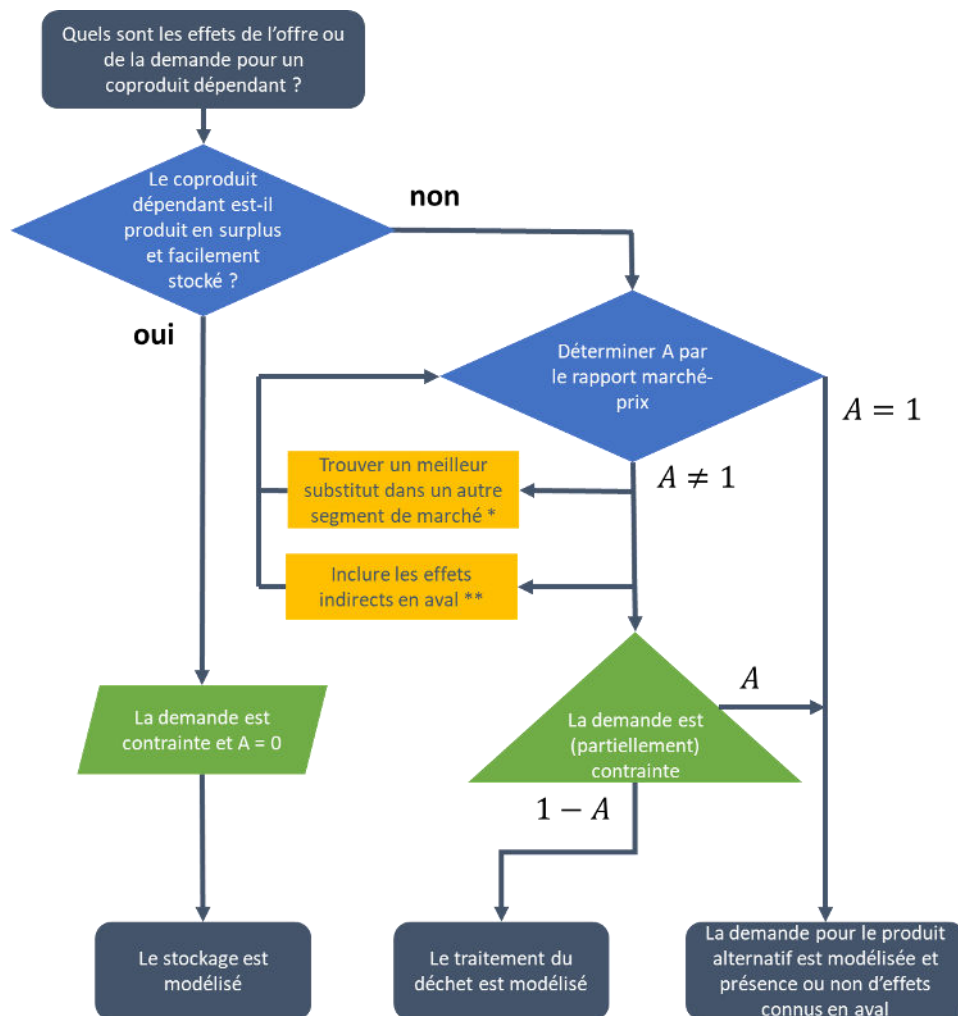


Figure 15 Organigramme permettant d'identifier les effets de l'offre ou de la demande pour un coproduit dépendant. *ex : dû à une différence de qualité, d'esthétique ou d'image, **ex : différences en termes de coûts de transport ou d'efficacité de traitement. (D. Schrijvers, 2017; Dieuwertje Louise Schrijvers, Loubet, & Sonnemann, n.d.)

(D. Schrijvers, 2017) a développé une méthode alternative qui calcule la substituabilité et la réponse du marché : **la méthode de substitution axée sur le marché**. Ces deux facteurs sont évalués par le paramètre A . Ce paramètre a une valeur nulle pour les matériaux produits en surplus et facilement stockés comme le cérium (comme mentionné précédemment). Si le matériau ou le coproduit n'est pas facilement stocké, le paramètre A est le rapport marché-prix entre le matériau recyclé et son substitut. La Figure 15 montre que le rapport marché-prix est utilisé afin de trouver un bon substitut. Si le matériau recyclé, tel que le PET recyclé, est moins cher que son équivalent primaire, c.-à-d. le PET primaire, cela signifierait que ce ne serait pas le PET primaire qui serait substitué, mais un type de polymère différent dans un segment de marché inférieur, comme du polyéthylène primaire ou du polystyrène. A l'inverse, un faible rapport marché-prix pourrait signifier que des procédés additionnels soient requis avant que les produits deviennent de bons substituts, tels qu'une étape de transport ou un traitement supplémentaire. Ces « effets en aval indirects » doivent être considérés dans le calcul du rapport prix-marché ainsi que dans l'Inventaire du Cycle de Vie. Si cependant le matériau recyclé et le produit primaire sont de bons substituts, même si le matériau recyclé est moins cher, l'utilisateur du matériau recyclé a un bénéfice financier. C'est un indicateur du fait que la demande pour le matériau recyclé est trop faible, et que la demande additionnelle mène à un plus faible traitement du déchet recyclable. Le facteur A est intégré à la méthode 50/50 du Guide PEF (European Commission, 2013) et permet de modéliser soit la méthode *waste mining*, la méthode 50/50, ou la méthode de recyclage en fin de vie, selon la demande pour le matériau recyclé, comme démontré dans la Figure 16.

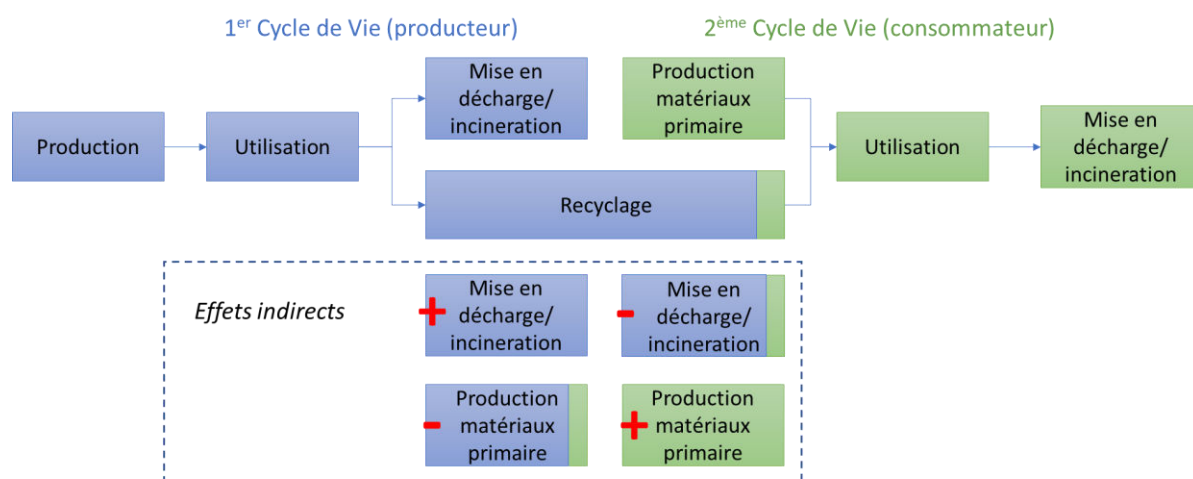


Figure 16 Représentation schématique de la « méthode de substitution axée sur le marché ». Les « plus » et les « moins » démontrent des impacts indirects augmentés (+) ou évités (-). Le producteur (1^{er} cycle de vie) et le consommateur (2^{ème} cycle de vie) du matériau recyclé modélisent le procédé de recyclage, la production évitée de matériau primaire et le traitement des déchets évité suivant la valeur du facteur A et (1-A) respectivement. Sur la figure, un exemple est donné pour une valeur de A = 0.9. Les procédés en bleu sont modélisés par le 1^{er} cycle de vie, et les procédés en vert sont modélisés par le 2^{ème} cycle de vie.

2.1.4. DESCRIPTION ET ANALYSE DES DIFFERENTES METHODES DE CALCUL DES IMPACTS EVITES EN ACV, ET PLUS SPECIFIQUEMENT POUR LES GES

A partir de la section précédente, nous pouvons distinguer six approches pour modéliser les « impacts évités » dus à des systèmes de produit multifonctionnels : la méthode de recyclage en fin de vie, la méthode *waste mining*, la méthode 50/50, et leurs variantes comme l'utilisation de l'élasticité des prix, la méthode de substitution axée sur le marché, et la Formule d'Empreinte Circulaire. Ces méthodes sont évaluées dans le Tableau 2, selon leur origine, ce qu'elles modélisent, et leurs forces et faiblesses. Un récapitulatif détaillé des méthodes (à part la méthode de (Zink et al., 2016)), sous la forme de formules mathématiques est présenté dans les Tableau 3 et Tableau 4, ce qui permet une comparaison détaillée des mécanismes inclus dans chaque méthode.

Tableau 2 - Evaluation de six méthodes pertinentes pour le calcul des « impacts évités »

Méthode	Description	Proposée par	Portée de l'application	Quel acteur est favorisé ?	Forces	Faiblesses
Méthode de recyclage en fin de vie (Synonymes : charges évitées, (Heijungs & Guinée, 2007), Substitution de la recyclabilité (European Commission, 2010), approximation de la boucle fermée (BSI, 2011), Module D (CEN, 2012))	Modélise la production du matériau recyclé par les impacts évités de la production primaire.	(AFNOR, 2011; Atherton, 2007; BSI, 2011; CEN, 2012; Eurofer, Eurometaux, & European Aluminum Association, 2013; European Commission, 2010; Frischknecht, 2010; Leroy, Thomas, Bollen, & Tikana, 2012; Ligthart & Ansems, 2012; Santero & Hendry, 2016; Worldsteel Association, 2011; WRI & WBCSD, 2011)	Non spécifié	Les acteurs qui fournissent le matériau recyclé.	Représente bien les matériaux recyclés ayant une forte demande (ex : dans le secteur des métaux)	Pas de bénéfice lié à l'utilisation d'un matériau recyclé.
Méthode <i>waste mining</i>	Modélise l'utilisation du matériau recyclé par les impacts évités du traitement des déchets.	(European Commission, 2010; National Council for Air and Stream Improvement Inc. (NCASI), 2012; Bo P. Weidema, 2001; Bo P. Weidema et al., 2009)	Non spécifié	Les acteurs qui utilisent le matériau recyclé.	Représente bien les matériaux recyclés ayant une faible demande.	Pas de bénéfice lié à la production d'un matériau recyclé.
Méthode 50/50	Modélise les impacts évités de la production primaire et les impacts évités du traitement des déchets à 50% chacun.	(AFNOR, 2011; European Commission, 2013; Peuportier et al., 2011)	Non spécifié	L'utilisateur et le fournisseur du matériau recyclé à 50 %.	Représente bien les matériaux recyclés bénéficiant de l'augmentation de la production et de la demande croissante (ex : le secteur des plastiques (Plastics Recyclers Europe, 2012))	Le traitement des déchets ne peut jamais être nul, même si le déchet est recyclé à 100 % (Finkbeiner 2013).

Elasticité des prix	Modèle économique de la réponse du marché au recyclage additionnel.	(Ekvall, 2000; Zink et al., 2016)	Comportement du marché à court-terme (Ekvall & Weidema, 2004)	Si le taux de substitution est élevé : le producteur du matériau recyclé. Si le taux de substitution est faible : aucun bénéfice n'est calculé.	Evalue les réponses de marché actuelles.	Manque de données disponibles sur l'élasticité des prix. Valable seulement pour des réponses à court-terme. Reflète seulement des comportements historiques. (Kätelhön, Bardow, & Suh, 2016; Vadenbo et al., 2016; Zamagni et al., 2008)
Méthode de substitution axée sur le marché	Modélise les impacts évités de la production primaire et les impacts évités du traitement des déchets basé sur les prix de marché relatifs.	(D. Schrijvers, 2017; Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016b)	Comportement de marché à long terme (considérant les décisions d'investissement des capitaux) (Bo P. Weidema et al., 2009)	L'acteur produisant le matériau recyclé si la demande est élevée ; l'acteur qui utilise le matériau recyclé si la demande est faible, ou les bénéfices sont partagés.	Améliore la sélection de substituts en comptabilisant les segments de marché et les conséquences en aval. Reflète les réponses de marché.	Méthode récente n'ayant pas encore été largement appliquée en ACV.
Formule de l'Empreinte Circulaire	Modélise les impacts évités de la production primaire en se basant sur un paramètre représentant une demande faible ou élevée pour un matériau recyclé.	(Zampori et al., 2016)	Non spécifié	L'acteur qui produit le matériau recyclé si la demande est élevée ; l'acteur qui utilise le matériau recyclé si la demande est faible, ou les bénéfices sont partagés.	Reflète les réponses de marché. Mis en œuvre par la provision de la valeur des paramètres pour plusieurs secteurs.	Pas d'application cohérente pour une approche conséquentielle (ou attributionnelle), comme éviter le traitement des déchets n'est pas considéré. Pas d'option de modéliser la substitution complète dû à des valeurs limitées acceptée par Zampori et al. (D. Schrijvers, 2017)

Tableau 3 - Représentation mathématique des méthodes les plus pertinentes pour modéliser les « impacts évités »

Méthode pour calculer les « impacts évités »	Equation mathématique
Méthode de recyclage en fin de vie (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016b)	$E_{tot} = E_v + (1 - RRE) * E_d + RRE * \left(E_{RRE} + C_{RRE} * \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * (\Delta E_\alpha^* - E_v^*) \right)$
Méthode waste mining (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016b)	$E_{tot} = (1 - RC) * E_v + RC * \left(\frac{(E_{RC} - E_d^*)}{C_{RC}} + \frac{Q_{RC}}{Q_v} * (E_v - \Delta E_\alpha) \right) + E_d$
Méthode 50/50 (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016b)	$E_{tot} = (1 - RC) * E_v + 0.5 * RC * \left(\frac{(E_{RC} - E_d^*)}{C_{RC}} + \frac{Q_{RC}}{Q_v} * (E_v - \Delta E_\alpha) \right) + (1 - RRE) * E_d + 0.5 * RRE * \left(E_d + E_{RRE} + C_{RRE} * \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * (\Delta E_\alpha^* - E_v^*) \right)$
Méthode de substitution axée sur le marché (D. Schrijvers, 2017; Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016b)	$E_{tot} = (1 - RC) * E_v + RC * \left(\frac{(1 - A_{RC})}{C_{RC}} * (E_{RC} - E_d^*) + A_{RC} * \frac{Q_{RC}}{Q_v} * (E_v - \Delta E_\alpha) \right) + (1 - RRE) * E_d + RRE * \left((1 - A_{RRE}) * E_d + A_{RRE} * \left(E_{RRE} + C_{RRE} * \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * (\Delta E_\alpha^* - E_v^*) \right) \right)$

Formule de l'Empreinte Circulaire (Zampori et al., 2016)	$E_{tot} = (1 - RC) * E_v + RC * \left(A_{CFF} * E_{RC} + (1 - A_{CFF}) * \frac{Q_{RC}}{Q_v} * E_v \right) + (1 - RRE_{mat} - RRE_{energy}) * E_d + (1 - A_{CFF}) * RRE_{mat} * \left(E_{RRE} - \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * E_v^* \right) + (1 - A_{CFF}) * RRE_{energy} * \left(E_{RRE} - C_{RRE} * \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * E_v^* \right)$
--	--

Tableau 4 - Légende des termes des équations du Tableau 3

Terme	Explication	Valeur
E_{tot}	Inventaire du Cycle de Vie (ICV) causé par la demande pour le produit à l'étude.	ICV / unité d'analyse
E_v	ICV dû à l'extraction et au traitement de matériaux primaires (vierges) (incluant les inefficacités de traitement).	ICV / unité d'analyse
E_v^*	ICV dû à l'extraction et au traitement du matériau primaire substitué dans le cycle de vie correspondant (incluant les inefficacités de traitement).	ICV / unité d'analyse
E_d	ICV dû au traitement des déchets du matériau produit.	ICV / unité d'analyse
E_d^*	ICV dû au traitement des déchets évité du produit consommé.	ICV / unité d'analyse
E_{RC}	ICV dû au procédé de recyclage du contenu recyclé (incluant l'ICV des pertes de matériau lors du procédé de recyclage).	ICV / unité de matériau intrant
E_{RRE}	ICV dû au procédé de recyclage de la production du matériau recyclé (incluant l'ICV des pertes de matériau lors du procédé de recyclage).	ICV / unité de matériau intrant
ΔE_α	ICV dû à des intermédiaires en aval supplémentaires (+) et/ou en moins (-) ou des flux élémentaires liés à l'utilisation du matériau recyclé à la place du matériau primaire dans le cycle de vie à l'étude.	ICV / unité de matériau primaire substitué
ΔE_α^*	ICV dû à des intermédiaires en aval supplémentaires (+) et/ou en moins (-) ou des flux élémentaires liés à l'utilisation du matériau recyclé à la place du matériau primaire dans le cycle de vie suivant.	ICV / unité de matériau primaire substitué
RC	Contenu recyclé (intrant de matériau recyclé, récupéré ou coproduit divisé par l'intrant total de matériau).	$0 \leq \dots \leq 1$
RRE	(Fin de vie) Taux de recyclage (matériaux collectés pour valorisation divisé par la quantité totale de matériau disponible)	$0 \leq \dots \leq 1$
RRE_{mat}	(Fin de vie) Taux de recyclage des matériaux (matériaux recyclés divisé par la quantité totale de matériau disponible)	$0 \leq \dots \leq 1$
$\text{RRE}_{\text{energy}}$	(Fin de vie) Taux de valorisation en énergie (matériaux collectés pour valorisation en énergie divisé par la quantité totale de matériau disponible)	$0 \leq \dots \leq 1$
C_{RC}	Efficacité de conversion du procédé de recyclage du contenu recyclé.	Unité d'extrait utile / unité de matériau intrant
C_{RRE}	Efficacité de conversion du procédé de recyclage du matériau recyclé produit.	Unité d'extrait utile / unité de matériau intrant
Q_{RC}/Q_v	Facteur de qualité/correction indiquant la quantité de matériau primaire substituée dans le cycle de vie actuel par le matériau recyclé consommé.	Unité de matériau primaire substitué / unité de matériau recyclé
Q_{RRE}/Q_v^*	Facteur de qualité/correction indiquant la quantité de matériau primaire pouvant être substituée dans le cycle de vie suivant par la production de matériau recyclé, récupéré ou coproduit.	Unité de matériau primaire substitué / unité de matériau recyclé
P_r	Prix unitaire du matériau recyclé	€/ unité de matériau
P_v	Prix unitaire du matériau primaire	€/ unité de matériau
Q_Δ	Quantité de produits additionnels nécessaires (au numérateur) ou substitués (au dénominateur) dû à des différences en aval liées à l'utilisation du matériau recyclé à la place du matériau primaire.	Unité de matériau / unité de matériau primaire substitué

P_{Δ}	Prix unitaire des produits additionnels nécessaires ou substitués dû aux différences en aval liées à l'utilisation du matériau recyclé à la place du matériau primaire.	€/ unité de matériau
A_{RC}	Rapport marché-prix entre le matériau consommé recyclé et le matériau primaire substitué.	$\frac{(P_r + \sum_{i=1}^n Q_{\Delta_i} * P_{\Delta_i})}{(P_v + \sum_{i=1}^n Q_{\Delta_i} * P_{\Delta_i})} * (Q_{RC}/Q_v)^{-1}$
A_{RRE}	Rapport marché-prix entre le matériau recyclé produit et le matériau primaire substitué.	$\frac{(P_r + \sum_{i=1}^n Q_{\Delta_i} * P_{\Delta_i})}{(P_v + \sum_{i=1}^n Q_{\Delta_i} * P_{\Delta_i})} * (Q_{RRE}/Q_v^*)^{-1}$
A_{CFF}	Facteur d'allocation des charges et des crédits entre le producteur et l'utilisateur des matériaux recyclés dans la Formule d'Empreinte Circulaire.	$A_{CFF} = 0.2$ pour des matériaux recyclés avec demande élevée (verre, métaux, papier) $A_{CFF} = 0.8$ pour des matériaux recyclés avec faible demande (textiles) $A_{CFF} = 0.5$ pour des matériaux recyclés avec un marché à l'équilibre (plastiques) $A_{CFF} = 0$ pour valorisation en énergie

2.1.5. IDENTIFICATION DES POINTS POLEMQUES ET DES RAISONS (TECHNIQUES OU AUTRES) DE CES POLEMQUES

La modélisation de l'allocation est un point de débat bien connu, autant dans les études d'ACV scientifiques que dans les documents de guides publics. Le choix de la procédure d'allocation est souvent basé sur la préférence de l'expert ACV, et n'est pas toujours justifié (Laurent et al., 2014; Pelletier et al., 2014; Thomassen, Dalgaard, Heijungs, & de Boer, 2008). Il a l'air d'exister un consensus dans le domaine scientifique sur le fait qu'une situation multifonctionnelle est résolue par allocation en ACV attributionnelle et par substitution en ACV conséquentielle (Pelletier, Ardente, Brandão, De Camillis, & Pennington, 2014; Tillman, 2000; UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011). Cependant, la substitution est en pratique également très souvent appliquée à des ACV attributionnelles (Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016a).

Il est souvent avancé que la substitution est l'approche préférée par la norme ISO 14044 alors qu'elle se réfère seulement à l'extension du système avec l'addition des fonctions à l'unité fonctionnelle. En effet, l'extension du système et la substitution sont souvent utilisées comme des synonymes (Heijungs, 2013). L'extension du système pourrait être utilisée en tant que benchmark (D. Schrijvers, 2017) : les impacts d'un système de produit sont-ils élevés ou faibles ? Par exemple, une entreprise chimique peut évaluer la production d'un produit chimique via une route de production spécifique en faisant une comparaison avec les routes de production implémentées par ses concurrents, pour savoir si ses équipements de production sont compétitifs d'un point de vue environnemental. Ce benchmark n'implique pas que la technologie qui est choisie soit en effet substituée. Pour cette raison, des données moyennes peuvent être utilisées pour représenter ce benchmark. S'il est attendu que la technologie benchmark soit substituée, les données doivent être choisies de manière à représenter la technologie qui est la plus susceptible d'être substituée, c.-à-d. la technologie marginale.

(Dieuwerthje L Schrijvers et al., 2016a) ont conduit une revue critique des guides sur la cohérence de leurs recommandations concernant l'allocation et l'approche attributionnelle ou conséquentielle. Il a été conclu que les guides ne considèrent pas toujours les approches différentes d'ACV et mélangent souvent les éléments attributionnels et conséquentiels, par exemple en recommandant la modélisation des impacts évités en ACV attributionnelle. De plus, les lignes directrices ne considèrent pas toujours si le matériau recyclé possède une demande élevée ou faible dans la modélisation des impacts évités. Par ailleurs, les différentes recommandations sont souvent faites soit pour la coproduction, soit pour le recyclage. Par exemple, la Formule de l'Empreinte Circulaire du Guide PEF (Zampori et al., 2016) est seulement recommandée pour le recyclage. Pour la coproduction, l'extension du système par l'addition

de fonctions à l'unité fonctionnelle, ou la substitution avec des données marginales sont recommandées. Cependant, (Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016b) affirment qu'il n'y a pas besoin de recommander des méthodes de modélisation différentes pour la coproduction et le recyclage. La méthode de substitution axée sur le marché proposée par (D. Schrijvers, 2017; Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016b) est donc également applicable aux deux situations. Une telle divergence dans les recommandations des guides, qui affirment toutes être en accord avec la norme ISO 14044, démontre que les recommandations de la norme ISO 14 044 sur l'allocation ne sont pas assez claires pour fournir une orientation concrète et permettent des interprétations différentes (Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016a; B. Weidema, 2014). En conséquence, les études ACV manquent de cohérence entre elles, ce qui entraîne un risque de double comptage des bénéfices environnementaux, ainsi que des résultats qui pourraient ne pas être largement acceptés (Ekvall et al., 2016; Manfredi et al., 2015; Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016a).

2.1.6. EVALUATION D'ENSEMBLE DES METHODES DE CALCUL DES IMPACTS EVITES ET CONCLUSIONS

Dans Tableau 5, les différentes méthodes identifiées pour le calcul des « impacts évités » sont évaluées.

Tableau 5 - Evaluation des différentes méthodes identifiées pour le calcul des "impacts évités"

Méthode	Quel acteur est favorisé ?	Forces	Faiblesses
Méthode de recyclage en fin de vie	Les acteurs qui fournissent le matériau recyclé.	Représente bien les matériaux recyclés ayant une forte demande (ex : dans le secteur des métaux).	Pas de bénéfice lié à l'utilisation d'un matériau recyclé.
Méthode <i>waste mining</i>	Les acteurs qui utilisent le matériau recyclé.	Représente bien les matériaux recyclés ayant une faible demande.	Pas de bénéfice lié à la production d'un matériau recyclé.
Méthode 50/50	L'utilisateur et le fournisseur du matériau recyclé à 50 %.	Représente bien les matériaux recyclés bénéficiant de l'augmentation de la production et de la demande croissante (ex : le secteur des plastiques).	Le traitement des déchets ne peut jamais être nul, même si le déchet est recyclé à 100 %.
Calcul du taux de déplacement des matériaux primaires via l'élasticité des prix	Si le taux de substitution est élevé : le producteur du matériau recyclé. Si le taux de substitution est faible : aucun bénéfice n'est calculé.	Evalue les réponses de marché actuelles.	Manque de données disponibles sur l'élasticité des prix. Valable seulement pour des réponses à court-terme. Reflète seulement des comportements historiques.
Méthode de substitution axée sur le marché	L'acteur produisant le matériau recyclé si la demande est élevée ; l'acteur qui utilise le matériau recyclé si la demande est faible, ou les bénéfices sont partagés.	Améliore la sélection de substituts en comptabilisant les segments de marché et les conséquences en aval. Reflète les réponses de marché.	Méthode récente n'ayant pas encore été largement appliquée en ACV.

Formule de l'Empreinte Circulaire	L'acteur qui produit le matériau recyclé si la demande est élevée ; l'acteur qui utilise le matériau recyclé si la demande est faible, ou les bénéfices sont partagés.	Reflète les réponses de marché. Mis en œuvre par la provision de la valeur des paramètres pour plusieurs secteurs.	Pas « scientifique ». Pas d'option de modéliser la substitution complète dû à des valeurs limitées acceptées par la Commission Européenne.
-----------------------------------	--	--	--

La plupart des lignes directrices recommandent d'utiliser la méthode de recyclage en fin de vie pour calculer les impacts évités. La Formule de l'Empreinte Circulaire est la dernière recommandation de la Commission Européenne dans le contexte du Guide Product Environmental Footprint (PEF). Dans le domaine scientifique, la méthode de substitution axée sur le marché est une méthode proposée récemment combinant la méthode de recyclage en fin de vie, la méthode *waste mining*, et la méthode 50/50. L'utilisation de l'élasticité des prix pour calculer les impacts évités est rarement appliquée dû à un manque de données disponibles, et ne sera donc pas considérée dans la suite dans ce rapport.

Le fait que les impacts évités dus à la coproduction et au recyclage puissent être calculés de plusieurs façons différentes mène à des incohérences entre les études ACV. Cependant, toutes les méthodes se veulent cohérentes avec les normes ISO 14040 et 14044. Cela signifie que les lignes directrices des normes ne sont pas assez détaillées pour éviter la liberté d'interprétation et la sélection d'une méthode basée sur la préférence de l'ACViste. Les impacts évités sont souvent calculés dans le but d'appliquer l'extension du système, étant l'approche préférée dans l'ISO pour gérer la coproduction et le recyclage. Cependant, dans le domaine scientifique, il semble exister une différence entre « extension du système » et « substitution » - c.-à-d. la modélisation des impacts évités. L'extension du système peut être appliquée en ajoutant les fonctions additionnelles fournies par la coproduction ou le recyclage à l'unité fonctionnelle. Si l'extension du système peut être appliquée en ACV attributionnelle comme en ACV conséquentielle, l'étape de substitution résultante (la soustraction des impacts évités liée aux fonctions additionnelles du système de produit) est seulement recommandée en ACV conséquentielle.

En conclusion, la méthode de substitution axée sur le marché est sélectionnée pour calculer les « impacts évités » dans le contexte de cette étude. Cette méthode combine trois autres méthodes de substitution et considère les effets de marché. Même si elle est relativement nouvelle, elle possède une approche prometteuse pour identifier les substituts réalistes et permet la considération du stockage, ce qui est pertinent pour certains métaux produits en tant que sous-produits. La Formule de l'Empreinte Circulaire (FEC) considère également les effets de marché, mais ne permet pas une modélisation complète des impacts évités à cause d'une valeur limitante du facteur basé sur le marché. Aussi, les impacts évités liés au traitement des déchets évités ne sont pas considérés. Par conséquent la FEC ne sera pas sélectionnée. Les impacts évités sont calculés en ACV conséquentielle, et les données marginales sont utilisées. Dans cette étude, une ACV attributionnelle sera également menée dans laquelle l'extension du système sera appliquée en ajoutant des fonctions à l'unité fonctionnelle. L'ACV attributionnelle mettra en évidence l'« orientation procédé » en tant que choix méthodologique – c.-à-d. en évaluant la performance du procédé de coproduction/recyclage. Pour cette ACV attributionnelle, les données moyennes seront utilisées. Si appliquer l'extension du système n'implique pas techniquement le calcul d'« émissions évitées », une comparaison sera faite entre l'« extension du système » et la « réduction du système », où les fonctions additionnelles des coproduits/produits recyclés sont soustraites au système de produit, dans le but de discuter l'équivalence mathématique de ces deux opérations.

2.2. Type 2

2.2.1. DESCRIPTION CONCEPTUELLE DU TYPE 2

Comme présenté dans la Section 1, il est possible de définir les émissions évitées comme **les bénéfices environnementaux générés par la mise en place d'une solution sur le marché**, comme démontré sur la Figure 17.

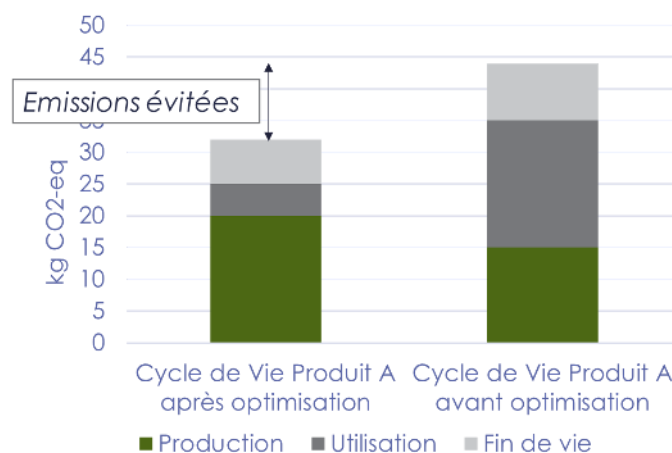


Figure 17 Calcul des émissions évitées du système de produit optimisé du Produit A, ce sont les « émissions évitées » de Type 2 (reproduction de la Figure 1)

Les émissions évitées peuvent être obtenues (Entreprises pour l'Environnement, 2018) :

- En remplaçant un produit avec des impacts plus élevés sur son cycle de vie ;
- En permettant la réduction des impacts, comparée à la non-utilisation d'un produit, en considérant le cycle de vie complet du produit.

Ces solutions peuvent inclure :

- L'offre de (composants de) produits et services à faibles émissions de carbone (c.-à-d. les impacts cradle-to-gate sont plus faibles que ceux d'un produit alternatif) ;
- L'offre de (composants de) produits et services avec des impacts en aval réduits (transport, utilisation, fin de vie) ;
- La conduite de projets contribuant aux réductions d'émissions dans la chaîne de valeurs (évaluation des actions et de leurs conséquences) ;
- Les investissements dans des projets de tiers contribuant aux réductions d'émissions dans la chaîne de valeur d'acteurs extérieurs.

En conclusion, **le calcul des « émissions évitées » permet d'évaluer et de communiquer les bénéfices environnementaux d'une action comparé à la non-implémentation de cette action.**

2.2.2. LIGNES DIRECTRICES MONDIALES

Il existe plusieurs documents de normes et guides traitant du calcul et de la communication des émissions évitées. Dans cette section sont présentés les documents les plus pertinents ainsi que leur interprétation des « émissions évitées ».

Initié par l'industrie chimique, le « **International Council of Chemical Associations** » (ICCA) et le « **World Business Council for Sustainable Development** » (WBCSD) ont développé une norme pour calculer et reporter les émissions évitées liées à la production de produits chimiques. La première version de la norme a été présentée en 2013 (ICCA & WBCSD, 2013). La norme est cohérente avec le Protocole GES "Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard" (WRI & WBCSD, 2011), avec

le PAS 2050 (BSI, 2011), et avec la norme ISO/TS 14067 sur la quantification et la communication de l'empreinte carbone des produits (ISO, 2013).

(ICCA & WBCSD, 2017) établissent deux rôles pour l'industrie chimique :

- Réduire les émissions dans les installations de production et dans la chaîne d'approvisionnement des entreprises,
- Développer des produits innovants ou des applications réduisant les émissions lorsqu'ils/elles sont utilisé(e)s par d'autres industries et consommateurs.

Leur méthode a été appliquée dans plusieurs cas d'étude de l'industrie chimique (Brug, Kerkhof, Neelis, & Terlouw, 2017; ICCA, 2017).

En 2015, l'Institut d'Analyse de Cycle de Vie Japonais (ILCAJ) a développé les « **Guidelines for Assessing the Contribution of Products to Avoided Greenhouse Gas Emissions** » (The Institute of LCA Japan, 2015). Ces guides sont basées sur les normes ISO 14040 (ISO, 2006a), ISO 14044 (ISO, 2006b), L.1410 (Méthodologie pour l'évaluation des impacts environnementaux des biens, réseaux et services de technologies de l'information et de la communication (ITU-T, 2014)), et IEC TR62726 (Directive pour quantifier les réductions d'émissions de gaz à effet de serre par rapport à la base de référence pour les produits et systèmes électroniques et électriques (2014)). Le périmètre du document inclut les gaz à effet de serre, mais d'autres problèmes environnementaux devraient également être considérés, s'ils sont pertinents. Par la suite, le « Japanese Ministry of Economy, Trade, and Industry » (METI) a publié « Guidelines for Quantifying GHG emission reductions of goods and services through Global Value Chain » (METI, 2018), basé sur le document de référence de l'ILCAJ. Le document original de l'ILCAJ étant plus détaillé que celui du METI, il sera utilisé comme document de référence dans cette étude.

Pour répondre à la législation nationale, l'ADEME (ADEME, 2016) présente une méthodologie pour « **quantifier l'impact GES d'une action de réduction des émissions** ». L'impact GES d'une action est « la différence, sur la période d'observation considérée, entre les émissions de GES du scénario de référence (sans action) et celles du scénario avec action ». Dans ce document de référence méthodologique, l'ADEME différencie les types d'émissions suivants :

- Les réductions ou augmentations d'émissions directes (dans cette étude « émissions évitées »),
- Les émissions évitées indirectes grâce à la valorisation matière ou énergétique de déchets, ou à la production d'énergie renouvelable (dans cette études « impacts évités »),
- Les émissions biogéniques.

Cette méthode, QuantiGES, est basée sur la norme ISO 14064-2 présentant des spécifications et lignes directrices, au niveau des projets, pour la quantification, la surveillance et la déclaration des réductions d'émissions ou de la suppression des gaz à effet de serre (ISO, 2012b), ainsi que sur la « Policy and Action Accounting and Reporting Standard of the Greenhouse Gas Protocol » (Greenhouse Gas Protocol, 2014).

L'Association Française des Entreprises pour l'Environnement (EpE), comprenant environ 40 entreprises françaises et internationales issues de plusieurs secteurs, a publié un rapport en 2018 dans lequel les méthodes pour évaluer les émissions évitées sont évaluées (**Entreprises pour l'Environnement, 2018**). **Basé sur leur revue, ils fournissent des recommandations des meilleures pratiques pour le calcul et le suivi des émissions évitées.** (Entreprises pour l'Environnement, 2018) soulignent la différence entre les « émissions évitées » et les réductions d'émissions : les émissions évitées sont des réductions d'émissions obtenues grâce aux solutions fournies par une entreprise au-delà du périmètre de cette entreprise. Plus cette solution est implémentée, plus les émissions sont évitées. D'un autre côté, les réductions d'émissions font plutôt référence à un bilan carbone amélioré de l'entreprise. Cela est confirmé par (Norris, 2018), qui montre l'importance de la communication des « émissions évitées » d'une manière qui ne soit pas trompeuse. Les réductions d'émissions réalisées par une entreprise ne devraient pas être communiquées en tant qu'émissions évitées, puisque les ventes additionnelles du produit mènent toujours à des émissions *additionnelles*. Par conséquent, EpE recommande de publier les émissions évitées en même temps que le bilan GES total de l'entreprise afin d'éviter la mauvaise interprétation que les émissions évitées pourraient compenser les émissions GES de l'entreprise.

(Grönman et al., 2019) différencient l'empreinte carbone ou « carbon footprint » de la « carbon handprint ». L'empreinte carbone fait référence aux impacts environnementaux négatifs d'un produit et la *carbon handprint*, aux impacts positifs d'un produit. La *carbon handprint* est parfois interprétée comme une empreinte carbone réduite d'une organisation, et plusieurs organisations ont publié une méthode pour quantifier une *carbon handprint*. (Grönman et al., 2019) proposent une définition universelle pour la *carbon handprint* et suggèrent une façon de l'évaluer en utilisant des perspectives d'ACV existantes et en suivant l'ISO 14040 et 14044 et l'ISO/TS 14067. **Ils définissent la *carbon handprint* comme « les impacts environnementaux bénéfiques que les organisations peuvent obtenir et communiquer en fournissant des produits réduisant l'empreinte des clients », et « une *carbon handprint* est la réduction de l'empreinte carbone d'un client ou des clients »** (Grönman et al., 2019). Ils recommandent qu'une réduction de l'empreinte des organisations ne doit pas être considérée comme une *carbon handprint*. Cette définition est en accord avec les « émissions évitées » définies par EpE.

2.2.3. BONNES PRATIQUES INTERNATIONALES DE LA COMMUNAUTE SCIENTIFIQUE

Si une décision mène à des bénéfices environnementaux, il est possible de parler d'« émissions évitées ». L'ACV conséquentielle a été introduite par des experts internationaux de l'ACV comme une méthode adaptée à l'évaluation des émissions évitées (Brander, Gillenwater, & Ascui, 2018; WRI, 2018). Cela a d'ailleurs été confirmé par les scientifiques spécialistes de l'ACV dans une enquête sur l'évaluation des émissions évitées (The Institute of LCA Japan, 2018). L'ACV conséquentielle peut être réalisée dans le but d'évaluer les impacts environnementaux d'une décision (voir Annexe 1 pour plus d'informations sur l'ACV attributionnelle et conséquentielle). Par conséquent, l'ACV conséquentielle est ici aussi présentée comme une méthode pour évaluer les émissions évitées.

Les conséquences environnementales d'une décision sont souvent dues à la demande augmentée ou réduite pour des produits (Sonnemann & Vigon, 2011). Il est ainsi possible d'imaginer différents types de décisions pouvant être faites dans le contexte des émissions évitées de Type 2:

- a) L'utilisation d'un produit A plutôt que la non-utilisation de ce produit A,
- b) L'utilisation d'un produit A plutôt que l'utilisation d'un produit B.

Dans l'exemple a), la décision est modélisée comme l'augmentation de la demande, de l'utilisation et de la fin de vie du Produit A. Dans l'exemple b), la décision représente la demande, l'utilisation, et la fin de vie *augmentée* du produit A, ainsi que la demande, l'utilisation et la fin de vie *diminuée* du Produit B. Par ailleurs, l'utilisation et la fin de vie des Produits A et B résultent en la demande augmentée ou réduite pour les produits auxiliaires liés à ces étapes du cycle de vie du produit, pouvant correspondre à d'autres matériaux, de l'électricité, du transport, etc...

La Figure 18 présente le diagramme *causal-loop* pouvant être utilisé comme un outil pour identifier les conséquences d'un changement de la demande pour un produit. Le point de départ du diagramme est la « demande pour le produit », pouvant être « augmentée » ou « diminuée ». Deux paramètres clés du diagramme sont le facteur S et le facteur A.

S est un indicateur des contraintes de l'offre du matériau à l'étude. Si une demande additionnelle mène automatiquement à l'offre additionnelle venant des activités de production primaire, l'offre est non-contrainte. **Si un produit est un coproduit déterminant, l'offre est généralement considérée comme non-contrainte et $S = 1$** (Bo P. Weidema et al., 2013). Un coproduit déterminant est le coproduit d'une activité multifonctionnelle déterminant le volume de production du procédé, car les ventes de ce produit fournissent assez de revenus pour couvrir les coûts de production marginaux du procédé. Les autres coproduits du procédé multifonctionnel sont des *coproduits dépendants*. Pour ces produits, une demande augmentée *ne mène pas* à une production augmentée, donc **l'offre des coproduits dépendants est contrainte et $S = 0$** . Les produits recyclés sont toujours des coproduits dépendants, car leur volume de production est contraint par la demande pour le produit primaire. (Consequential-LCA, 2015e) fournit des instructions supplémentaires pour l'identification du coproduit déterminant et du/des coproduit(s) dépendant(s).

A est un indicateur pour les contraintes de la demande : il représente si un coproduit dépendant est soit complètement absorbé par le marché (dans ce cas, la demande est non-contrainte et $A = 1$), ou s'il y a un surplus du coproduit dépendant (c.-à-d. la demande est contrainte et $A = 0$). La détermination de la valeur de A est décrite dans la Section 2.1.3.2.

Pour illustrer l'utilisation du diagramme de la Figure 20, il est possible de faire référence à l'hydroxyde de sodium et au chlore, étant les deux coproduits du procédé chlore-alcali (Bo P. Weidema et al., 2013). Un de ces produits est le coproduit déterminant (par exemple le chlore), ce qui signifie que la demande augmentée pour ce produit mène à la production augmentée via le procédé chlore-alcali. En conséquence, le coproduit dépendant (hydroxyde de sodium) est également produit. La conséquence de cette coproduction est modélisée soit par une augmentation du stockage ou du traitement des déchets (s'il y a un surplus), soit par une valorisation augmentée de l'hydroxyde de sodium, une augmentation de l'utilisation par le consommateur marginal, et la diminution de l'utilisation du produit alternatif. L'utilisateur marginal est l'utilisateur étant le plus susceptible d'augmenter ou de diminuer son utilisation d'un produit.

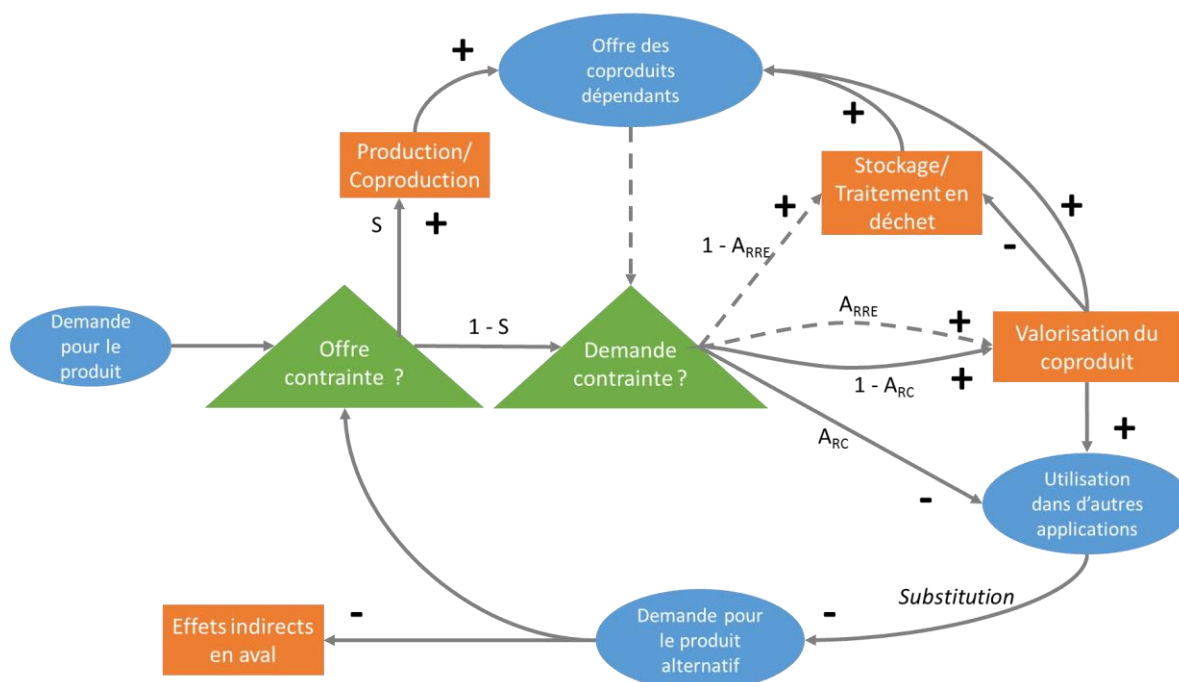


Figure 18 Diagramme *causal-loop* (D. Schrijvers, 2017) supportant l'évaluation des conséquences d'une décision. Le paramètre S fait référence aux contraintes de l'offre ($S = 0$ pour une offre complètement contrainte, $S = 1$ pour une offre non-contrainte). Le paramètre A fait référence aux contraintes de la demande ($A = 0$ pour une demande complètement contrainte, $A = 1$ pour une demande non contrainte). Les indices RRE et RC font référence aux produits avec une offre changeante (RRE) ou une demande changeante (RC). Les « plus » indiquent des mécanismes de rétroaction positifs (augmente $\rightarrow$ augmente ; diminue $\rightarrow$ diminue). Les « moins » indiquent des mécanismes de rétroaction négatifs (augmente $\rightarrow$ diminue ; diminue $\rightarrow$ augmente). Un changement de l'offre pour un coproduit dépendant est modélisé par les flèches tirets.

2.2.4. DESCRIPTION ET ANALYSE DES DIFFERENTES METHODES DE CALCUL DES EMISSIONS EVITEES EN ACV, ET PLUS SPECIFIQUEMENT POUR LES GES

Dans cette section sont analysés les aspects clé des méthodologies sélectionnées pour calculer et communiquer les émissions évitées. Le Tableau 6 présente une vue d'ensemble des références de la littérature de ces méthodes ainsi que le nom abrégé qui sera utilisé pour se référer à ces méthodes.

Tableau 6 - Vue d'ensemble des méthodes évaluées et leurs principales références

Référence de la méthode	Nom abrégé
Quantifier l'impact GES d'une action de réduction des émissions - V2 (ADEME, 2016)	QuantiGES
Guidelines for Assessing the Contribution of Products to Avoided GHG Emission (The Institute of LCA Japan, 2015)	ILCAJ
Avoided emissions - Companies assess their climate solutions (Entreprises pour l'Environnement, 2018)	Entreprises pour l'Environnement
Avoiding Greenhouse Gas Emissions - the Essential Role of Chemicals: Guidelines - Accounting for and Reporting Greenhouse Gas (GHG) Emissions Avoided along the Value Chain based on Comparative Studies (ICCA & WBCSD, 2017)	ICCA & WBCSD
Carbon handprint – An approach to assess the positive climate impacts of products demonstrated via renewable diesel case (Grönman et al., 2019)	Carbon handprint
Consequential LCA (Sonnemann & Vigon, 2011; Bo P. Weidema et al., 2009)	ACV conséquentielle

2.2.4.1. FORMULATION DU SUJET DE L'ETUDE

Les méthodes évaluées sont divergentes dans l'objet d'évaluation des impacts évités, comme montré dans le Tableau 7. Les deux principaux sujets peuvent être identifiés :

- Les impacts d'un produit au cours de son cycle de vie, exprimés par unité fonctionnelle,
- L'impact d'une action.

L'unité fonctionnelle est utilisée comme une base pour la comparaison des méthodes se référant aux normes ISO 14040 et 14044, comme les méthodes ILCAJ, ICCA, Carbon Handprint, et ACV conséquentielle. La méthode QuantiGES et les documents sur lesquels elle est basée (ISO 14064-2 et le GHG Protocol Policy and Action standard) ne mentionnent pas la formulation d'une unité fonctionnelle. A la place, toutes les conséquences de l'action sont considérées. L'ACV conséquentielle aspire à calculer les impacts environnementaux nets et les bénéfices d'une décision, qui devraient être considérés comme une « action ». Cette décision résulte dans la demande augmentée ou réduite pour des produits, et leur évaluation est réalisée sur l'unité fonctionnelle du système également. Cela montre qu'il n'y a pas de différence importante entre l'évaluation de l'unité fonctionnelle d'un produit et l'évaluation d'une action.

Tableau 7 - Vue d'ensemble du sujet d'évaluation des différentes méthodes

Méthode	Sujet de l'étude
QuantiGES	Quantifier l'impact GES d'une action de réduction des émissions.
ILCAJ	Quantifier la contribution des ventes d'un produit (le « produit cible ») d'une entreprise aux émissions évitées de GES au cours du cycle de vie.
Entreprises pour l'Environnement	Quantifier les émissions évitées d'un produit au cours de son cycle de vie.
ICCA & WBCSD	Quantifier les émissions GES réduites d'un produit chimique au cours de son cycle de vie : - Produit/technologie vs la non-utilisation du produit/technologie, - Comparaison du produit/technologie à travers les secteurs, - Comparaison du produit/technologie dans le même secteur, - Evaluation passée et future.
<i>Carbon Handprint</i>	Quantifier les bénéfices environnementaux que les organisations peuvent atteindre et communiquer en fournissant des produits réduisant l'empreinte des consommateurs.
ACV conséquentielle	Quantifier les impacts nets ou les bénéfices d'une décision.

2.2.4.2. UTILISATIONS ENVISAGEES DES RESULTATS

Le Tableau 8 montre que les résultats du calcul des émissions évitées peuvent être utilisés dans un large panel d'applications et pour des publics divers. La norme ISO 14044 requiert que la définition des objectifs et de la portée de l'ACV inclue l'application prévue des résultats et le public envisagé, puisque cela influence entre autres, les exigences de qualité des données.

Tableau 8 - Utilisations envisagées des résultats générés par les différentes méthodes

Méthode	Utilisations des résultats	Publics
QuantiGES	- Estimer le potentiel bénéfice d'une action - Choisir entre différentes actions - Optimisation de la quantification et du pilotage de l'action - Communiquer sur l'efficacité d'une action - Evaluer sa contribution à l'atteinte des objectifs de réductions GES globaux - Communiquer sur l'efficacité de la stratégie de l'entreprise ou d'une politique publique	- Toutes organisations - Responsables environnement - Chargés de missions - Elus - Décideurs
ILCAJ	- Développement du produit - Communication, par exemple dans les rapports RSE	- Interne à l'entreprise - Consommateurs - Décideurs politiques
Entreprises pour l'Environnement	- Etablir un avantage compétitif des entreprises en promouvant les produits et services - Mieux informer les consommateurs - Informer les actionnaires sur les bénéfices environnementaux des investissements - Formuler des objectifs d'émissions évitées et suivre le progrès - Aider les décideurs politiques dans leurs procédés de prise de décision - Comparer les entreprises entre elles	- Communauté financière - Clients - Développeurs produit - Décideurs politiques - ONGs - Autorités publiques -
ICCA & WBCSD	- Développer des stratégies R&D - Développer des stratégies marketing - Développer des objectifs de performance et suivre leur implémentation - Effectuer un suivi d'entreprise externe complet - Supporter la compréhension des chaînes de valeur par les investisseurs, les décideurs politiques et les citoyens - Communiquer les bénéfices d'un secteur	- Développeurs de stratégies d'entreprise - Développeurs produit - Départements marketing - Investisseurs - Décideurs politiques - Citoyens
<i>Carbon Handprint</i>	- Marketing et communication - Identifier les options pour augmenter les bénéfices environnementaux	- Clients - Développeurs produit
ACV conséquentielle	- Prendre une décision entre deux options alternatives	- Consommateurs - Développeurs produit - Décideurs politiques - Entreprises

2.2.4.3. DEVELOPPEMENT DU SCENARIO D'ANALYSE

Pour la plupart des méthodologies, un scénario d'analyse et un scénario de référence doivent être formulés. Le scénario d'analyse décrit la situation dans laquelle le produit ou l'action à l'étude est implémenté. Le scénario de référence montre les impacts qui auraient dû avoir lieu si le produit n'avait pas été utilisé ou si l'action n'avait pas été réalisée.

Les aspects inclus dans le scénario d'analyse décrits par les méthodes sont présentés dans le Tableau 9. La méthode ILCAJ fait une distinction entre le « produit cible » et le « produit final ». Le produit final est le produit utilisé par le consommateur et fournissant une fonction. Le produit cible, c.-à-d. le produit d'analyse, peut être un produit final, mais aussi un composant ou un matériau intermédiaire (i.e. utilisé dans un produit final), comme les pneus d'une voiture. L'unité fonctionnelle doit être formulée en relation avec le produit final utilisant le produit cible.

Si une unité fonctionnelle est utilisée comme base pour la comparaison, la norme ISO 14044 décrit les éléments devant être mentionnés dans la description de l'unité fonctionnelle et dans les objectifs et le champ de l'étude en général. QuantiGES et Entreprises pour l'Environnement fournissent une guide plus spécifique pour la description du scénario d'analyse. Ils affirment que des éléments contextuels du scénario doivent être incorporés, comme le développement du mix énergétique et les changements réglementaires.

Tableau 9 - Recommandations pour le développement du scénario d'analyse

Méthode	Développement du scénario d'analyse
QuantiGES	- Facteurs externes à l'action : - o L'évolution du climat (ex : variations de pluie et ensoleillement) - o Les évolutions de structure (ex : population) - o Le développement technologique - Extrapolation des évolutions des émissions de GES avant la mise en œuvre de l'action
ILCAJ	- Si le produit cible est un produit final, l'unité fonctionnelle du produit final est décrite - Si le produit cible est un matériau ou un composant, l'unité fonctionnelle est décrite pour le produit final qui utilise le produit cible - L'unité fonctionnelle doit décrire la durée de vie et la localisation géographique dans laquelle le produit est utilisé
Entreprises pour l'Environnement	- Représentation du monde actuel et futur avec les éléments contextuels principaux : - o Mix énergétique - o Changements réglementaires - o Développements de marché - o Facteurs d'émissions - o Laps de temps utilisé - Communiquer une évaluation de la sensibilité des résultats pour ces hypothèses - Faire des hypothèses conservatives menant à des émissions évitées plus faibles - Inclure les acteurs dans le développement des scénarios
ICCA & WBCSD	- Fonction quantifiée - Exigences de qualité - Durée de vie (durabilité des produits d'utilisation finale) - Référence temporelle et géographique pour la production et l'utilisation
<i>Carbon Handprint</i>	- Sélection d'un produit pour le calcul - Indication du client - Définition du mécanisme de création de bénéfice auquel le produit contribue

	- Définition de l'unité fonctionnelle représentant le profil de l'utilisateur du client cible
ACV conséquentielle	- Unité fonctionnelle décrivant : - o Les propriétés exigées du produit (fonctionnalité, qualité, esthétique, coûts, image, etc...) - o Les produits complémentaires utilisés en même temps que le produit

2.2.4.4. PROCEDES DEVANT ETRE INCLUS DANS L'ANALYSE

Comme la plupart des méthodologies recommandent d'appliquer une approche de cycle de vie, en général, il est recommandé d'inclure toutes les étapes du cycle de vie (production, distribution, utilisation et fin de vie) dans l'évaluation (Tableau 10). La méthode ILCAJ recommande de définir un diagramme des flux de processus incluant les principaux procédés pour les systèmes de produit du système d'analyse et du système de référence, pour comprendre les différences entre leurs cycles de vie. Les procédés identiques dans les deux systèmes doivent être modélisés avec les mêmes données. La plupart des méthodes permettent une simplification de l'analyse en omettant les procédés ou étapes du cycle de vie identiques dans les deux scénarios. Cependant, si ces procédés sont omis, les émissions évitées relatives (ex : une réduction d'émission de X%) ne doivent pas être communiquées (ICCA & WBCSD, 2017; The Institute of LCA Japan, 2015).

D'après la méthode QuantiGES, un « arbre des conséquences » doit être réalisé, incluant toutes les conséquences directes et indirectes ayant lieu à cause de l'implémentation de l'action. Les conséquences sont identifiées via une session de brainstorming et incluent les effets multiplicateurs, les effets de déplacement et les effets rebonds. Ces effets reflètent les différences dans le comportement des consommateurs liées à des différences de prix ou de consommation d'énergie entre les deux scénarios alternatifs. Cependant, les effets multiplicateurs et de rebonds indirects peuvent être omis de l'analyse. La méthode QuantiGES propose par ailleurs des étapes de simplification différentes par l'exclusion des procédés ayant des impacts avec une contribution relativement faible. D'abord, une estimation approximative des impacts de tous les procédés doit être faite. Dans une analyse simplifiée, seulement les procédés contribuant à 60 % aux impacts doivent être inclus. Dans une analyse intermédiaire et dans une analyse approfondie, respectivement 75 % et 90 % des impacts doivent être couverts. La méthode QuantiGES propose d'utiliser des données marginales lorsque le changement de consommation d'un produit est faible comparé à la consommation totale initiale de ce produit, ce qui est en accord avec les recommandations de (Ekvall et al., 2016) pour une ACV conséquentielle.

Tableau 10 - Procédés inclus dans les méthodologies d'évaluation et suggestions pour les simplifier

Méthode	Procédés inclus dans l'analyse	Possibilité de simplification
QuantiGES	Toutes les conséquences directes et indirectes d'une action à l'étude sous la forme d'un « arbre des conséquences »	- Exclure les effets multiplicateurs - Exclure les effets de rebonds indirects - Selon le niveau d'analyse (et la « note de fiabilité » correspondante) : inclure à l'analyse seulement les conséquences contribuant à 60 % (simplifié), 75 % (intermédiaire) ou 90 % (approfondie)
ILCAJ	Toutes les étapes du cycle de vie doivent être incluses dans la comparaison	Omettre les procédés identiques ou très similaires entre les deux systèmes. Dans ce cas, le taux d'émissions évitées par rapport à la référence ne doit pas être diffusé.
Entreprises pour l'Environnement	Toutes les étapes du cycle de vie doivent être incluses dans la comparaison	Des phases du cycle de vie peuvent être exclues si le scénario d'analyse et de référence ont les mêmes émissions.
ICCA & WBCSD	Toutes les étapes du cycle de vie doivent être incluses dans la comparaison	Des phases du cycle de vie peuvent être exclues si le scénario d'analyse et de référence ont les mêmes émissions. - Indiquer la signification des étapes du cycle de vie omises

		- Déclarer les sources de données et les hypothèses pour estimer les étapes du cycle de vie omises - Décrire les limites de l'étude - Dans ce cas, le taux d'émissions évitées par rapport à la référence ne doit pas être diffusé.
<i>Carbon Handprint</i>	Toutes les étapes du cycle de vie doivent être incluses dans la comparaison. L'horizon temporel définit quels procédés sont inclus ou exclus.	Les étapes du cycle de vie identiques entre les deux scénarios peuvent être omises, mais cela doit être communiqué de manière transparente. A minima les étapes du cycle de vie dans lesquelles les bénéfices environnementaux ont lieu doivent être incluses.
ACV conséquentielle	Le système de produit contient tous les procédés affectés par la décision	Les règles de cut-off doivent être appliquées comme décrit dans la norme ISO 14044.

2.2.4.5. DEFINITION DU SCENARIO DE REFERENCE

Un paramètre clé influençant le calcul des émissions évitées est la définition d'un scénario de référence. Les définitions et les exemples proposés des méthodes analysées sont résumés dans le Tableau 11. La plupart des méthodologies sont spécifiques à propos du scénario de référence et il correspond dans la plupart des cas au scénario ayant lieu sans la décision ou l'action en cours. Cela signifie que les impacts évités représentent les impacts des technologies dont la production finale va diminuer, ce qui est cohérent avec une approche conséquentielle (Bo P. Weidema et al., 2009). **Cependant, Entreprises pour l'Environnement ne fournit pas de définition claire du scénario de référence.** De ce fait, plusieurs interprétations pourraient être appliquées.

Pour le scénario de référence, la méthode ILCAJ fait la même distinction entre le « produit cible » et le « produit final » que pour le scénario d'analyse. Si le « produit à comparer » (c.-à-d. le produit utilisé en l'absence du produit cible) est un produit final, il représente la référence. A l'inverse, si le « produit à comparer » est un composant, le produit final utilisant le produit est la référence. Les unités fonctionnelles du système d'analyse et de la référence doivent être identiques.

(Entreprises pour l'Environnement, 2018) recommande de sélectionner un scénario de référence crédible et disponible sur le marché. Le scénario de référence doit être décrit avec assez de détails pour pouvoir réaliser l'ACV, et doit avoir la même fonctionnalité que le scénario d'analyse. Les parties prenantes doivent être impliquées dans le développement du scénario de référence et le scénario doit être partagé et reconnu par un grand nombre d'acteurs industriels. Enfin, le scénario de référence doit être communiqué de manière transparente et seulement un scénario d'analyse et un scénario de référence doivent être présentés à la fois.

(ICCA & WBCSD, 2017) présentent un diagramme des flux aidant à formuler le scénario de référence (Figure 19). Ils soulignent l'importance du fait que la solution de référence puisse être interchangeable avec l'alternative proposée pour le consommateur typique dans le marché sélectionné en termes de plusieurs critères de qualité : la fonctionnalité et les propriétés techniques (ex : stabilité, durabilité, facilité de maintenance) doivent être les mêmes, et les bénéfices additionnels pendant l'utilisation et la fin de vie doivent être considérés.

Pour la *Carbon Handprint*, la solution de référence doit livrer la même fonction, doit être utilisée pour la même finalité, doit être disponible sur le marché et utilisée dans la même période de temps et région géographique définie, et doit être analysée de manière aussi cohérente en termes de qualité des données, représentativité, frontières du système, hypothèses, etc. que la solution d'analyse. Si le produit analysé est nouveau sur le marché, le scénario de référence représente le scénario dans lequel le produit n'est pas disponible. Si le produit analysé est supposé remplacer un autre produit, le produit spécifique utilisé par le client est utilisé comme référence. S'il est difficile de trouver un produit spécifique, le produit utilisé par le leader du marché ou le produit moyen dans la zone et période de référence identifiée peut être utilisé comme référence. Sinon, des normes, spécifications des meilleures technologies disponibles, ou d'autres spécifications de produit peuvent être utilisées. Il faut remarquer

que (Grönman et al., 2019) ne considèrent pas une diminution de l'empreinte des entreprises comme une potentielle *Carbon Handprint*. Par conséquent, **l'ancienne version du produit de la même entreprise est exclue des options pour le scénario de référence.**

En ACV conséquentielle, le scénario de référence n'est généralement pas modélisé, puisque seulement les impacts et bénéfices nets sont calculés et ont lieu grâce à la décision à l'étude (De Camillis, Brandão, Zamagni, & Pennington, 2013). Cependant, une décision peut résulter en la diminution de la demande pour un produit qui aurait pu être utilisé si la décision n'avait pas existé. En d'autres termes, la décision peut mener à la substitution d'autres produits et procédés. C'est particulièrement pertinent si l'unité fonctionnelle est formulée en tant que « l'offre supplémentaire en... », comme expliqué dans la section 3.3.3. Puisque dans la plupart des études ACV, le principe du *ceteris paribus* est appliqué – signifiant que la production et la demande de produits en dehors du contexte de décision restent constantes - la production additionnelle d'un produit ne mène pas nécessairement à la demande additionnelle pour une fonction que ce produit fournit. Par conséquent, une telle unité fonctionnelle peut être modélisée par la substitution de produits et procédés dans le scénario de référence. L'organigramme de la Figure 15 (2.1.3.2) peut être utilisé pour identifier les produits pouvant représenter de bons substituts, et prend en compte l'utilisateur qui est susceptible de changer son comportement ainsi que les inconvénients additionnels en amont liés à l'utilisation du nouveau produit. De manière similaire à une approche conséquentielle, la méthode QuantiGES ne fait pas de comparaison directe avec le scénario de référence. A la place, le scénario de référence est intégré au scénario d'analyse en tant qu'émissions réduites ou évitées.

Il est intéressant de remarquer que la « combinaison moyenne du marché » est recommandée par plusieurs méthodes. Cependant, la moyenne du marché est surtout recommandée en tant que proxy pour les technologies affectées par la décision, plutôt que formulation précise de la référence. La Figure 19 montre que la moyenne du marché peut en effet être affectée par la solution en cours, ce qui est pertinent par exemple en ACV conséquentielle où la solution proposée est implémentée à une échelle si grande que les opérations du marché dans sa globalité sont affectées (Ekvall et al., 2016).

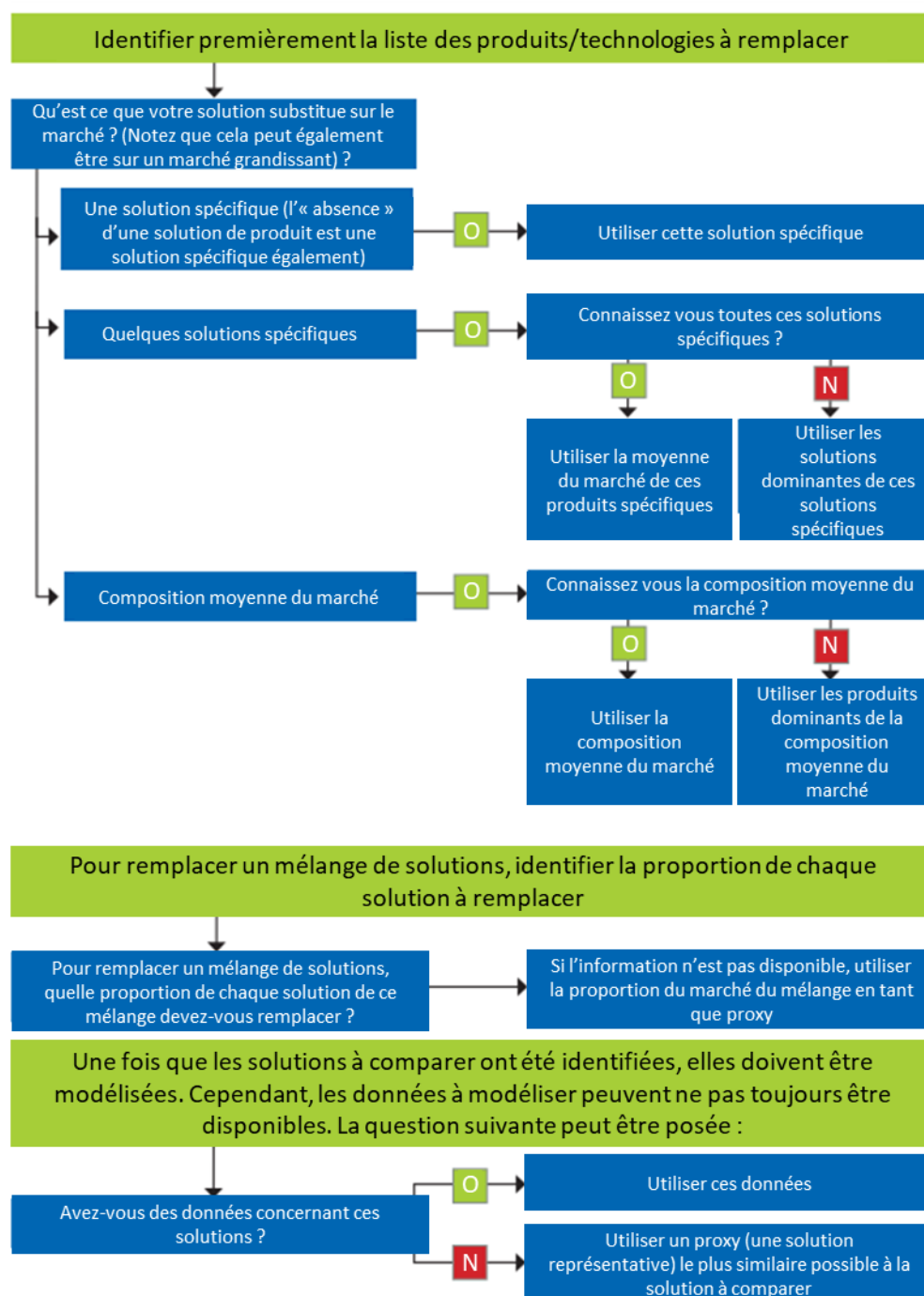


Figure 19 Arbre des décisions pour sélectionner la solution de référence (ICCA & WBCSD, 2017)

Tableau 11 - Définition du scénario de référence et exemples des méthodes

Méthode	Définition de la référence	Exemples
QuantiGES	Le scénario le plus probable sur la période considérée en l'absence de mise en œuvre de l'action visée	- Prolongement d'une situation historique intégrant l'influence des facteurs externes - Utilisation d'un standard de référence (ex : une réglementation sectorielle) - Utilisation d'un échantillon-témoin
ILCAJ	Le "produit à comparer" = le produit final qui sera utilisé en l'absence du	- Produit avec la part de marché la plus élevée

	produit final utilisant le produit cible	- Produit publiquement connu comme le « produit moyen » de la catégorie de produit - Ancienne version du produit de la même entreprise - Produit en accord avec la législation et les réglementations - Produit conventionnel
Entreprises pour l'Environnement	Le scénario de la « solution de référence »	- Moyenne de l'entreprise - Moyenne sur le marché - Alternative avec la plus grande part de marché - Alternative considérée comme la « norme » pour le secteur - Meilleure technologie disponible - Alternative imposée par la conformité avec les lois actuelles - Choix alternatif pour les consommateurs - Situation initiale des consommateurs
ICCA & WBCSD	La solution qui est remplacée par la solution proposée	- Moyenne du marché - Moyenne de plusieurs solutions sur le marché - Solution très spécifique - Solution dominante - Solution marginale - Solution qui existerait sans la solution proposée - Si pertinent : produits sur le point d'être supprimés - Estimation juste de ce qui est remplacé
Carbon Handprint	Le scénario dans lequel le produit n'est pas disponible	- Produit spécifique utilisé par le client identifié - Produit utilisé par le leader du marché dans la zone et période de référence spécifiée. - Produit moyen dans la zone et période de référence spécifiée - Spécification de produit ou meilleure technologie disponible.
ACV conséquentielle	Le scénario sans action ni décision (De Camillis et al., 2013)	Les impacts de la référence ne sont généralement pas modélisés, car l'ACV conséquentielle montre seulement les impacts et les bénéfices nets (De Camillis et al., 2013)

2.2.4.6. QUALITE DES DONNEES

Le calcul des émissions évitées devient plus délicat lorsque les émissions (évitées) attendues ont lieu sur un horizon temporel long, par exemple à cause de l'utilisation d'un produit avec une très longue durée de vie. Les incertitudes des données et les hypothèses de scénario sont également importantes pour le scénario d'analyse et pour le scénario de référence.

La qualité des données doit toujours être évaluée en relation avec les objectifs et la portée de l'analyse, en incluant l'application envisagée des résultats et le public ciblé. En effet, c'est une exigence de la norme ISO 14044, à laquelle se réfère la méthode ILCAJ (voir Tableau 12). Toute ACV doit formuler les exigences de qualité des données en rapport avec les aspects suivants (ISO, 2006b) :

- Couverture temporelle
- Couverture géographique
- Couverture technologique
- Précision
- Exhaustivité
- Représentativité
- Cohérence
- Reproductibilité
- Sources des données
- Incertitude de l'information

La méthode QuantiGES fournit une recommandation sur le type de communication et de prise de décision pouvant être faite en se basant sur l'évaluation de la qualité des données et du scénario de référence. La qualité des données est évaluée selon le Tableau 13. Basé sur cette note de qualité des données, sur la note de la probabilité du scénario de référence, et sur la note de l'exhaustivité de l'évaluation, une note finale est calculée. Cela résulte en un indice de confiance qualifiant l'évaluation des émissions prévues de « faible », « correcte » ou « optimale ». Cet indice de confiance indique si les résultats sont adaptés à une communication interne et externe et à la prise de décision (Tableau 14).

(ICCA & WBCSD, 2017) fournissent des recommandations sur la façon de modéliser les impacts (évités) de produits avec de longues durées de vie. Cela peut être délicat à cause des incertitudes liées aux éléments suivants :

- Comportement de l'utilisateur
- Traitement de fin de vie
- Mix énergétique
- Efficacité énergétique
- Politiques réglementaires
- Conditions de marché
- Pratiques de recyclage

(ICCA & WBCSD, 2017) recommandent de décrire premièrement un scénario qui n'inclue aucun futur développement, en utilisant des données récentes. Via des analyses du scénario et de sensibilité, il est possible de démontrer comment les paramètres clé peuvent changer et comment cela peut influencer les résultats. Pour le rapport, il est recommandé d'analyser le scénario de référence (sans futurs développements) et les résultats du scénario de plus probable. De la même façon, (Bo P. Weidema et al., 2009) reconnaissent que la modélisation des comportements de marché futurs est un point sensible en ACV conséquentielle. Ils recommandent de formuler des scénarios différents et d'annoncer les hypothèses faites de manière transparente.

(Bouvard & Hache, 2017) ont identifié via une enquête que la plupart des spécialistes d'ACV évaluant les impacts environnementaux futurs considèrent que la modélisation de scénarios différents est indispensable. Les spécialistes d'ACV recommandent, par exemple, qu'un scénario de référence soit formulé et que les facteurs influençant soient identifiés un par un, ou d'évaluer le scénario le plus bénéfique, le moins bénéfique et le plus probable (Bouvard & Hache, 2017). Une définition claire de l'objectif et du périmètre de l'étude peut éliminer le nombre de scénarios possibles. Par ailleurs, établir des scénarios en accord avec les parties prenantes ou les experts est largement recommandé, notamment par (Entreprises pour l'Environnement, 2018).

(Mendoza Beltran et al., 2018) évaluent plusieurs méthodes d'incertitude pouvant être utilisées en ACV comparative. Ils soulignent l'importance de reconnaître les incertitudes communes entre les deux alternatives, telles que le mix énergétique dans le scénario d'analyse et le scénario de référence. Mendoza Beltran et al. démontrent qu'une ACV déterministe (montrant seulement un résultat pour les alternatives comparées) est trop simpliste, car il y a une probabilité que les conclusions soient inversées si les incertitudes sont prises en compte. Ils recommandent fortement d'utiliser des méthodes d'incertitude pour confirmer les assertions comparatives en ACV. Ces méthodes permettent d'identifier la pertinence d'affirmations telles que « l'Option A est meilleure que l'Option B » même si un nombre quantitatif d'« émissions évitées » ne semble pas être abordé.

Alors que les analyses d'incertitude sont indispensables dans le domaine scientifique, il est souvent impossible de les réaliser pour des applications de l'ACV en entreprise pour des raisons de temps et de disponibilité des données (Blass & Corbett, 2018). Pour des décisions de management ou stratégiques, les résultats de l'ACV doivent être « assez bons » pour permettre une prise de décision. Cela ne se réfère pas seulement à la précision du calcul des impacts mais également à la certitude du résultat (ex : selon l'approche de l'ACV et les choix de méthode et de données) et à la volonté des consommateurs d'accepter les résultats (Blass & Corbett, 2018). De ce fait, (Blass & Corbett, 2018) se réfèrent à « l'incertitude de décision » (l'entreprise fera t-elle la mauvaise décision ?) plutôt que « l'incertitude d'impact ». De cette perspective, mener des analyses d'incertitude et de sensibilité, comme conseillé dans la norme ISO 14044 peut être moins utile pour les preneurs de décision qu'une « notation » générale de la qualité de l'analyse et des données utilisées, comme proposé par l'ADEME dans la méthode QuantiGES.

Tableau 12 - Recommandations par rapport aux exigences de qualité des données, aux incertitudes et à la sensibilité

Méthode	Exigences de qualité des données	Recommandations
QuantiGES	- Evaluer la qualité des données selon le Tableau 13 - Choisir le scénario de référence le plus probable (pas d'analyse de sensibilité)	- Attribuer des notes pour évaluer : - o La probabilité d'apparition du scénario de référence choisi - o La qualité des données disponibles et utilisées - o Le pourcentage des impacts estimés total qui sera couvert par les conséquences incluses dans l'analyse - Utiliser les résultats en accord avec leur note de qualité
ILCAJ	Les exigences de qualité des données comme formulées dans la norme ISO 14044 doivent être suivies, c.-à-d. la qualité des données doit être en accord avec les objectifs et le périmètre de l'analyse	- Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité - Communiquer les hypothèses sur les scénarios futurs
Entreprises pour l'Environnement	Impliquer les autres industries pour établir un consensus sur les scénarios évalués	Réaliser des études de sensibilité sur le calcul des hypothèses, le mix énergétique, les facteurs d'émission et la période temporelle utilisée
ICCA & WBCSD	- Suivre les exigences de la norme ISO 14044 et du Protocole GES sur la qualité des données - Être transparent sur la qualité des données - Spécifier les bases de données utilisées - Reporter les données les plus importantes dans un tableau	- D'abord considérer un scénario sans changement futur en utilisant des données récentes - Pour les produits avec une phase d'utilisation longue, fournir une analyse de scénario qualitative, en expliquant comment les paramètres clé peuvent changer et comment cela peut influencer les résultats
<i>Carbon Handprint</i>	- Suivre les instructions de l'ISO 14044 - Les données doivent être représentatives en termes de	- Considérer la modélisation du scénario avec des analyses de sensibilité

	couverture technique géographique et temporelle. - Les données doivent également être précises et complètes	- Utiliser les données les plus récentes - Utiliser des données moyennes annuelles ou sur plusieurs années
ACV conséquentielle	Les exigences de qualité des données comme formulées dans la norme ISO 14044 doivent être suivies, c.-à-d. la qualité des données doit être en accord avec les objectifs et le périmètre de l'analyse	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité

Tableau 13 - Evaluation de la qualité des données selon la méthodologie QuantiGES (ADEME, 2016)

Type de données	Description	Exemples	Fiabilité/ Précision
Données primaires	Données observées, prélevées à partir des systèmes d'information et relevés physiques appartenant ou exploités par la collectivité ou l'entreprise (ou une société dans sa chaîne d'approvisionnement).	Consommations réelles de combustibles fossiles.	♦ ♦ ♦ ♦
Données secondaires	Données génériques ou données moyennes provenant de sources publiées, qui sont représentatives des activités de l'entreprise ou de ses produits ou de la collectivité et son territoire.	Consommations énergétiques moyennes nationales d'une voiture essence en cycle urbain.	♦ ♦
Données extrapolées	Données primaires ou secondaires liées à une activité similaire qui sont adaptées ou personnalisées à une nouvelle situation.	Consommations énergétiques d'une agence bancaire en zone rurale située dans les Vosges corrigées du climat pour une agence similaire située dans les Landes.	♦
Données approchées	Données primaires ou secondaires liées à une activité semblable qui peuvent être utilisées en lieu et place de données représentatives. Ces données existantes sont directement utilisées sans adaptation.	Consommations énergétiques d'une agence bancaire en zone rurale située dans les Vosges non corrigées du climat pour une agence similaire située dans les Landes.	-

Tableau 14 - Utilisation potentielle des résultats de la méthode QuantiGES en fonction de la qualité des données, de la probabilité du scénario de référence, et du pourcentage des émissions considéré (ADEME, 2016)

		COMMUNICATION INTERNE	COMMUNICATION EXTERNE	ÉLÉMENTS DE LANGAGE	INTÉGRATION DANS UN PROCESSUS DE DÉCISION
INDICE DE CONFIANCE	FAIBLE	Avec prudence	Aucune communication	« En ordre de grandeur » Ne donner qu'un seul chiffre significatif	Hasardeuse ☹️
	CORRECT	Possible	Avec précaution	« Environ » Aller jusqu'à 2 chiffres significatifs maximum	Envisageable 😊
	OPTIMAL	Possible 👍	Possible 👍	Libre	Favorable 😄

2.2.4.7. MISE A L'ECHELLE DES EMISSIONS EVITEES

Tout calcul d'émissions évitées est basé sur le choix initial de la taille de l'action implémentée ou de la taille de l'unité fonctionnelle. Cependant, dans certains cas, il peut être désirable de multiplier ces émissions évitées avec tous les produits vendus par une entreprise. Comme démontré dans le Tableau 15, il n'est pas toujours recommandé d'augmenter ou de réduire l'échelle des résultats de l'analyse. Augmenter ou réduire les résultats est déconseillé par la méthode QuantiGES et Entreprises pour l'Environnement alors que les méthodes ILCAJ et ICCA & WBCSD ne s'y opposent pas. En ACV conséquentielle, le fait que les conséquences puissent être linéairement liées à la taille de la décision dépend de l'impact sur le marché.

Tableau 15 - Méthodes de mise à l'échelle recommandées

Méthode	Méthode de mise à l'échelle recommandée
QuantiGES	Les résultats de l'analyse sont dépendants de la taille de l'action et ne doivent pas être changés d'échelle.
ILCAJ	Les émissions évitées par unité fonctionnelle de produit final sont multipliées par le nombre de produits finaux à l'usage (ou vendus).
Entreprises pour l'Environnement	Toutes les émissions évitées ne peuvent pas être mises à l'échelle, puisqu'il n'y a pas toujours une relation linéaire entre les émissions évitées par l'unité fonctionnelle et les émissions évitées par tous les produits vendus par une entreprise. Les incertitudes liées à la représentation précise des scénarios sont amplifiées si les résultats sont mis à l'échelle de tous les produits vendus par l'entreprise.
ICCA & WBCSD	La mise à l'échelle des émissions évitées n'est pas mentionnée. Cependant, (Brug et al., 2017) appliquent la méthode de (ICCA & WBCSD, 2013) et mettent à l'échelle les émissions évitées des solutions implémentées actuellement au potentiel complet pouvant être obtenu si les solutions sont implémentées à plus grande échelle.
<i>Carbon Handprint</i>	Dans la description de la méthode, la potentielle mise à l'échelle des bénéfices environnementaux calculés n'est pas mentionnée. Dans l'exemple proposé sur le diesel renouvelable, les impacts évités d'un véhicule sont multipliés par le nombre de véhicules de la flotte.
ACV conséquentielle	Les résultats peuvent être mis à l'échelle si les conséquences d'une décision sont marginales. Si les conséquences sont grandes, la taille de l'unité fonctionnelle doit représenter la taille du changement de la demande.

2.2.4.8. ATTRIBUTION DES EMISSIONS EVITEES AUX ACTEURS DE LA CHAÎNE DE VALEUR

Pour beaucoup de développeurs de matériaux et de produits, les émissions évitées peuvent seulement être obtenues au-delà des frontières de l'entreprise, par exemple par les fabricants en amont, pendant l'utilisation du produit, ou pendant le traitement de fin de vie. Pour ces entreprises, il est important d'être capable de démontrer que leurs produits ont contribué à ces bénéfices environnementaux. Par ailleurs, les entreprises peuvent vouloir établir un portfolio de leurs contributions aux émissions évitées, en agrégeant les émissions évitées de différents produits. Le Tableau 16 présente les recommandations des méthodes analysées sur le calcul du taux de contribution et si les résultats peuvent être agrégés au niveau de l'entreprise. Il semble que la plupart des développeurs de méthodes déconseillent d'attribuer les émissions évitées à des acteurs uniques de la chaîne de valeur, puisque dans la plupart des cas, de telles émissions évitées sont le résultat d'un effort collaboratif entre les acteurs de la chaîne de valeur. Il existe une similitude avec le calcul des impacts environnementaux, qui sont aussi le résultat d'opérations de tous les acteurs de la chaîne de valeur. Par ailleurs, déclarer les émissions évitées sur toute la chaîne de valeur évite que les émissions soient double comptées (Norris, 2018).

La méthode ILCAJ est le seul document recommandant de calculer un taux de contribution, et propose plusieurs approches de calcul, telles que le calcul basé sur la contribution technique relative, sur la valeur ajoutée relative au produit final, ou basé sur un consensus entre les acteurs. Cependant, des exemples pour illustrer ces approches ne sont pas fournis. **(METI, 2018) vont plus loin en recommandant l'agrégation la contribution aux émissions évitées de différents produits au niveau de l'entreprise.** (Entreprises pour l'Environnement, 2018) formulent plusieurs limites de l'agrégation des émissions évitées au niveau de l'entreprise. Par exemple, il faut considérer le fait que les produits d'une entreprise puissent déplacer la production et la consommation d'autres produits, ou

qu'ils puissent être utilisés en tant que produits additionnels car cela peut mener à des émissions additionnelles plutôt qu'à des émissions évitées.

(ICCA & WBCSD, 2017) proposent un tableau d'évaluation déterminant la contribution relative des acteurs de la chaîne de valeur aux émissions évitées en termes qualitatifs. Ils fournissent plusieurs arguments pour éviter l'attribution des émissions évitées à un acteur unique de la chaîne de valeur (ICCA & WBCSD, 2017) :

- Calculer le taux de contribution pourrait affaiblir la compréhension du fait que les émissions évitées sont le résultat d'une coopération entre les partenaires de la chaîne de valeur ;
- Il n'y a pas de propriété proportionnellement corrélée aux émissions évitées (prix, masse) ;
- Les résultats peuvent ne pas être comparables entre les entreprises si des méthodes de calcul différentes sont utilisées ;
- Les émissions ne peuvent pas atteindre 100 %.

Comme l'a montré le Tableau 9, la plupart des méthodes sont axées sur le calcul des émissions évitées de *produits*. A l'inverse, la méthode QuantiGES est centrée sur les émissions évitées d'*actions*, et l'ACV conséquentielle sur des *décisions*. C'est une distinction intéressante, car de multiples acteurs sont impliqués dans la chaîne de valeur de produits. Néanmoins, une action ou une décision peuvent être implémentées par un acteur unique de la chaîne de valeur. Par conséquent, la méthode QuantiGES et l'ACV conséquentielle permettent d'attribuer les émissions évitées aux acteurs de la chaîne de valeur.

En ACV conséquentielle, cela dépend de la formulation de l'unité fonctionnelle et de la situation des produits sur le marché (qu'ils soient produits ou utilisés). Par exemple, la production additionnelle d'un matériau recyclé peut déplacer la production primaire d'un matériau similaire seulement si le matériau recyclé a une demande élevée, ce qui pourrait être modélisé via la méthode de recyclage en fin de vie (comme décrit dans la section 2.1.2 de l'Etat de l'Art). Si, cependant, la demande pour le matériau recyclé est faible, les impacts sont calculés via la méthode *waste mining* et les bénéfices du recyclage sont attribués à l'acteur de la chaîne de valeur qui utilise le matériau recyclé. Le procédé qui est substitué peut être déterminé avec la Figure 15 (2.1.3.2) et le rapport marché-prix *A* dans la méthode de substitution axée sur le marché (voir section 2.1.3.2). L'organigramme de la Figure 15 peut aussi être utilisé pour évaluer les conséquences de l'offre d'un matériau primaire. **Cela montre que c'est soit le producteur soit l'utilisateur d'un produit à faibles émissions de carbone qui modélise les émissions évitées mais pas les deux.**

L'institut de l'ACV Japonais recommande également de formuler une unité fonctionnelle, de la même manière que l'approche conséquentielle. Cependant, l'unité fonctionnelle dans la méthode ILCAJ est formulée en relation avec les produits finaux permettant une réduction des effets. Comme les instructions se concentrent sur les produits uniquement, et non sur les actions ou décisions, les émissions évitées dues aux procédés de production ou de traitement ne sont pas automatiquement attribuées aux acteurs de la chaîne de valeur qui implémentent ces procédés.

Tableau 16 - Méthodes de calcul pour le taux de contribution des acteurs aux émissions évitées

Méthode	Taux de contribution des acteurs et agrégation des émissions évitées	Agrégation des émissions évitées de produits/actions multiples
QuantiGES	- Pas de mention de l'attribution des émissions évitées aux acteurs de la chaîne de valeur, ce qui peut cependant être implicite si l'objet de l'étude est l'action d'un acteur unique de la chaîne de valeur	Seulement les impacts évités d'actions indépendantes peuvent être ajoutés ensemble. Sinon, une évaluation conjointe d'actions multiples doit être faite.
ILCAJ	- Déterminer le taux de contribution en se basant sur : - Le degré de la contribution technologique aux émissions évitées - La valeur ajoutée des composants et des services à la production des produits finaux	Aucune méthode d'agrégation n'est fournie par la méthode ILCAJ, mais l'agrégation au niveau de l'entreprise est recommandée par (METI, 2018)

	- Un consensus entre les acteurs - Un critère original indépendant déterminé par les évaluateurs - Clarifier la méthode de calcul utilisée - Présenter le taux de contribution calculé Si non quantifié, fournir une explication qualitative de l'information additionnelle sur la contribution du produit cible aux émissions évitées au cours du cycle de vie.	
Entreprises pour l'Environnement	- Trouver un consensus entre les acteurs de la chaîne de valeur - Communiquer les émissions évitées sur tout le cycle de vie - Communiquer « la contribution relative aux impacts évités » plutôt que les « impacts évités relatifs » - Le consommateur peut déclarer toutes les émissions évitées	Si les émissions évitées sont agrégées au niveau de l'entreprise, idéalement, inclure également les produits menant à des émissions augmentées.
ICCA & WBCSD	Les émissions évitées doivent en principe être attribuées à la chaîne de valeur complète : - L'utilisateur peut déclarer toutes les émissions évitées - Convenir de la manière d'attribuer les émissions évitées avec tous les acteurs de la chaîne de valeur - L'attribution quantitative n'est pas encouragée mais doit être calculée comme : - o La substituabilité d'un produit - o La contribution aux coûts du système - La contribution d'un acteur peut être classifiée qualitativement basé sur la fonction du produit, pouvant être considérée comme : - o Fondamentale - o Extensive - o Substantielle - o Mineure - o Trop petite pour être déclarée	Si les émissions évitées sont déclarées au niveau de l'entreprise, il faut inclure le fait que ces émissions évitées sont différentes des émissions associées à l'activité de l'entreprise.
Carbon Handprint	Pas de mention de l'attribution des émissions évitées aux acteurs de la chaîne de valeur	Pas de mention d'une méthode d'agrégation concernant tous les produits d'une entreprise.
ACV conséquentielle	La contribution d'une entreprise aux émissions évitées ou augmentées peut être calculée en formulant l'unité fonctionnelle par la décision d'une entreprise, et dépend de la situation du marché et des contraintes de marché du produit.	Les impacts totaux nets ou les bénéfices d'une entreprise peuvent être calculés en incluant toutes les décisions dans l'unité fonctionnelle au moyen d'une « extension du système ».

2.2.4.9. EXIGENCES POUR LA PUBLICATION

Chacune des méthodes pour calculer les émissions évitées recommande l'utilisation d'un *template* de déclaration pour la communication des résultats (Tableau 17). Les méthodes basées sur des approches de cycle de vie et requérant une conformité avec les normes ISO 14010 et 14044 (ex : The Institute of LCA Japan 2015; ICCA and WBCSD 2017) soulignent par ailleurs le besoin de suivre les exigences de la norme ISO 14044 pour les études utilisées dans des assertions comparatives destinées à être diffusées au public. Ces exigences incluent la préparation d'un rapport pour les acteurs tiers, en conduisant une revue critique par un panel de parties intéressées, et les autres aspects sont listés ci-dessous (ISO, 2006b) :

- Réalisation d'une évaluation des impacts du cycle de vie en utilisant une sélection de catégories d'impacts suffisamment complète (c.-à-d. en ne considérant pas seulement les émissions de GES), et utiliser des indicateurs internationalement acceptés et scientifiquement, techniquement et environnementalement pertinents.
- Publication des limites de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ex : choix de valeur, considérations temporelles et spatiales, information du seuil et relation dose-effet, approche relative, variation de précision parmi les catégories d'impact).
- Contrôle de sensibilité
 - o Considérer les aspects prédéterminés par les objectifs et la portée de l'étude, les résultats intermédiaires et finaux, les jugements d'experts et les expériences passées
 - o Analyses de sensibilité et d'incertitude des résultats
 - Inclure la masse, l'énergie, et les critères environnementaux de cut-off pour que tous les intrants contribuant cumulativement à plus d'une certaine quantité (ex : pourcentage) au total soient inclus dans l'étude
 - o Inclure les déclarations interprétatives basées sur des analyses de sensibilité détaillées
- Indication des exigences de qualité des données
- Préparation d'un compte-rendu pour une tierce partie incluant les éléments définis
- Revue critique par un panel de parties intéressées
 - o Sélection du président d'un panel de revue d'au moins trois membres
 - o Le président choisit d'autres évaluateurs qualifiés indépendants
 - o Tâches (non exhaustif) :
 - Evaluer et rapporter la comparabilité des deux systèmes
 - Même unité fonctionnelle
 - Considérations méthodologiques équivalentes (performance, frontières du système, qualité des données, choix des données, procédures d'allocation, évaluation des impacts)
 - o Inclusion de la déclaration de révision du rapport, du panel de revue, des commentaires des experts, des réponses aux recommandations faites par le panel dans le rapport d'ACV

ISO/TS 14071 (ISO, 2014) fournit une directive supplémentaire pour mener la revue critique des études utilisées dans des assertions comparatives destinées à être diffusées au grand public. Cette norme technique explique la procédure de sélection des réviseurs, leurs compétences, leurs tâches et celles du directeur en particulier, et les éléments devant être inclus dans la déclaration de la revue critique.

Lorsque ISO/TS 14071 évalue principalement si les méthodologies des normes ISO 14040 et 14044 sont correctement suivies, la norme ISO 14034 (ISO, 2018) décrit une procédure pour la vérification de la performance des « technologies environnementales ». En d'autres termes, la norme ISO 14034 évalue si les résultats d'une évaluation environnementale correspondent à la réalité. Les technologies environnementales sont des produits, des services ou des procédés contribuant à des impacts environnementaux bénéfiques ou évités, comparé à une alternative pertinente. Cette alternative pertinente, ou technologie de base, représente par exemple la meilleure technologie disponible actuellement, une technologie conventionnelle, ou les technologies de pointe (ISO, 2018). Le choix de la technologie de base est fait par le demandeur du procédé de vérification, et révisé par le vérificateur (indépendant). Notons que les normes ISO/TS 14071 et ISO/TS 14034 ne décrivent pas de méthode de calcul pour les émissions évitées, mais décrivent une procédure pour vérifier si les calculs présentés sont crédibles et fiables.

Tableau 17 - Exigences pour la déclaration des émissions évitées

Méthode	Exigences pour la déclaration
QuantiGES	- Une liste des exigences est fournie
ILCAJ	- Une liste des exigences est fournie - Suivre les exigences de la norme ISO 14044 sur les « assertions comparatives destinées au public »
Entreprises pour l'Environnement	- Une liste des exigences est fournie - Adapter au public ciblé : o Consommateurs : information concise avec un contexte additionnel o Investisseurs et financeurs : développer un cadre de communication standardisé
ICCA & WBCSD	- Une liste des exigences est fournie - Suivre les exigences de la norme ISO 14044 sur les « assertions comparatives destinées au public »
<i>Carbon Handprint</i>	- L'unité avec laquelle les résultats sont communiqués doit être en accord avec les intérêts du consommateur. - Suivre les exigences de la norme ISO 14044 sur les « assertions comparatives destinées au public » - Des instructions pour la communication sont en développement
ACV conséquentielle	- Suivre les exigences de la norme ISO 14044 sur les « assertions comparatives destinées au public »

2.2.5. IDENTIFICATION DES POINTS POLEMIQUES ET DES RAISONS (TECHNIQUES OU AUTRES) DE CES POLEMIQUES

Cette section présente les sujets de discussion concernant le calcul et la communication des « émissions évitées » ayant émergé dans les débats et dans la littérature. Ces points sont utilisés dans l'évaluation d'ensemble des méthodes dans la section 2.2.6.

2.2.5.1. APPROCHE DU CALCUL

Dans le contexte d'un atelier international sur la comptabilisation des émissions évitées, The Institute of LCA Japan a mené une enquête sur la perception des scientifiques, services de consultants internationaux, et entreprises internationales sur « Evaluer la Contribution des Produits aux Emissions de GES évitées » (The Institute of LCA Japan, 2018). Plusieurs participants à l'enquête ont trouvé le calcul des émissions évitées hautement important, puisqu'il contribue à l'innovation de produits, à la sensibilisation des consommateurs et au marketing, et informe les décideurs politiques sur l'usage des produits à faible impact carbone. L'enquête du ILCAJ fournit quelques précisions sur les facteurs de calcul qui sont jugés importants. Les participants à l'enquête trouvent important le fait qu'une approche de cycle de vie soit appliquée dans le calcul des émissions évitées, et que l'évaluation soit en accord avec les exigences des normes ISO 14040, ISO 14044 et/ou 14067. En particulier, l'importance d'une approche conséquentielle a été soulignée. En accord avec une ACV conséquentielle, les émissions évitées dues au recyclage doivent être prises en compte, mais les effets sur toute l'économie, la demande actuelle du marché, et les taux de substitution actuels doivent être évalués également. Cependant, la plupart des documents ne précisent pas s'ils recommandent une approche attributionnelle ou conséquentielle. Par conséquent, le lecteur de la méthode est libre d'appliquer une ACV attributionnelle, par exemple lorsque les méthodes du ILCAJ ou ICCA & WBCSD sont suivies.

Les participants à l'enquête ont exprimé également leur préoccupation concernant l'accent sur les émissions GES et ont fait ressortir le fait qu'il fallait évaluer si cela menait à des concessions avec d'autres catégories d'impacts.

L'enquête a démontré que le calcul des émissions évitées est délicat sur plusieurs points. Les émissions évitées sont largement dépendantes des ventes et de la croissance future, du réseau électrique, et des fournisseurs. Comme il est impossible de mesurer les émissions évitées réelles, elles peuvent être

facilement surestimées. Par conséquent, le choix d'un bon scénario de référence est très important et la liberté de choix pour le scénario de référence devrait être limitée.

2.2.5.2. LINEARITE DES CONSEQUENCES

(Blass & Corbett, 2018) discutent des différences et des similarités entre l'ACV et le Management de la Chaîne d'Approvisionnement (SCM – Supply Chain Management) et présentent plusieurs facteurs SCM influençant fortement les résultats de l'ACV. Par exemple, les chaînes d'approvisionnement ne sont pas linéaires : si une activité promotionnelle augmente soudainement fortement la demande pour un certain produit, il est possible que la production augmentée soit beaucoup plus impactante que l'approvisionnement constant d'un volume de production défini, c'est « l'effet coup de fouet ». D'autres aspects non-linéaires de la chaîne d'approvisionnement sont la production par lot et la production de stocks de sécurité, c.-à-d. un surplus d'inventaire dans le cas d'une demande incertaine. Les méthodes identifiées dans l'état de l'art supposent généralement une relation linéaire entre les ventes du produit ou les choix et les conséquences environnementales. (Blass and Corbett 2018) recommandent d'inclure ces effets non-linéaires dans l'étude ACV ou au moins de décrire le volume de production de référence autour duquel les hypothèses linéaires peuvent être considérées comme précises.

2.2.5.3. COMMUNICATION

Afin que la communication des émissions évitées soit crédible, il faut que la méthode de calcul des impacts soit clairement communiquée. La crédibilité est un point clé ; même si la plupart des calculs sont fiables, seulement quelques résultats erronés pourraient impacter l'image de toute l'industrie (Entreprises pour l'Environnement, 2018). Comme il n'existe pas actuellement de méthode de calcul harmonisée, les résultats peuvent être compliqués à reproduire et les méthodologies sont incohérentes entre les études de cas. Connaissant le risque d'être perçues comme mensongères, plusieurs industries sont réticentes à déclarer leurs émissions évitées (Entreprises pour l'Environnement, 2018).

2.2.5.4. CONTRIBUTION DES ACTEURS DE LA CHAÎNE DE VALEUR

Il existe un désir de la part de l'industrie d'être capable de communiquer la contribution d'un acteur de la chaîne de valeur aux émissions évitées. **Cependant, la plupart des guides s'abstiennent d'attribuer les émissions évitées à des acteurs individuels de la chaîne de valeur, entre autres, car cela peut entraîner le risque de double compter les bénéfices correspondants.** (Blass & Corbett, 2018) affirment qu'il est en effet important, d'un point de vue environnemental, d'allouer les impacts et bénéfices environnementaux de manière cohérente entre les acteurs de la chaîne d'approvisionnement afin d'évaluer l'empreinte totale d'un produit. Cependant, d'un point de vue économique, l'additivité à 100 % est moins pertinente. Ils illustrent cela avec un exemple où deux sociétés doivent faire des investissements économiques dans le but d'optimiser leurs bénéfices environnementaux. Si seulement une partie des bénéfices environnementaux est allouée à chaque entreprise, les investissements seront optimisés pour augmenter ce taux d'allocation. Cependant, cela peut diminuer les bénéfices environnementaux globaux qui pourraient être obtenus si les deux sociétés avaient alloués 100 % des bénéfices environnementaux (Blass & Corbett, 2018).

2.2.5.5. TERMINOLOGIE DES « EMISSIONS EVITEES »

Plusieurs participants à l'enquête du ILCAJ déconseillent l'utilisation du terme « émissions évitées ». Ce terme implique que plus les produits sont vendus, plus les émissions sont évitées, ce qui n'est généralement pas le cas avec l'achat de produits. Si ce terme est utilisé de manière erronée, les consommateurs peuvent devenir sceptiques face à de telles communications. En réponse aux critiques de l'enquête à propos de l'appellation « émissions évitées », plusieurs termes alternatifs ont été proposés (Tsuruta et al. 2018) :

- Réduction des gaz à effet de serre par une technologie innovante
- Contributions au potentiel de réduction des GES
- Evaluation du potentiel de réduction des GES
- Valeur du potentiel de réduction
- Evaluation du potentiel de réduction des émissions
- Potentiel d'émissions évitées

Basé sur une initiative de l'UNESCO (Handprint Action Toward Sustainability) et le travail d'autres auteurs dans le domaine scientifique, (Grönman et al., 2019) proposent d'utiliser l'expression *Carbon Handprint* pour parler des impacts environnementaux positifs d'un produit.

Cependant, plutôt que de changer la terminologie, il serait intéressant d'évaluer si les méthodologies appliquées calculent les émissions évitées de manière précise, comme souligné par (Entreprises pour l'Environnement, 2018). EpE distinguent explicitement les émissions évitées des réductions d'émissions. **Si un produit contribue aux émissions évitées, plus le produit est vendu, plus les émissions sont évitées. Si uniquement des réductions d'émissions sont obtenues, une augmentation des ventes d'un produit contribuera à l'augmentation des émissions.**

Considérant le fait que les approches attributionnelles comme conséquentielles sont recommandées ou suggérées pour l'évaluation des émissions évitées, il devrait être nécessaire de spécifier le type d'émissions évitées. Comme expliqué dans la section 3.1., une ACV attributionnelle évalue les émissions attribuées au cycle de vie d'un produit. Un utilisateur d'un produit pourrait diminuer les impacts attribués à sa chaîne de valeur en intervertissant son produit avec le produit ayant les plus faibles charges du cycle de vie. A travers un tel choix, **la communication des émissions évitées en ACV attributionnelle peut informer sur la diminution des impacts environnementaux attribués à la chaîne de valeur d'un produit.** D'autre part, une ACV conséquentielle évalue les impacts environnementaux causés, directement ou indirectement, par une décision. Par conséquent, **la communication des émissions évitées en ACV conséquentielle peut informer sur la diminution des impacts environnementaux globaux.**

2.2.6. EVALUATION D'ENSEMBLE DES METHODES DE CALCUL DES EMISSIONS EVITEES ET CONCLUSIONS

Dans cette section 3.3, plusieurs méthodes pour évaluer les « émissions évitées » ont été analysées. Un résumé des caractéristiques principales de ces méthodes est fourni dans le Tableau 18.

Les points forts ainsi que les points faibles des méthodes analysées pour le calcul des émissions évitées sont évalués dans le Tableau 19. La méthode QuantiGES fournit un guide plus complet pour évaluer les impacts d'une action et répondre aux besoins de l'industrie concernant la qualité des données et les différents niveaux d'analyse. Même si l'approche est en accord avec une ACV conséquentielle, il n'y a ni référence formelle à l'analyse de cycle de vie, ni exigences à être cohérent avec les normes ISO 14040 et 14044.

L'approche du ILCAJ est la seule approche qui recommande de répartir les émissions évitées entre les acteurs de la chaîne de valeur, ce qui est souvent désiré par les acteurs industriels. Leurs recommandations sont notamment adoptées par le gouvernement japonais et possèdent donc un large soutien. Cependant, le document n'est pas très détaillé et manque de rigueur scientifique permettant la génération de résultats comparables entre les entreprises.

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

Tableau 18 - Résumé des caractéristiques des méthodes pour évaluer les émissions évitées

	QuantiGES (ADEME)	ILCAJ	Entreprises pour l'Environnement	ICCA & WBCSD	Carbon Handprint	ACV Conséquentielle
<i>Sujet</i>	Impact GES d'une action	Contribution des ventes d'un produit aux émissions évitées au cours du cycle de vie	Émissions évitées d'un produit au cours de son cycle de vie	Émissions GES réduites d'un produit au cours de son cycle de vie	Émissions évitées d'un produit au cours de son cycle de vie	Impacts nets d'une décision
<i>Processus inclus</i>	Toutes les conséquences directes et indirectes d'une action	Toutes les étapes du cycle de vie	Toutes les étapes du cycle de vie	Toutes les étapes du cycle de vie	Toutes les étapes du cycle de vie	Tous les procédés affectés par la décision
<i>Définition du scénario de référence</i>	Le scénario le plus probable en l'absence de l'action	Produit final qui sera utilisé en l'absence du produit ciblé	"Solution de référence"	La solution qui est remplacée	Le scénario le plus probable en l'absence du produit	Le scénario sans action ni décision
<i>Exemples de scénario de référence</i>	Prolongement d'une situation historique intégrant l'influence des facteurs externes	- Produit moyen - Produit ancien - Produit conventionnel - Produit le plus utilisé	- Moyenne de l'entreprise - Moyenne sur le marché - La « norme » du secteur - Meilleure technologie disponible	- Moyenne du marché - Solution très spécifique - Solution dominante - Solution marginale	- Produit spécifique utilisé par le client identifié - Produit utilisé par le leader du marché dans la zone et période de référence spécifiée - Produit moyen dans la zone et période de référence spécifiée	Arbre de décision pour trouver le processus marginal

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

					- Spécification du produit ou meilleure technologie disponible	
<i>Qualité des données</i>	Evaluation qualitative qui influence l'utilisation recommandée des résultats	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité	Réaliser des études d'incertitude et de sensibilité
<i>Mise à l'échelle</i>	Non recommandé	Multiplication par le nombre de produits finaux à l'usage	Non recommandé	Non mentionné, mais appliqué dans un exemple	Non mentionné, mais appliqué dans un exemple	Possible selon le type de conséquences
<i>Calcul du taux de contribution des acteurs</i>	Non mentionné	Recommandé mais pas précisé	Non recommandé mais si nécessaire, trouver un consensus	Non recommandé mais si nécessaire : attribution qualitative	Non mentionné	Possible selon la formulation de l'unité fonctionnelle

Des conclusions similaires peuvent être faites des conclusions tirées par Entreprises pour l'Environnement, puisque les lignes directrices restent superficielles. Cependant, la différenciation claire entre « émissions réduites » et « émissions évitées » peut contribuer à augmenter l'acceptation des acteurs.

L'approche de ICCA & WBCSD est cohérente avec les approches ACV et la norme ISO 14044 et fournit une approche qualitative pour partager les émissions évitées entre les acteurs. Néanmoins, la liberté dans la formulation de la référence et l'accent sur le secteur chimique rend incertain le fait que les résultats seront cohérents pour différents types d'industries et entre les acteurs de la chaîne de valeur.

L'article décrivant le calcul de la *Carbon Handprint* a été revu par un comité de lecture et fournit des définitions claires des « émissions évitées ». Ce document est également en accord avec les normes ISO 14040 et 14044 ainsi qu'avec la norme ISO/TS 14067. Des instructions pas-à-pas sont fournies pour le calcul des émissions évitées. Des conseils sont donnés pour le développement d'un scénario de référence, mais celui-ci reste cependant relativement libre. D'autre part, **l'importance de présenter les résultats en même temps qu'une description du scénario de référence est mise en avant**. Le calcul de la *Carbon Handprint* est en fait la comparaison de deux empreintes calculées selon la norme ISO 14067. (Grönman et al., 2019) comparent la *Carbon Handprint* avec l'ACV attributionnelle et conséquentielle, et montrent qu'aucune des deux approches est totalement appliquée.

Finalement, l'approche conséquentielle est reconnue dans la littérature scientifique et semble appropriée pour évaluer et communiquer les émissions évitées. Par ailleurs, l'application est facilitée par la disponibilité d'une base de données contenant les produits et procédés pouvant être utilisée pour modéliser les scénarios d'analyse et de référence. Le principal inconvénient de l'ACV conséquentielle est qu'elle n'est pas appliquée largement par les spécialistes de l'ACV, ce qui peut s'expliquer par le fait que la méthodologie est souvent perçue comme complexe.

La méthode QuantiGES et de l'ACV conséquentielle fournissent toutes deux des points forts pour l'évaluation des émissions évitées et peuvent être complémentaires concernant leurs points faibles. Cependant, dû à leurs similarités, tel que l'accent sur une action ou une décision, seulement l'ACV conséquentielle sera utilisée pour la démonstration dans un cas d'étude dans le contexte de cette analyse. Même si les guides proposés font référence à l'application d'une ACV, aucun d'entre eux ne spécifie si une ACV attributionnelle ou conséquentielle est requise. Par conséquent, une ACV attributionnelle sera appliquée également, en utilisant les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement. Le fait que le document ne soit pas très détaillé pourrait illustrer quels types de choix restent ouverts pour l'ACViste. Par ailleurs, le support de ces recommandations par un large panel d'industries françaises montre le potentiel d'une large reconnaissance de la méthode appliquée.

Tableau 19 - Points forts et points faibles des méthodes évaluées pour calculer les émissions évitées

Méthode	Points forts	Points faibles
QuantiGES	- Guide complet - Aide à interpréter la qualité des données et à modéliser les hypothèses - Disponibilité d'exemples d'études de cas (ADEME, 2015) - Cohérent avec une approche conséquentielle - Supporte différents niveaux d'analyse (simplifié, intermédiaire, approfondi) - Calcule les émissions évitées nettes (c.-à-d. pas simplement les réductions d'émissions)	- Ne se réfère pas à une approche de cycle de vie - Considère seulement les émissions de GES - Les conséquences sont identifiées par brainstorming, ce qui ne semble pas très rigoureux
ILCAJ	- Adopté par le Japanese Ministry of Economy (METI, 2018)	- Le choix de la référence est relativement libre

	- Reconnaît la contribution des acteurs de la chaîne de valeur	- Les instructions ne sont pas très détaillées - Suppose une linéarité entre la taille de l'unité fonctionnelle et les conséquences - Pas d'application explicite d'une approche conséquentielle
Entreprises pour l'Environnement	- Large support des acteurs en France - Différence entre les émissions évitées et les réductions d'émissions	- Le choix de la référence est relativement libre - Les instructions ne sont pas très détaillées
ICCA & WBCSD	- Disponibilité d'exemples de cas d'étude (ICCA, 2017) - Reconnaît la contribution des acteurs de la chaîne de valeur qualitativement	- Accent sur le secteur chimique - Le choix de la référence est relativement libre - Suppose une linéarité entre la taille de l'unité fonctionnelle et les conséquences
<i>Carbon Handprint</i>	- Définition claire concernant les émissions évitées - Description des étapes pour calculer les émissions évitées - Cohérent avec les normes ISO 14040, 14044 et 14067 - Revu par un comité de lecture	- Le choix de la référence est relativement libre - Pas d'instructions concernant la modélisation de procédés excepté la référence aux normes ISO - Pas d'application claire d'une approche attributionnelle ou conséquentielle
ACV conséquentielle	- Normé par la norme ISO 14044 - Supporté par la communauté scientifique (The Institute of LCA Japan, 2018) - Disponibilité d'une base de données conséquentielle (ecoinvent v3 – consequential system model) (Bo P. Weidema et al., 2013) - Flexibilité d'évaluer la contribution des acteurs de la chaîne de valeur - Calcule les émissions évitées nettes (pas simplement les réductions d'émissions)	- La méthodologie est perçue comme complexe - Pas de directive additionnelle dans le développement des scénarios, malgré la norme ISO 14044

2.3. Conclusions

L'analyse de l'état de l'art démontre que de nombreuses méthodes sont disponibles pour analyser les « impacts évités » et les « émissions évitées », en ACV attributionnelle comme conséquentielle, comme résumé dans le Tableau 20. Le Tableau 20 montre également certains points polémiques pertinents pour l'évaluation des deux types impacts/émissions évité(e)s : Les challenges clés dans le calcul cohérent des « impacts évités » et « émissions évitées » sont l'utilisation cohérente des définitions (ex : « extension du système » vs. « substitution » et « émissions évitées » vs. « émissions réduites »). Par ailleurs, le choix de l'application d'une approche attributionnelle ou conséquentielle et du scénario de référence sont des éléments de liberté pouvant avoir une forte influence sur les résultats de l'analyse, et étant permis à cause du manque de cohérence entre les lignes directrices. Ces facteurs contribuent

à une grande variété de résultats potentiellement valides, ce qui mène à un potentiel double comptage des bénéfices environnementaux, à un manque de comparabilité des résultats, et à un manque de confiance des acteurs pour compter sur ou communiquer les résultats.

Tableau 20 – Résumé des méthodes évaluées et points polémiques pour l'évaluation des impacts évités et émissions évitées

	Type 1 – Impacts évités	Type 2 – Emissions évitées
Méthodes évaluées	- Méthode de recyclage en fin de vie - Méthode waste mining - Méthode 50/50 - Calcul du taux de déplacement des matériaux primaires via l'élasticité des prix - Méthode de substitution axée sur le marché - Formule de l'Empreinte Circulaire	- QuantiGES (ADEME) - The Institute of LCA Japan - Entreprises pour l'Environnement - ICCA & WBCSD - Carbon handprint - ACV conséquentielle
Points polémiques	- Incohérence du vocabulaire entre « extension du système », « réduction du système », et « substitution » - Distinction importante mais pas toujours prise en compte entre ACV attributionnelle et conséquentielle - Liberté de choix entre des méthodes pour calculer les « impacts évités » par manque de précision dans la norme ISO 14044 - Manque de cohérence entre les résultats avec risque de - o double comptage, - o manque de comparabilité - o manque de crédibilité	- Incohérence du vocabulaire entre « émissions évitées » et « émissions réduites » - Distinction importante mais pas toujours prise en compte entre ACV attributionnelle et conséquentielle - Liberté de choix entre des méthodes pour calculer les « émissions évitées » - o Importance de l'application des standards ISO 14040, 14044, et/ou 14067 - o Importance d'évaluer des concessions entre des catégories d'impacts - o Liberté de choix des scénarios de référence - Manque de la considération de - o La linéarité des résultats - o La répartition entre les acteurs de la chaîne de valeur - Manque de cohérence entre les résultats avec risque de

		○ double comptage, ○ manque de comparabilité ○ manque de crédibilité
--	--	--

Pour répondre à la question « *Comment quantifier les impacts et émissions évités générés par un acteur de la chaîne de valeur d'un produit ?* », les facteurs mentionnés précédemment sont pris en compte. Un large panel de méthodes pouvant mettre en évidence les différences entre les approches est sélectionné pour une mise en application dans le contexte de cette étude. Les méthodes testées sur des cas d'études sont présentées dans le Tableau 21.

Tableau 21 - Méthodes sélectionnées pour la mise en application de l'analyse des "impacts évités" et "émissions évitées" dans le contexte de cette étude.

	Type 1 : Impacts évités	Type 2 : Emissions évitées
<i>Méthodes sélectionnées</i>	ACV attributionnelle - Extension du système avec addition de fonctions à l'unité fonctionnelle - Réduction du système avec soustraction de fonctions à l'unité fonctionnelle	ACV attributionnelle Entreprises pour l'Environnement (Entreprises pour l'Environnement, 2018)
	ACV conséquentielle Méthode de substitution axée sur le marché (Schrijvers 2017)	ACV conséquentielle Méthodologie conséquentielle basée sur UNEP/SETAC life cycle initiative (2011), Weidema et al (2009), et ecoinvent 3

3. Etape 2 : Etudes de cas

Les méthodologies choisies pour chaque Type sont illustrées par des cas d'étude dans cette section. Le premier cas d'étude illustrant le calcul des « impacts évités » de Type 1 correspond à un système de coproduction de métaux (cas du platine en particulier). Le deuxième cas d'étude illustrant le calcul des « émissions évitées » de Type 2 est axé sur le recyclage du polypropylène (PP). Ces deux cas d'études seront traités dans un premier temps avec une approche attributionnelle et dans un second temps avec une approche conséquentielle.

3.1. Etude de cas 1 : Coproduction de métaux

3.1.1. APPROCHE ATTRIBUTIONNELLE – EXTENSION ET REDUCTION DU SYSTEME

3.1.1.1. DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE

3.1.1.1.1. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Ce premier cas d'étude vise à illustrer le calcul des « impacts évités » sur un système de coproduction de métaux via une **approche attributionnelle**. L'extraction du platine et de ses coproduits à partir de minerai sera ainsi analysée par l'extension du système via l'approche attributionnelle. En effet, (Santero & Hendry, 2016) ont déjà affirmé que l'extension du système était l'approche préférée pour gérer la multifonctionnalité de procédés de production de métaux précieux comme les métaux du groupe du platine. L'extension du système sera donc appliquée dans un premier temps avec l'addition de fonctions

et dans un second temps avec la soustraction de fonctions. Pour différencier ces deux méthodes souvent appelées « extension du système » mais impliquant des approches différentes, les terminologies « extension » et « réduction » du système seront utilisées par la suite. Même si les « impacts évités » ne peuvent en théorie pas être calculés avec une extension du système, la méthode sera tout de même présentée dans cette partie afin de mettre en avant les éléments de calcul liés à l'approche attributionnelle. De plus, comme l'Analyse de Cycle de Vie est une méthode pertinente en particulier lorsqu'elle est comparative, les émissions évitées du système d'analyse seront calculées par rapport à un système de référence.

3.1.1.1.2. CHAMP DE L'ETUDE

Cette étude vise à comparer un système de coproduction de métaux à un système concurrent potentiel. Le choix du système s'étant dirigé vers la coproduction de platine, il est nécessaire de resituer la production de platine au niveau mondial afin que l'étude puisse être pertinente. Dans les années 1920, des gisements de minerai de platine ont été découverts en Afrique du Sud menant à une exploitation minière massive. L'Afrique du Sud est depuis le producteur majeur de platine à travers le monde (Gouldsmith & Wilson, 1963). Le minerai extrait est composé principalement de platine, palladium, rhodium, cuivre et nickel. Le deuxième producteur mondial de platine est la Russie, où ce métal est extrait en tant que sous-produit de mines de cuivre et de nickel en Sibérie. Viennent enfin les Etats-Unis et le Canada, 3^{ème} et 4^{ème} producteurs mondiaux. Ce classement n'efface pas le fait que 89 % des réserves connues de platine se situent en Afrique du Sud (Sanieri & Vinot, 2010). Pour cette raison, le système visé dans ce cas d'étude est le système de coproduction de métaux sudafricain. Cette répartition géographique de la production mondiale nous amène à nous centrer sur la comparaison des performances environnementales de l'extraction de platine en Afrique du Sud avec les performances d'autres routes de production du platine (par ex : production russe).

3.1.1.1.3. UNITE FONCTIONNELLE

Pour l'*extension du système*, l'unité fonctionnelle est établie comme étant la **production conjointe** de :

- 1 kg de platine,
- 0.05 kg de rhodium,
- 0.425 kg de palladium,
- 153 kg de cuivre,
- 217 kg de nickel.

Ces quantités correspondent à la production des mines de platine d'Afrique du Sud (pourcentages issus de ecoinvent). Les frontières du système sont ainsi étendues à la production des 5 coproduits et l'unité fonctionnelle peut aussi être décrite comme la production **d'1 kg de platine et des coproduits associés** provenant de mines sudafricaines ou UF₁ (Figure 21).

L'*extension du système* sera également appliquée à la **production d'1 kg de métaux** (quelle que soit la composition du mélange) en Afrique du Sud et en Russie (UF₂). Cette approche servira à comparer les impacts du processus d'extraction et fournira des résultats indépendamment des caractéristiques et types de métaux considérés.

Enfin, pour la *réduction du système*, l'unité fonctionnelle est la production **d'1 kg de platine** provenant de mines sudafricaines ou UF₃ (Figure 25).

3.1.1.1.4. DESCRIPTION DES SCENARIOS ETUDIES

Système multifonctionnel à l'étude (scénario d'analyse)

Le système de coproduction considéré comprend la production primaire de platine, de palladium, de rhodium, de nickel et de cuivre en Afrique du Sud, à partir d'un minerai contenant les quantités suivantes de métaux : 5.2E-2 % Cu, 4.8E-4 % Pt, 2E-4 % Pd, 2.4E-5 % Rh, 3.7E-2 % Ni. Le module ecoinvent utilisé dans cette étude est conçu pour l'utilisation de métaux dans des systèmes techniques où ils jouent un rôle mineur comme l'utilisation dans la fabrication d'appareils électroniques ou dans la chimie technique. Il est précisé que le set de données ne doit pas être utilisé si l'impact du MGP (Métal du

Groupe du Platine) dans le procédé modélisé est considéré comme élevé. Cependant, ce set de données sera uniquement utilisé dans le but d'étayer certaines approches de modélisation. Ainsi, l'exactitude de l'inventaire est de faible importance car l'étude de cas se veut seulement illustrative. L'extraction considérée ici comprend 3 MGP (platine, palladium et rhodium). Le schéma du procédé ecoinvent est présenté sur la Figure 20.

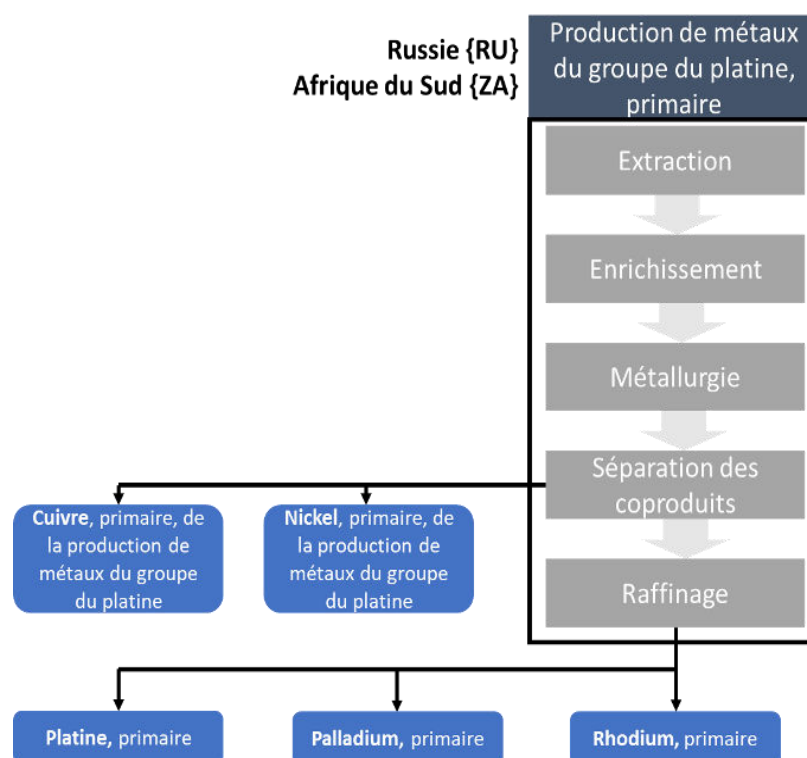


Figure 20 - Schéma du procédé multifonctionnel. Les coproduits issus de la production conjointe sont le platine, le palladium, le rhodium, le nickel et le cuivre (ecoinvent)

Le module inclut des étapes d'extraction faite sous terre et d'enrichissement du minerai par flottation grâce aux infrastructures minières pour lesquelles des quantités considérables d'agents sont ajoutées. Cela inclut également les étapes d'enlèvement des déblais et résidus éliminés sur le site minier et partiellement enfouis. Par conséquent, sont incluses également les étapes métallurgiques de la gestion des scories, les infrastructures et la séparation des coproduits (nickel et cuivre), et l'étape du raffinage menant au mélange de MGP résultant de l'infrastructure de raffinage. La production, l'application et les émissions de la plupart des agents utilisés lors de l'étape d'enrichissement et de métallurgie sont également inclus. En Afrique du Sud en particulier, un four à arc électrique avec un système d'électrode Söderberg et un convertisseur Pierce-Smith sont utilisés. Le dioxyde de soufre provenant de l'effluent gazeux est valorisé en acide sulfurique. Enfin, la séparation des métaux non-ferreux est faite par des procédés hydrométallurgiques, et le raffinage par précipitation sélective.

Système de comparaison pour l'extension et la réduction du système (système de référence)

Une extension du système liée à une approche attributionnelle laisse complètement libre quant au choix des scénarios de référence. Cependant, le fait même de se demander quel procédé le système peut substituer sur le marché est déjà relié à l'approche conséquentielle. Pour rester sur une approche attributionnelle, le procédé de référence concurrent sera choisi sans forcément envisager une substitution sur le marché. Cette comparaison pourrait donc servir à évaluer les impacts relatifs (plus élevés ou plus faibles) de l'Afrique du Sud par rapport aux impacts d'un autre gros producteur de platine. Comme il n'existe pas de voie de production monofonctionnelle alternative pour le rhodium, le palladium et le platine (c.-à-d. ces métaux sont toujours produits en tant que coproduits), le système utilisé pour la comparaison du système de coproduction de métaux sudafricain sera le système d'extraction de métaux équivalent en Russie, deuxième producteur mondial de platine. La principale différence entre ces deux systèmes est la composition du minerai utilisé. En effet, le minerai extrait en Russie a la composition suivante : $7.3E-4$ % Pd, $2.5E-4$ % Pt, $2.0E-5$ % Rh, 2.3 % Ni, 3.2 % Cu et il est possible de

remarquer que la production de palladium est beaucoup plus importante qu'en Afrique du Sud. La composition des minerais sud-africain et russe est présentée dans le Tableau 22.

Tableau 22 - Composition des minerais d'Afrique du Sud et de Russie et facteurs d'allocation économique respectifs (ecoinvent)

Composition du minerai	Prix(€/kg)	Afrique du Sud		Russie	
		Concentration du métal	Facteur d'allocation	Concentration du métal	Facteur d'allocation
Platine	20600	4.8E-4 %	81%	2.5E-4 %	10%
Palladium	5640	2E-4 %	9%	7.3E-4 %	8%
Rhodium	23800	2.4E-5 %	5%	2.0E-5 %	1%
Cuivre	5.52	5.2E-2 %	2%	3.2 %	34%
Nickel	10.4	3.7E-2 %	3%	2.3 %	47%

Du fait de la composition du minerai, l'inventaire ecoinvent de coproduction russe est ainsi basé sur la production conjointe de :

- 1 kg de platine,
- 0.08 kg de rhodium,
- 2.92 kg de palladium,
- 12 800 kg de cuivre,
- 9 240 kg de nickel.

Dans le cas de la comparaison des systèmes concernant 1 kg de platine, comme les proportions de la production russe sont totalement différentes de celles de l'inventaire sudafricain, l'inventaire subira une allocation économique pour chacun des sous-produits de la production russe car l'unité fonctionnelle doit rester identique. C'est d'ailleurs ce que recommandent (Santero & Hendry, 2016) pour l'extension du système dans le cas où des routes alternatives monofonctionnelles ne sont pas disponibles pour les coproduits. Cela met en évidence le fait que même en voulant éviter l'allocation grâce à une extension ou une réduction du système, il est parfois nécessaire de l'appliquer sur les systèmes à comparer, dans le cas où il n'existe pas de voie de production monofonctionnelle alternative. A l'inverse, si le but est de comparer la production d'1 kg de métaux (quelle que soit la composition du mélange) provenant de chacun des deux systèmes afin d'axer l'étude sur le processus d'extraction en lui-même, l'allocation des impacts au système russe n'est plus nécessaire car les proportions de chaque matériau sont conservées.

Finalement, trois approches attributionnelles seront envisagées :

- Extension du système pour la production d'1 kg de platine,
- Extension du système pour la production d'1 kg de métaux (indépendamment de la composition du mélange),
- Réduction du système pour la production d'1 kg de platine.

3.1.1.1.5. FRONTIERES DES SYSTEMES

Les frontières des systèmes sont très simplifiées sachant que l'étude est basée sur les sets de données ecoinvent, mais permettent d'avoir une bonne représentation des paramètres de simulation. Le système choisi est *cradle-to-gate* car le but est d'évaluer les performances environnementales des différentes routes de production et non l'utilisation du matériau sur tout son cycle de vie. Pour la première approche liée à la production d'1 kg de platine, le système étendu (scénario d'analyse) est présenté sur la Figure 21 et le système utilisé pour la comparaison (scénario de référence) sur la Figure 22. Pour le système de référence, on remarque que comme nous avons choisi un système initialement multifonctionnel, il est nécessaire d'effectuer des allocations pour rendre la production des coproduits monofonctionnelle.

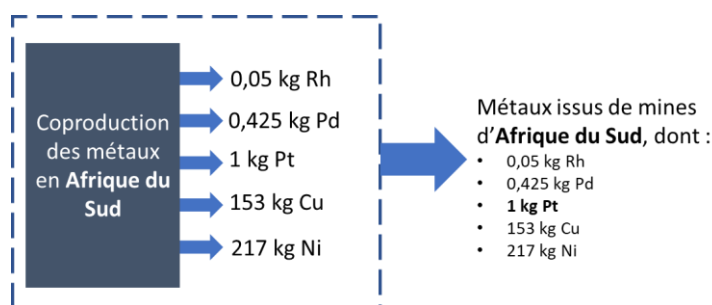


Figure 21 – Frontières du système de coproduction étendu avec addition de fonctions (système d'analyse).

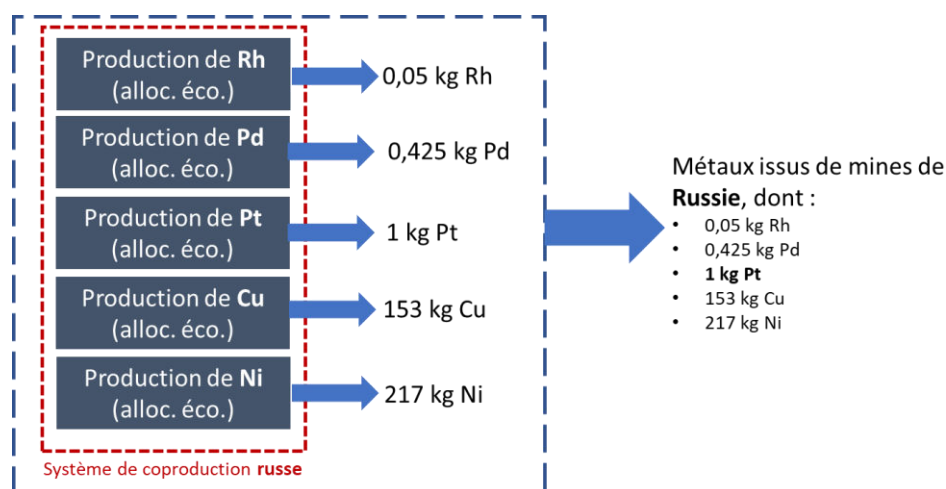


Figure 22 – Frontières du système de procédés monofonctionnels à comparer (système de référence). Mise en évidence de la nécessité d'effectuer une allocation économique pour les coproduits extraits en Russie.

L'extension du système est également appliquée à l'extraction d'un kilogramme d'un mélange de métaux produits en Afrique du Sud comparée à l'extraction d'un kg d'un mélange de métaux produits en Russie pour savoir dans quels pays l'activité minière est la plus impactante, indépendamment de la composition du mélange de métaux. Les frontières des systèmes étudiés sont ainsi présentées sur la Figure 23 (système d'analyse) et sur la Figure 24 (système de référence). Les quantités de métaux respectives des deux systèmes ont été calculées selon les compositions des minerais du Tableau 22.

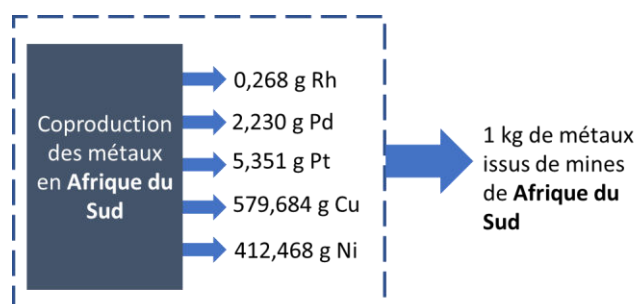


Figure 23 - Frontières du système de coproduction sudafricain étendu (avec addition de fonctions) pour la production d'1 kg de métaux (mélange "Afrique du Sud").

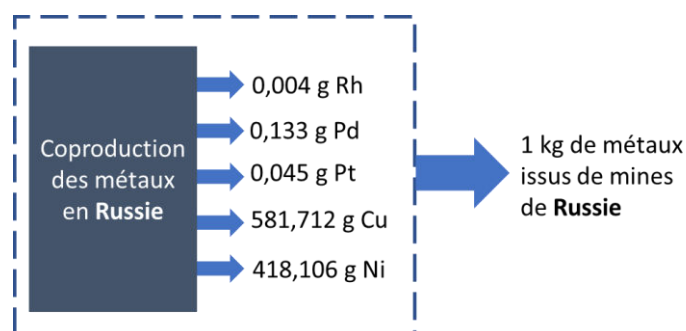


Figure 24 - Frontières du système de coproduction russe étendu (avec addition de fonctions) pour la production d'1 kg de métaux (mélange "Russie").

Concernant la réduction du système, le même système de coproduction sudafricain est utilisé. Néanmoins, dans le but d'obtenir un coproduit unique comme unité fonctionnelle (le platine), les productions russes de palladium, de rhodium, de cuivre et de nickel sont soustraites au système initial (Figure 25). Le système de référence est donc ici la production de platine russe dont l'inventaire de coproduction a été alloué économiquement (Figure 26).

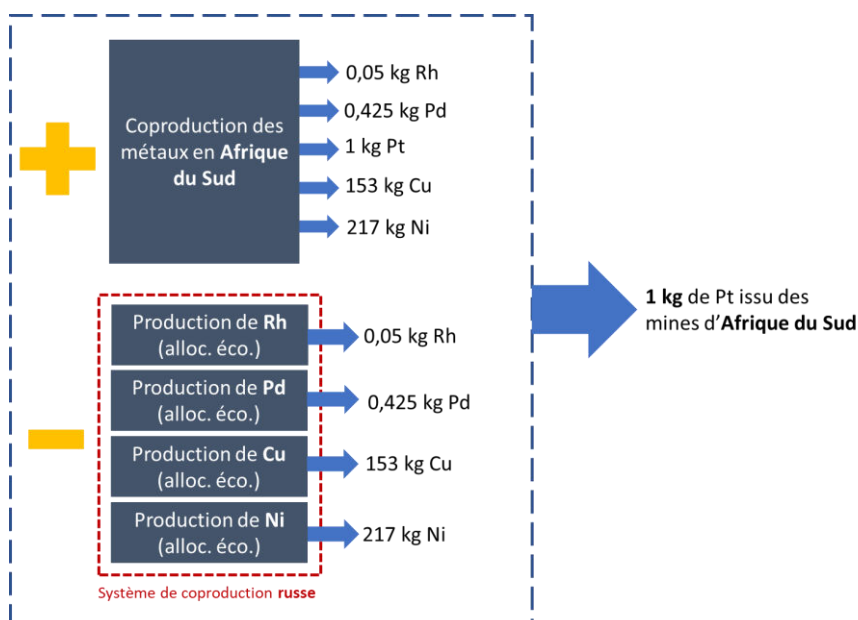


Figure 25 - Frontières du système réduit (avec soustraction de fonctions) ou scénario d'analyse

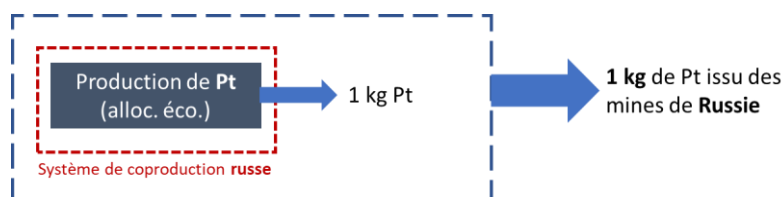


Figure 26 – Frontières du système monofonctionnel de référence (baseline pour le système réduit)

3.1.1.2. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

Comme annoncé précédemment, l'inventaire du cycle de vie provient de la base de données ecoinvent V3.01. La modélisation du système choisie est la méthode « APOS » (Allocation at the point of substitution), anciennement « Allocation, ecoinvent default » dans les versions antérieures d'ecoinvent. Cette méthode utilise la production moyenne et préfère l'allocation économique. Elle suit une approche attributionnelle avec laquelle les charges environnementales sont attribuées proportionnellement aux

procédés spécifiques, en effectuant tout de même des corrections concernant les imperfections de marché et les fluctuations et également pour maintenir le bilan massique de carbone à l'équilibre (Bo P. Weidema et al., 2013). Les coproduits sont ainsi alloués au point de substitution, c'est-à-dire au point où les coproduits peuvent être commercialisés sur le marché. Le procédé de coproduction avec l'addition de fonctions est ainsi créé de la manière suivante (Tableau 23). En entrant les quantités proportionnelles de métaux liées au procédé de coproduction, les allocations économiques de la méthode APOS sont annulées pour le procédé de coproduction sudafricain.

Tableau 23 - Inventaire du Cycle de Vie du procédé de coproduction étendu (système d'analyse)

Métal	UF ₁ = production d'1 kg de platine et des coproduits associés	UF ₂ = production d'1 kg de métaux	Set de données ecoinvent
	Quantité (kg)	Quantité (g)	
Platine	1	5.351	Platinum {ZA} group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Rhodium	0.05	0.268	Rhodium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high content Alloc Def, S
Palladium	0.425	2.230	Palladium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Cuivre	153	579.684	Copper {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Nickel	217	412.468	Nickel, 99.5% {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S

A l'inverse, l'inventaire suivant (Tableau 24) est utilisé pour la comparaison du système étendu (avec l'addition de fonctions). Il représente la production des mêmes coproduits mais en Russie. Dans ce cas, comme les proportions de métaux sont celles issues de la production sudafricaine, une allocation économique est appliquée pour chaque métal produit en Russie.

Tableau 24 - Inventaire du Cycle de Vie des procédés de production alternatifs (système de référence). Pour UF₁, implique une allocation économique de l'inventaire aux coproduits russes.

Métal	UF ₁ = production d'1 kg de platine et des coproduits associés	UF ₂ = production d'1 kg de métaux	Set de données ecoinvent
	Quantité (kg)	Quantité (g)	
Platine	1	0.045	Platinum {RU} group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Rhodium	0.05	0.004	Rhodium {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Palladium	0.425	0.133	Palladium {RU} platinum group metal mine operation, ore with high content Alloc Def, S
Cuivre	153	581.712	Copper {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Nickel	217	418.106	Nickel, 99.5% {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S

L'inventaire du système réduit est présenté dans le Tableau 25. Notons que comme les fonctions des autres coproduits sont soustraites au système, l'unité fonctionnelle n'est plus la production d'1 kg platine et des coproduits associés mais celle d'1 kg de platine.

Tableau 25 - Inventaire du Cycle de Vie du système réduit (UF = production d'1 kg de platine)

Métal	Quantité (kg)	Set de données ecoinvent
Produits évités		
Rhodium	0.05	Rhodium {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Palladium	0.425	Palladium {RU} platinum group metal mine operation, ore with high content Alloc Def, S
Cuivre	153	Copper {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Nickel	217	Nickel, 99.5% {RU} platinum group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S
Intrants		
Platine	1	Platinum {ZA} group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Rhodium	0.05	Rhodium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high content Alloc Def, S
Palladium	0.425	Palladium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Cuivre	153	Copper {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S
Nickel	217	Nickel, 99.5% {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Alloc Def, S

Enfin, le système de comparaison pour le système réduit est présenté dans le Tableau 26 et correspond à la production de platine en Russie.

Tableau 26 - Inventaire du cycle de vie de la production de platine russe (UF = production d'1 kg de platine). L'inventaire du système de production russe est alloué économiquement au platine.

Métal	Quantité (kg)	Set de données ecoinvent
Platine	1	Platinum {RU} group metal mine operation, ore with high palladium content Alloc Def, S

3.1.1.3. EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE ET INTERPRETATION

La méthode de calcul utilisée pour l'évaluation d'impacts sur le logiciel SimaPro 8.0.2 est la méthode CML-IA baseline V3.01 car elle est l'une des plus utilisée pour les études liées aux activités minières et d'extraction (Farjana, Huda, & Mahmud, 2018). Néanmoins, le choix de la méthode de calcul d'impacts n'est pas primordial pour illustrer ces études de cas. Pour les catégories d'impacts, les recommandations de (Santero & Hendry, 2016) concernant les ACV impliquant des métaux seront suivies et les catégories d'impacts suivantes seront évaluées :

- Potentiel de réchauffement climatique,
- Acidification,
- Eutrophisation,
- Oxydation photochimique,
- Appauvrissement de la couche d'ozone.

Ces catégories d'impacts sont privilégiées car, d'une part, la disponibilité et la qualité des ICV y contribuant sont élevées et d'autre part, ces impacts sont communément reportés dans la plupart des ACV de métaux et autres produits. Les impacts tels que l'épuisement des ressources, la toxicité,

l'utilisation des sols et la rareté de la ressource en eau ne sont quant à eux pas recommandés pour les ACV de métaux (Santero & Hendry, 2016) car ils reposent sur des hypothèses et des méthodes plus controversées et sont donc moins largement utilisés et acceptés en ACV. En effet, même si ces impacts sont pertinents pour l'industrie minière, il existe un consensus de la part de l'industrie métallurgique selon lequel la caractérisation de ces impacts ne supportent pas correctement la prise de décision.

Evaluation des « émissions évitées » et/ou « impacts évités » via l'extension du système (addition de fonctions)

La comparaison du système de coproduction avec le système alternatif via la méthode de calcul CML-IA baseline V3.01 est présentée sur la Figure 27. Les différences observées entre les systèmes sud-africains et russes sont dues aux compositions différentes entre les deux minerais mais aussi aux technologies d'extraction, d'enrichissement, de métallurgie et de raffinage utilisées dans les deux pays. Comme l'objectif de l'étude est seulement de mettre en évidence des méthodes de calcul, l'origine des différences ne sera pas approfondie dans cette étude.

On observe les « émissions évitées » par le système de coproduction dans seulement 3 catégories d'impacts : appauvrissement de la couche d'ozone, oxydation photochimique et acidification. Pour cette raison, la suite de l'analyse sera centrée sur ces 3 catégories.

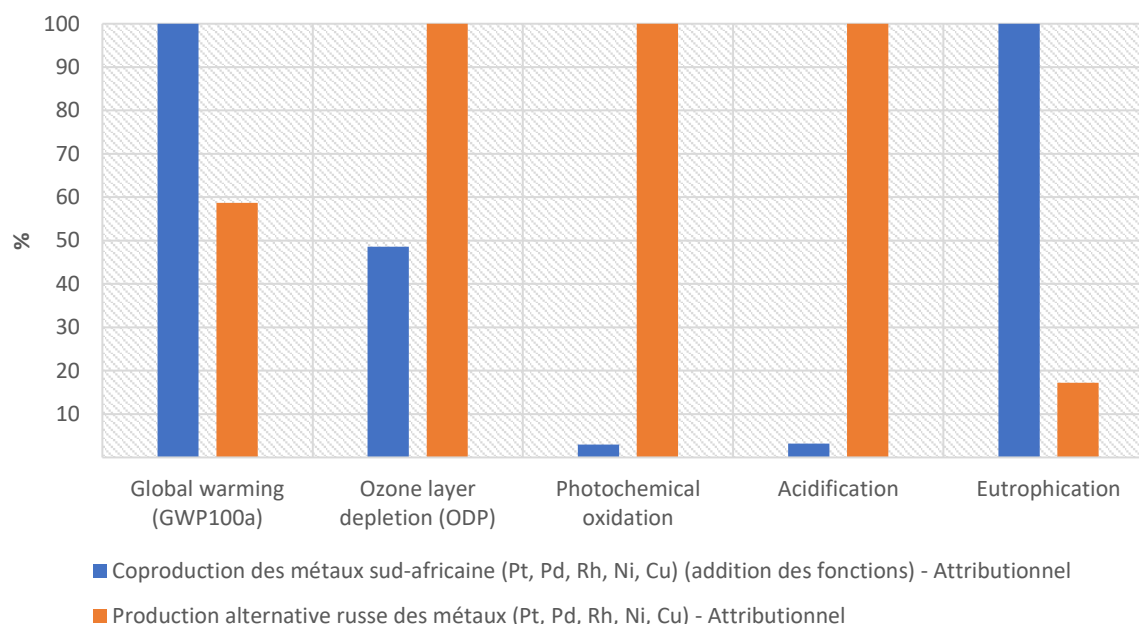


Figure 27 - Comparaison du système de coproduction sud-africain avec le système de production russe alternatif (UF = production d'1 kg de platine et des coproduits associés), CML-IA.

La Figure 28 montre ainsi que la production sud-africaine est potentiellement beaucoup moins impactante pour l'environnement que la production russe en termes d'acidification et d'oxydation photochimique. Les impacts sont réduits de moitié pour l'appauvrissement de la couche d'ozone. On remarque que, comme annoncé dans l'état de l'art, seul le calcul des « émissions évitées » est possible avec l'extension du système. Cependant, mettre en valeur ce genre de résultat ne doit pas faire omettre à l'expert de l'ACV de présenter les catégories d'impacts pour lesquelles son système de production est plus impactant pour l'environnement que le système de référence, notamment le réchauffement climatique et l'eutrophisation.

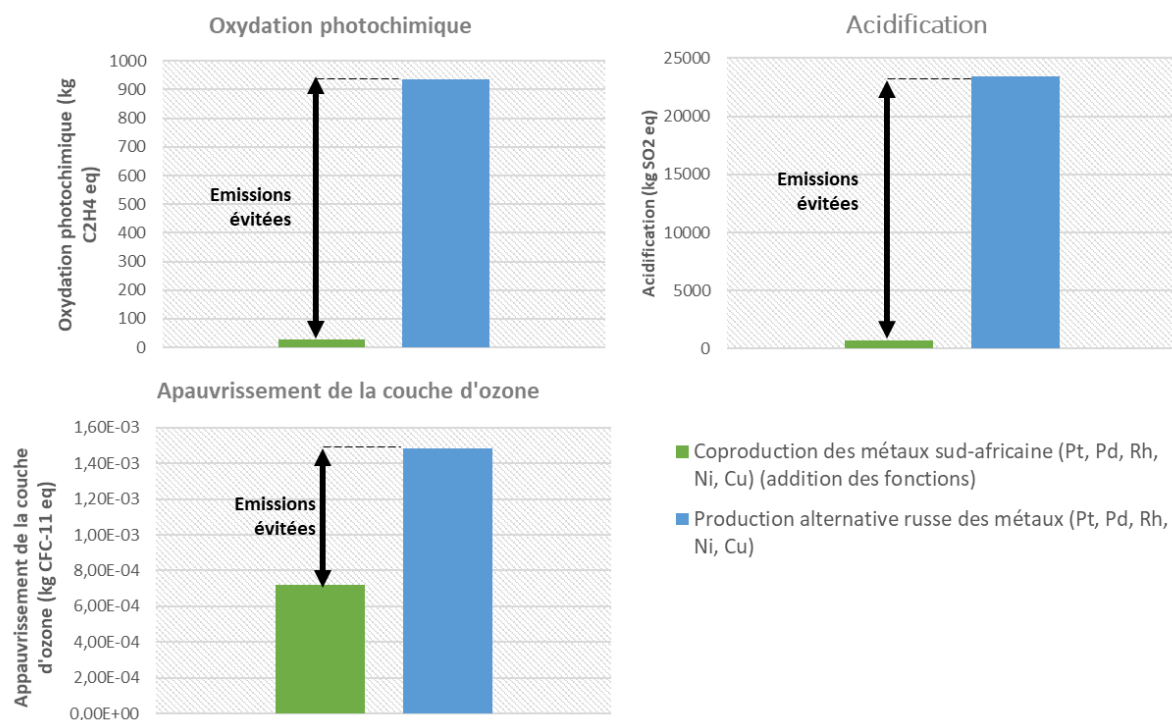


Figure 28 - Catégories d'impacts pour le système étendu (vert) comparé au système alternatif (bleu) menant à des "émissions évitées". UF = Production 1 kg de platine et des coproduits associés, CML-IA.

Si la production d'1 kg de métaux est considérée, les impacts pour les cinq catégories sont présentés sur la Figure 29. Des émissions évitées sont observables uniquement concernant l'oxydation photochimique et l'acidification. Pour le reste des catégories étudiées, le système sudafricain présente des impacts bien supérieurs. Dans cette situation, il peut être risqué pour le producteur de métaux sudafricain de communiquer les émissions évitées de son procédé d'extraction sachant qu'il produit en parallèle une grande quantité d'émissions augmentées dans d'autres catégories d'impacts pour lesquelles le grand public est assez sensible (réchauffement climatique et appauvrissement de la couche d'ozone).

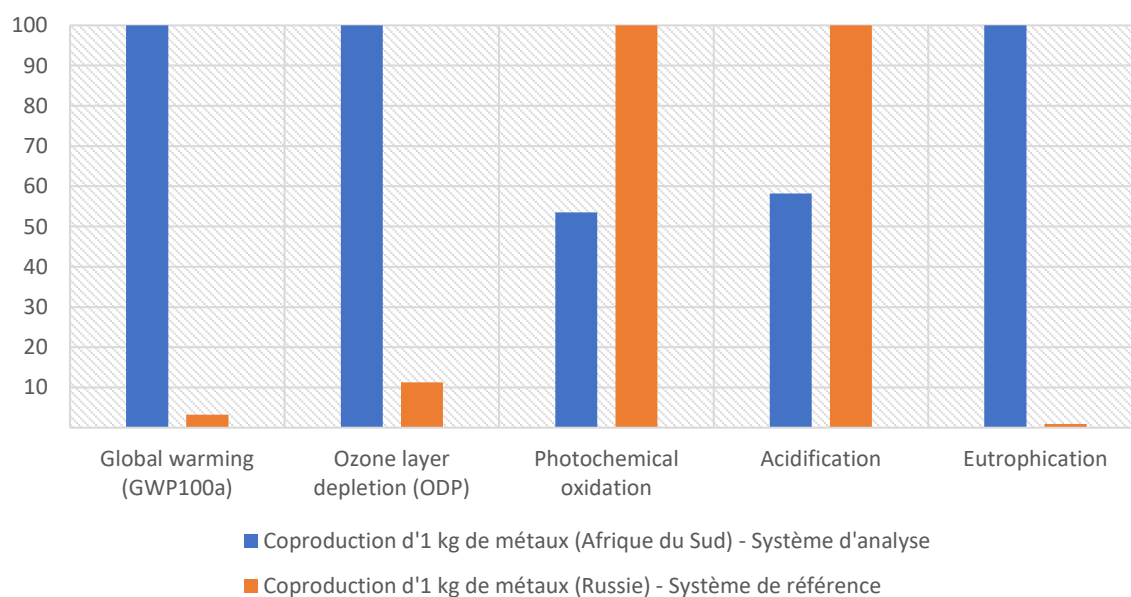


Figure 29 - Comparaison du système de coproduction sud-africain avec le système de production russe alternatif (UF = production d'1 kg de métaux), CML-IA.

Evaluation de la qualité des données et des résultats

Pour une analyse complète, aucun cut-off de flux de matériaux ou d'énergie de premier plan n'a été réalisé. Dans les sets de données ecoinvent utilisés, les déchets recyclés subissent généralement un cut-off. Les émissions et l'énergie liées à la production des biens d'équipement, des installations et des infrastructures de recyclage deviennent généralement négligeables lorsqu'une moyenne est faite sur la totalité des produits fournis pendant la vie utile. Pour cette raison, l'énergie et les déchets associés à la construction de bâtiments, routes, tuyauterie, véhicules motorisés, machines industrielles, et autres ne sont pas inclus dans l'étude. De même, l'énergie et les déchets associés à la recherche et au développement, aux ventes, et au personnel administratif et autres activités n'ont pas été inclus dans l'étude car les exigences et émissions correspondantes sont considérées comme faibles pour le support des activités de personnel. Concernant la complétude de l'AICV issu de la méthode CML-IA baseline V3.01 est effectué grâce des facteurs de caractérisation correspondant à plus de 1700 flux élémentaires différents. Ces facteurs sont mis à jour lorsque de nouvelles connaissances sur les niveaux de substances sont disponibles.

D'autre part, les données de procédés utilisées issues d'ecoinvent v3.4 peuvent potentiellement être faussées par leur ancienneté (2002). En effet, depuis cette date, les technologies d'extraction ont pu évoluer. De plus, les facteurs d'allocation économique pour l'inventaire de production russe sont basés sur des prix d'achat datant de 2002 et les MGP sont des métaux dont le marché est très volatile.

Sensibilité des résultats par la réduction du système (soustraction des fonctions)

Les études de sensibilité effectuées sur cette étude de cas ont été prédéterminées par l'objectif de l'étude étant principalement axé sur des méthodologies de calcul et non sur l'exhaustivité des résultats des études de cas. Ainsi, une analyse de sensibilité concernant l'approche d'allocation à adopter (extension du système ou réduction du système) est effectuée.

Pour illustrer l'utilisation de la méthodologie de réduction du système, la production d'1 kg de platine en Afrique du Sud sera comparée avec la production d'1 kg de platine en Russie. Pour cela, l'inventaire des autres coproduits russes est soustrait à l'inventaire de coproduction sud-africain (Figure 30). Le système réduit ainsi obtenu est comparé à la production de platine russe (dont les impacts de l'inventaire lui ont été alloués économiquement). Sur la Figure 31, il est possible d'observer les mêmes conclusions que sur la Figure 27. En effet, les seules catégories d'impacts pour lesquelles la production sudafricaine implique des bénéfices environnementaux sont l'appauvrissement de la couche d'ozone, l'acidification et l'oxydation photochimique. Si le système de coproduction russe a des impacts plus importants que le système sudafricain dans certaines catégories, cela n'implique pas forcément que chaque coproduit russe ait plus d'impacts que chaque coproduit sudafricain car les taux de production et donc les facteurs d'allocation sont différents pour les deux systèmes. On remarque sur la Figure 30 et la Figure 31 que le calcul de l'impact du platine sur l'acidification et l'oxydation photochimique mène à un résultat négatif. Ce résultat semblerait impliquer que la production de platine mène à des bénéfices environnementaux, ce qui est vraisemblablement impossible. Cependant, ce type de résultat dû à la soustraction de fonctions reste exploitable en termes de calcul d'impacts ou d'émissions évités, comme montré sur la Figure 32. Cela met en évidence l'importance d'être attentif aux termes utilisés pour communiquer les résultats dans ce genre d'analyse.

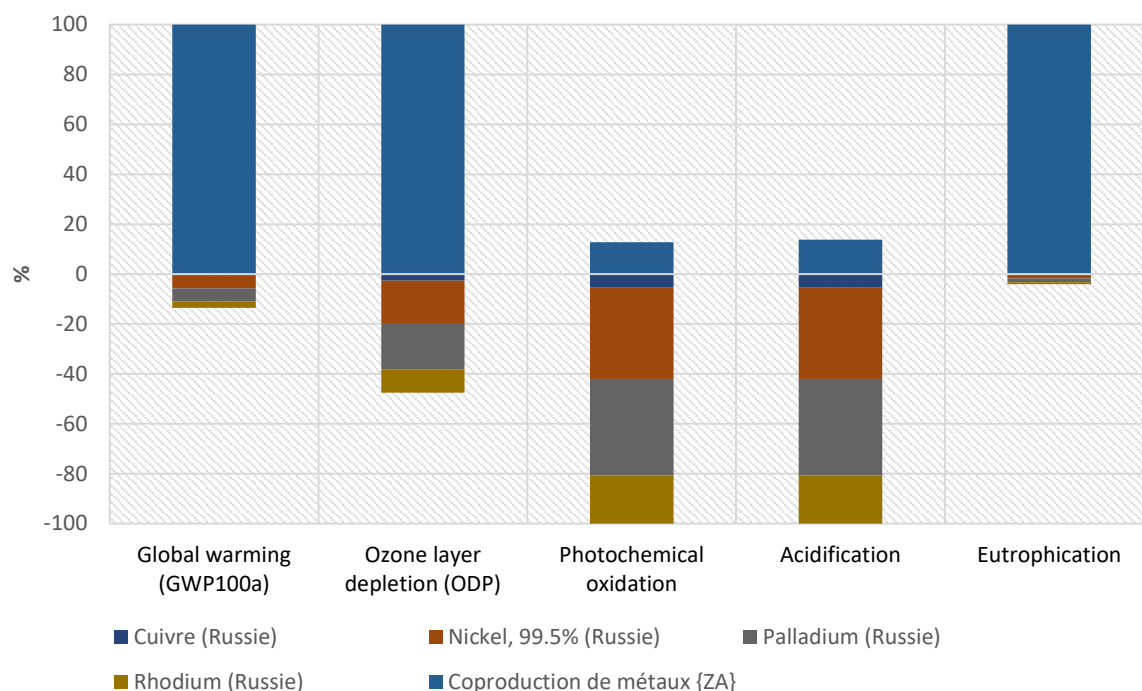


Figure 30 - Soustraction des fonctions du système de production russe au système de coproduction sud-africain (UF = production d'1 kg de platine). Les impacts des coproduits du système russe ont subi une allocation économique, CML-IA.

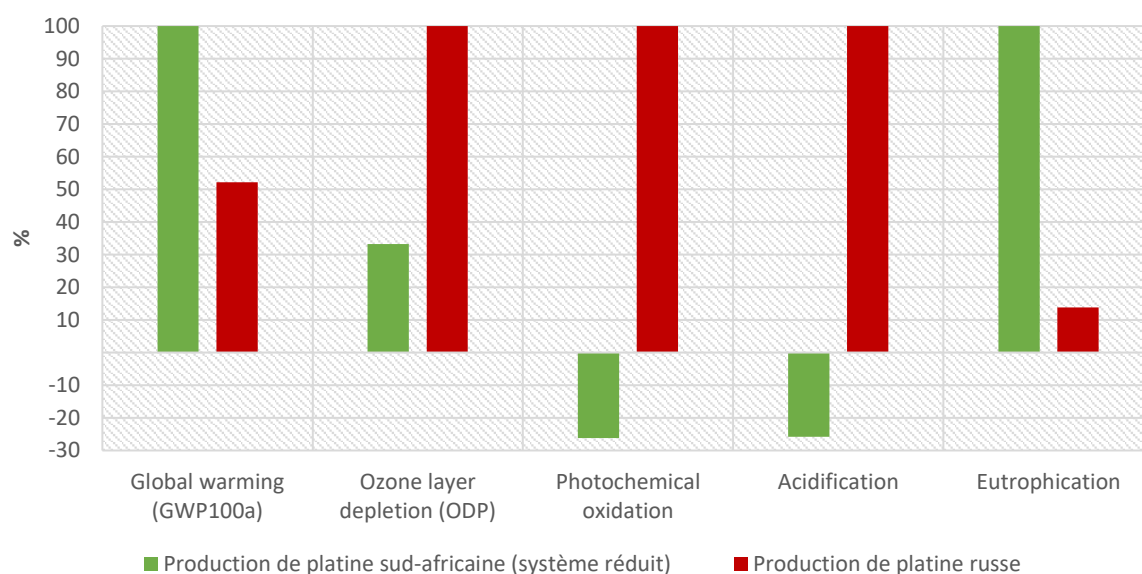


Figure 31 - Comparaison entre le système réduit (UF = production d'1 kg de platine) et la production de platine russe (allocation économique entre les coproduits de la production russe), CML-IA.

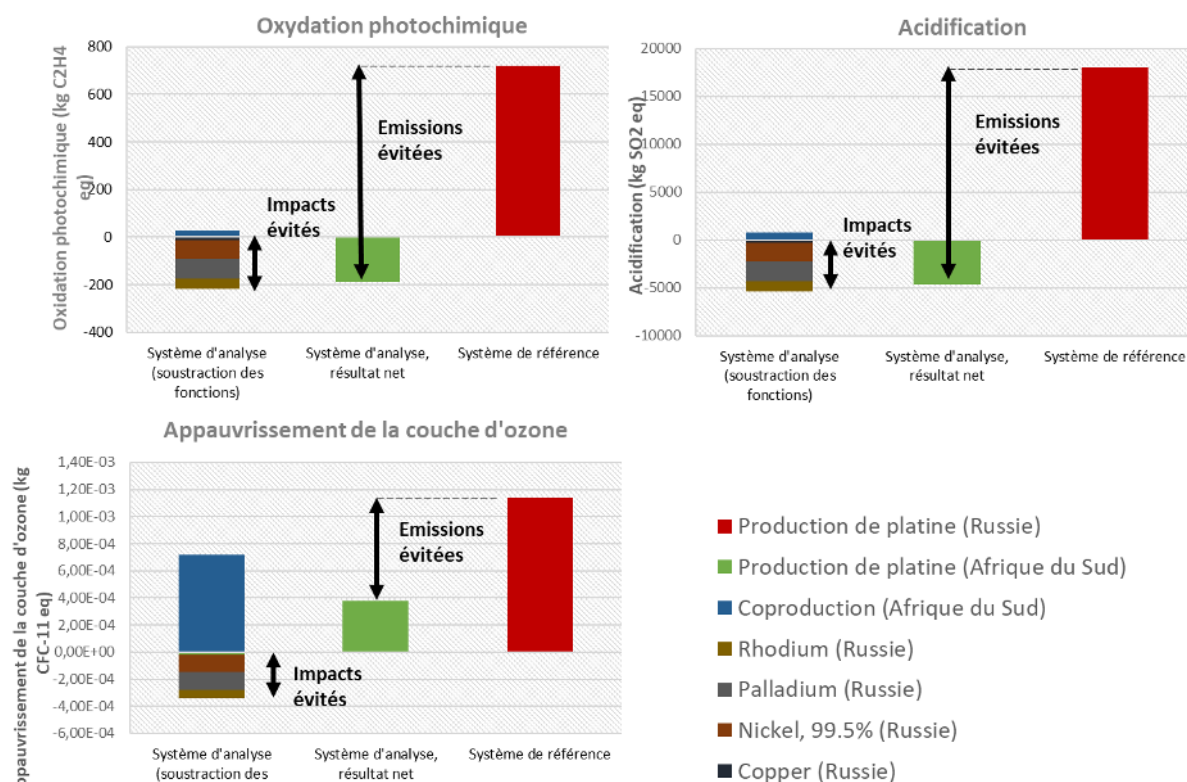


Figure 32 - Calcul des impacts du système réduit après soustraction des fonctions et identification des impacts et émissions évités (UF = production d'1 kg platine). La 1^{ère} colonne correspond à l'analyse de contribution des produits substitués, la 2^{ème} colonne correspond à la même simulation mais présente les résultats **nets** et la 3^{ème} colonne correspond aux impacts alloués de la production de platine en Russie, CML-IA.

Le Tableau 27 présente les émissions et les impacts évités calculés grâce aux deux méthodes. Les bénéfices ainsi comparés, nous remarquons que, comme annoncé dans l'état de l'art, les émissions évitées sont les mêmes pour les deux systèmes. Cela peut s'expliquer par les équations mathématiques équivalentes suivantes :

$$Emissions\ évitées\ (extension\ du\ système) = \sum_{i=1}^n B_i - A \quad \text{Eq. 1}$$

$$Emissions\ évitées\ (réduction\ du\ système) = B_1 - (A - \sum_{i=2}^n B_i) \quad \text{Eq. 2}$$

Avec,

A : Impacts du système de coproduction étudié (ici : le système de coproduction sud-africain).

B_1 : Impacts du produit à comparer (ici : platine issu de la coproduction russe).

B_i : Impacts de chaque produit issu de procédés monofonctionnels équivalents (ici : B_2 , B_3 , B_4 et B_5 correspondent au palladium, au rhodium, au cuivre et au nickel issus de la coproduction russe et dont les impacts ont été alloués économiquement).

Tableau 27 - Comparaison des bénéfices environnementaux obtenus grâce à l'extension ou à la réduction du système

Méthode	Extension du système		Réduction du système
Unité fonctionnelle	UF ₁ = Production d'1 kg de platine et des coproduits associés	UF ₂ = Production d'1 kg de métaux	UF ₃ = production d'1 kg de platine

Types de bénéfices environnementaux	Emissions évitées	Emissions évitées	Emissions évitées	Impacts évités
Appauvrissement de la couche d'ozone (kg CFC ⁻¹¹ eq)	0.00076	-	0.00076	0.00034
Acidification (kg SO ₂ eq)	22 645	2.7	22 645	5 396
Oxydation photochimique (kg C ₂ H ₄ eq)	908.75	0.12	908.75	215.95

Dans ce cas d'étude, lorsque l'on s'intéresse à la production d'1 kg de platine (UF₁ et UF₃), il est possible d'observer que les impacts évités sont plus faibles que les émissions évitées. Cela s'explique par le fait que les métaux de la production russe soustraits au système de production sudafricain représentent des quantités très inférieures aux quantités produites initialement pour 1 kg de platine en Russie (153 kg de cuivre et 217 kg de Nickel en Afrique du Sud contre respectivement 12 800 kg et 9 240 kg en Russie). Ainsi, 1 kg de platine russe présente plus d'impacts que tous les autres coproduits russes si les proportions sudafricaines sont prises en compte. Cela implique donc que les produits soustraits représentent un faible pourcentage d'impact et donc des impacts évités « faibles ».

Finalement, l'extension du système et la réduction du système sont mathématiquement équivalentes uniquement concernant le calcul des « émissions évitées », représentant la performance relative d'un système par rapport à l'autre.

Conclusions, limitations et recommandations

Les résultats de l'analyse d'impact liée à une réduction du système et à une extension du système ont montré qu'il n'était pas possible de préférer un système de coproduction par rapport à l'autre, quelle que soit l'unité fonctionnelle envisagée. En effet, lorsqu'un système paraît plus bénéfique pour l'environnement, l'effet inverse peut être visible pour d'autres catégories d'impact. Concernant la fiabilité de la modélisation, la comparaison entre les résultats du calcul de l'extension et de la réduction du système montre sa robustesse car les émissions évitées calculées sont les mêmes. Concernant la fiabilité de la modélisation, la comparaison entre les résultats du calcul de l'extension et de la réduction du système montre sa robustesse car les émissions évitées calculées sont les mêmes. Les impacts de cette étude de cas calculés grâce à une proche attributionnelle ne devraient pas guider le choix du client concernant le producteur de métal car les impacts peuvent uniquement être **attribués** aux processus. Il est important de remarquer que dans le cas de la réduction du système, le système russe n'est pas « substitué » mais plutôt « soustrait » au système d'analyse car aucun produit n'est réellement substitué sur le marché. De plus, l'approche attributionnelle laisse l'ACViste assez libre quant au choix de la solution de référence. Dans le cas présent, le système de référence a été choisi afin de comparer le système de production « concurrent » de platine mais il aurait également été possible de choisir un autre système de production tant que le choix est bien justifié dans les objectifs de l'étude. Enfin, l'extension du système utilisée dans le but de limiter l'incertitude liée à une allocation n'a pas permis d'éviter l'allocation liée au système de référence. En effet, les coproduits dont la production peut être uniquement multifonctionnelle n'ont pas de système de production alternatif monofonctionnel. Chacun des coproduits russes a donc subi une allocation, ce qui démontre que l'extension du système ne peut pas toujours être utilisée pour éviter l'allocation, puisque l'allocation est toujours requise pour isoler les fonctions du scénario de référence si ce scénario contient des processus multifonctionnels.

En conclusion, l'extension du système dans une ACV attributionnelle peut être utilisée pour calculer la performance environnementale relative d'une route de production comparée aux routes de production alternatives des mêmes produits. De plus, l'extension du système peut être appliquée uniquement pour l'analyse d'un système multifonctionnel et n'a pas pour but de calculer la performance environnementale d'un produit sortant unique.

Enfin, le calcul des « impacts évités » peut être fait pour faciliter le calcul des « émissions évitées », mais ne devrait cependant pas être communiqué tel quel car cela peut mener à une confusion due au fait que les impacts ne sont pas vraiment évités. En effet, seule la performance relative d'un système par rapport à l'autre est évaluée.

3.1.2. APPROCHE CONSEQUENTIELLE – METHODE DE SUBSTITUTION AXEE SUR LE MARCHE

3.1.2.1. DEFINITION DES OBJECTIFS ET DU CHAMP DE L'ETUDE

3.1.2.1.1. OBJECTIFS DE L'ETUDE

Cette deuxième partie du cas d'étude vise à illustrer le calcul des impacts évités sur un système de coproduction via une **approche conséquentielle**. L'extraction du platine à partir de minerai sera ainsi analysée par la méthode de substitution axée sur le marché de (Dieuwertje L Schrijvers et al., 2016b). La méthode permettra d'identifier les substituts les plus probables pour les métaux considérés et également les impacts évités par la production des coproduits grâce au calcul du facteur marché-prix. Enfin, des émissions évitées seront également calculées afin de comparer le système d'analyse à un système de référence reflétant le choix du consommateur de consommer du platine ou non.

3.1.2.1.2. CHAMP DE L'ETUDE

Comme avec l'approche attributionnelle, le système multifonctionnel à l'étude reste celui de la coproduction de platine, rhodium, palladium, cuivre et nickel en Afrique du Sud. La coproduction de métaux est une situation de production conjointe, c'est-à-dire que la quantité de chaque coproduit ne peut pas varier indépendamment. En effet, les proportions de métaux dans le minerai sont fixées. La définition du système multifonctionnel à l'étude est la même que pour l'approche attributionnelle (cf. p.60). Néanmoins, l'approche sera très différente car le comportement de l'utilisateur lié à sa décision de consommer du platine sudafricain ou un autre produit sera évalué.

3.1.2.1.3. UNITE FONCTIONNELLE

Comme expliqué dans l'état de l'art, une ACV conséquentielle analyse les impacts environnementaux liés à un changement de l'offre ou de la demande pour un produit. Ainsi, les deux questions suivantes peuvent être posées : « Quels sont les impacts environnementaux liés à l'augmentation de la demande pour 1 kg de platine coproduit ? » et « L'augmentation de la demande pour le platine cause t'elle moins d'impacts environnementaux que la demande pour un autre matériau ? ». L'unité fonctionnelle est donc « demande pour 1 kg de platine produit en Afrique du Sud (ou quantité équivalente du matériau alternatif) ». Le public ainsi visé est le consommateur de platine qui doit faire un choix entre ce matériau et un potentiel substitut.

3.1.2.1.4. IDENTIFICATION DU COPRODUIT DETERMINANT DU GISEMENT DE PLATINE SUDAFRICAIN

Cette section sert à identifier le coproduit déterminant du minerai sudafricain, nécessaire à l'application de la méthode de substitution axée sur le marché. Dans un premier temps sont abordées les théories existantes dans la littérature sur l'existence d'un seul ou de plusieurs coproduits déterminants dans un système de coproduction. Ensuite, sera détaillé le raisonnement de (Dieuwertje Louise Schrijvers et al., n.d.) sur le fait qu'il n'existe qu'un seul coproduit déterminant par système multifonctionnel pour enfin appliquer la méthode permettant de l'identifier. Pour rappel, un coproduit déterminant est le produit résultant d'une activité pour lequel un changement de la demande affectera le volume de production de l'activité, il est également parfois appelé produit de référence. Les coproduits dépendants d'un système correspondent donc à tous les autres produits sortants d'un procédé unitaire (Consequential-LCA, n.d.). Les sous-produits sont systématiquement des coproduits dépendants alors que les coproduits dépendants ne sont pas toujours des sous-produits. En effet, les revenus liés à la vente du coproduit dépendant peuvent potentiellement être nécessaires pour couvrir les coûts de production.

Dans la littérature, (Bo P Weidema & Norris, 2002) affirment que l'extraction du platine ou plus largement des MGP en Afrique du Sud est un cas de coproduction particulier puisque plusieurs coproduits influencent le processus de coproduction. En effet, le platine et le rhodium seraient autant déterminants pour le volume de production conjointe. Cependant, il est possible que cette situation ait changé depuis les années 2000 et il est donc nécessaire de vérifier cette affirmation. Cette partie a donc pour but d'identifier le coproduit déterminant du gisement sudafricain.

Dans un premier temps sont exclus les sortants ne fournissant pas de revenus additionnels (sortants envoyés au traitement des déchets). Dans le cas présent, ce sont tous les déchets issus du procédé d'extraction. Pour les autres produits conjoints, il existe trois situations (Figure 33). La première situation (Type 1) concerne un système dont uniquement un des coproduits n'a pas de route de production alternative. Dans ce cas, il est le coproduit déterminant. La deuxième situation (Type 2) implique que tous les coproduits aient une route de production alternative. Dans ce cas, tous les coproduits pourraient être les produits déterminants et des données sur les productions marginales, les coûts, les revenus et les tendances de marché normalisées sont utilisées pour identifier le produit déterminant. La dernière situation (Type 3) est celle de notre cas d'études, plus d'un coproduit n'a pas de route de production alternative. Dans ce cas, **tous les coproduits sans route de production alternative seraient les coproduits déterminants** (Consequential-LCA, 2015a).

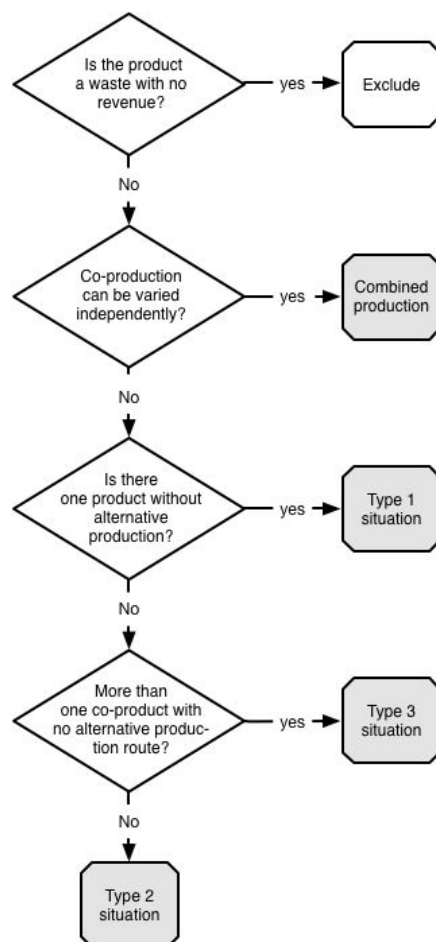


Figure 33 - Arbre de décision pour identifier les situations des coproduits déterminants et dépendants (Consequential-LCA, 2015a)

En effet, dans le cas de l'extraction du platine en Afrique du Sud, le cuivre et le nickel sont identifiés immédiatement comme des coproduits dépendants à cause de leurs routes de production alternatives bien connues. Pour le platine, le rhodium et le palladium, les autres gisements les impliquant produisent eux aussi les trois coproduits mais dans des proportions potentiellement différentes. Il n'existe donc pas de route de production monofonctionnelle pour les MGP. Les autres routes de production multifonctionnelles peuvent être considérées comme des routes de production alternatives seulement si le coproduit envisagé est le coproduit déterminant du gisement. La production de palladium en Russie pourrait être considérée comme la route de production alternative du palladium sudafricain, car la production russe a des rendements de palladium bien supérieurs à la production sudafricaine, et le palladium a déjà été établi comme le coproduit déterminant de la production russe (Bo P Weidema & Norris, 2002). Néanmoins, pour choisir le palladium russe comme substitut, il sera nécessaire de confirmer le fait qu'il est le coproduit déterminant de la production russe (car cela a pu changer depuis les années 2000). Par conséquent, le platine et le rhodium (et potentiellement le palladium) restent les deux (trois) coproduits en théorie sans route de production alternative et sont considérés comme les coproduits déterminants selon la méthode de (Consequential-LCA, 2015a). Les prix des deux métaux coproduits seraient en effet constamment ajustés pour que tous les produits soient vendus (Bo P

Weidema & Norris, 2002). Comme il n'existe pas de route de production alternative monofonctionnelle pour ces deux métaux, des changements dans le volume de production résultant d'un changement dans la demande affecteront les volumes, les prix, et la consommation des autres matériaux coproduits. En effet, (B.P. Weidema, Ekvall, & Heijungs, 2009) affirment qu'il y a « *au maximum un coproduit déterminant dans chaque procédé de coproduction* » sauf si **un des coproduit n'a pas de route de production monofonctionnelle alternative**, ce qui est le cas dans cette application. De cette façon, si l'on suit cette affirmation, le rhodium, le platine (et le palladium) sont tous deux (trois) des coproduits déterminants pour lesquels la demande mène partiellement à une augmentation de l'offre, correspondant au revenu relatif généré par ce coproduit, et partiellement à une utilisation réduite autre part.

Cependant, (Dieuwerthe Louise Schrijvers et al., n.d.) contestent cette affirmation en arguant que **chaque coproduit peut en fait posséder une route de production alternative**. En effet, ces métaux précieux peuvent trouver des substituts qui soient des matériaux différents mais utilisés pour les mêmes fonctions. Pour cette raison, la méthode de substitution axée sur le marché considère que l'affirmation de (B.P. Weidema et al., 2009) (qu'il y a au maximum un coproduit déterminant dans chaque procédé de coproduction) est vraie dans n'importe quelle situation. De cette façon, le Type 3 identifié précédemment implique quand même une identification du produit déterminant en suivant la méthodologie préconisée pour le Type 2 (c.-à-d. en considérant les données de production marginale, les coûts, revenus et tendances de marché). Pour pouvoir appliquer la méthode de substitution axée sur le marché, il faut donc identifier un seul coproduit déterminant et trouver une route de production alternative aux coproduits définis comme dépendants.

Le Tableau 28 résume les données de marché sur lesquelles sont basés les calculs du produit déterminant. Ces données sont issues du rapport de marché le plus récent de Johnson Matthey concernant les MGP (Cowley, 2018). En réalité, il faut être prudent avec l'utilisation des prix actuels du platine, du rhodium et du palladium car les mouvements de prix liés aux MGP sont beaucoup plus forts que pour d'autres matières premières. Entre autres, la volatilité des prix des MGP s'explique par les raisons suivantes (Hagelüken, 2006 ; Mudd, Jowitt and Werner, 2018):

- Les MGP sont extraits dans très peu de pays dont l'instabilité a déjà été mise en avant ;
- Les facteurs politiques, législatifs et techniques ainsi que les taux de changes peuvent être déterminants ;
- L'incertitude concernant la législation, les stocks et l'exportation russe provoque des spéculations ;
- Les MGP sont susceptibles d'être stockés par les utilisateurs ou spéculateurs.

Ainsi, historiquement, les prix respectifs du rhodium et du palladium ont été très fluctuants et le facteur marché-prix a pu changer drastiquement d'une année sur l'autre. Comme la première application des MGP est notamment leur utilisation dans les pots catalytiques, l'industrie automobile est un acteur hautement concerné par ces fluctuations. Afin de réduire leur dépendance sur la production primaire des MGP et d'augmenter leur flexibilité, les industries automobiles ajustent donc constamment le mélange de catalyseurs (Pt, Pd et Rh) dans les pots catalytiques suivant la disponibilité des métaux. Le marché des MGP et des catalyseurs automobiles représente ainsi un système hautement interdépendant (Hagelüken, 2006).

Tableau 28 - Informations de marché des MGP, du cuivre et du nickel (Cowley, 2018 ; Glencore, 2017 ; Davidson, 2018)

Métaux	Prix de marché 2017 (€/kg)	Tendance de marché (2016-2018)
Platine	27 300	- 2.47 %
Rhodium	31 300	0.72 %
Palladium	26 200	4.58 %
Cuivre	2.19	2.43 %
Nickel	10.4	6.17 %

La tendance de marché est donc calculée par rapport à l'évolution de la demande brute annuelle de 2016 à 2018 pour chaque MGP, pour le cuivre et pour le nickel. Le Tableau 29 présente les caractéristiques du gisement sudafricain et la tendance de marché normalisée calculée en divisant la tendance de marché du Tableau 28 par le volume de production relatif de chaque métal (concentrations du Tableau 29) (Consequential-LCA, 2015c). La tendance de marché normalisée correspond donc à la

tendance de marché de chaque coproduit rapportée à sa proportion dans le minerai, ce qui permet une comparaison des tendances de marché entre les coproduits. En d'autres termes, elle représente l'évolution de la demande pour un coproduit (la demande augmente si elle est positive et diminue si elle est négative).

Tableau 29 - Caractéristiques du gisement sudafricain

Métaux	Concentration (%) (ecoinvent)	Revenu minerai) (€/kg	Tendance de marché normalisée
Platine	4.80E-04	1.31E-01	- 5 140.99
Rhodium	2.40E-05	7.51E-03	29 992.21
Palladium	2.00E-04	5.24E-02	22 882.11
Cuivre	5.20E-02	1.14E-03	0.47
Nickel	3.70E-02	3.85E-03	166.78

Il est ainsi possible d'identifier le coproduit déterminant en examinant les tendances de marché normalisées. Pour savoir comment la tendance de marché normalisée peut permettre de reconnaître le coproduit déterminant, il faut premièrement déterminer si un des coproduits *seul* fournit un revenu qui excède le coût de production marginal (Consequential-LCA, 2015c).

En effet, les deux conditions pour qu'un coproduit unique soit directement identifié comme déterminant sont les suivantes (Consequential-LCA, 2015e) :

- Le produit doit fournir un revenu économique excédant le coût marginal net d'un changement de volume de production, c'est-à-dire que les revenus de la vente de ce produit doivent couvrir tous les coûts de production marginaux.
- Le produit doit avoir une tendance de marché normalisée plus grande que tous les coproduits remplissant la première condition.

Le coproduit déterminant sera donc le coproduit dont le revenu permet un changement de l'activité de coproduction et avec le *plus grand* changement en termes de demande (la **plus grande tendance de marché normalisée**).

Cependant, lorsque plusieurs produits sont nécessaires pour couvrir les coûts de production marginaux, et que la demande pour un coproduit change plus rapidement que celle d'un autre coproduit (c.-à-d. les tendances de marché sont différentes entre les coproduits), le critère suivant est appliqué. Le coproduit avec le *plus petit* changement de demande (la **plus petite tendance de marché normalisée**) parmi le groupe de produits couvrant les coûts de production marginaux imposera une contrainte sur celui avec la plus grande demande et sera donc le produit déterminant (Consequential-LCA, 2015e). En effet, ce coproduit est plus difficile à vendre car sa demande augmente plus lentement que celle des autres coproduits. Cependant, sans les revenus de ce coproduit, les coûts de production ne sont pas couverts. Par conséquent, la production aura lieu seulement si le produit avec la tendance de marché normalisée la plus faible est vendu.

Dans le cas où plusieurs groupes de produits peuvent couvrir les coûts de production marginaux, le groupe pouvant contenir le coproduit déterminant est celui contenant le coproduit avec la tendance de marché normalisée la plus élevée entre les deux groupes, définie par le produit du groupe ayant la tendance de marché normalisée la plus faible.

Il est donc nécessaire dans un premier temps de calculer les coûts de production marginaux pour savoir si les revenus liés au platine ou à l'un des coproduits sont supérieurs. (Consequential-LCA, 2015b) fait l'hypothèse que les coûts de production marginaux sont souvent supérieurs à 80 % du revenu. Dans ce cas d'étude, le platine couvre seulement 67 % des revenus, ce qui est en dessous du seuil proposé. Pour couvrir au moins 80 % des revenus (c.-à-d. les coûts de production marginaux), il faut considérer la production de platine ainsi que la production de palladium. En effet, ces deux métaux couvrent 94 % des revenus et donc tous les coûts de production marginaux (Tableau 29). Comme il n'existe qu'une seule combinaison de coproduits couvrant les coûts de production marginaux (platine + palladium), le coproduit dont la tendance de marché normalisée est la plus faible doit être identifié comme le coproduit déterminant, car la demande pour ce coproduit impose une contrainte sur la capacité de la combinaison

à changer sa production. En effet, dans un marché compétitif, le produit avec la tendance de marché normalisée la plus élevée sera vendu au prix des coûts de production alternatifs, alors que le coproduit en surplus avec la tendance de marché plus faible sera vendu au prix le plus bas pour couvrir les coûts de production. Puisque le prix du coproduit avec la tendance de marché la plus faible ne peut pas être encore plus abaissé, sans amener les revenus en dessous des coûts marginaux, la quantité de ce coproduit pouvant être vendue détermine le volume de production de l'activité de coproduction et ce produit est donc identifié comme le coproduit déterminant (Consequential-LCA, 2015e).

Cette conclusion peut néanmoins être discutée à cause de la situation actuelle réelle de l'industrie minière en Afrique du Sud. En effet, il semblerait que le platine soit actuellement produit en surplus (Hobson, 2018; McKay, 2018; Linnenkoper, 2018). Dans ce cas, une demande augmentée pour le platine ne mène pas à une augmentation de l'extraction minière mais à une augmentation de l'offre venant des stocks.

Par ailleurs, les mines sudafricaines sont en déficit et ne font actuellement pas de profit (Whithouse, 2019). Cela signifie que l'estimation que les coûts de production marginaux couvrent 80 % des revenus est fausse et que même si tous les coproduits sont vendus, les coûts de production marginaux ne sont pas couverts. Dans le cas où tous les coproduits doivent être vendus pour couvrir les coûts de production marginaux, le platine reste le coproduit déterminant car sa tendance de marché normalisée reste la plus faible parmi les coproduits. Néanmoins, cela montre que le futur des mines de platine en Afrique du Sud est dépendant de l'augmentation du prix du platine (Whithouse, 2019). Cette augmentation de prix peut être envisagée par l'augmentation potentielle de la substitution du palladium par le platine (Linnenkoper, 2018).

Le platine est ainsi identifié comme le coproduit déterminant, grâce à la méthode proposée par (Consequential-LCA, 2015a). Même si les calculs sont basés sur des estimations, cela confirme les conclusions faites initialement grâce à une recherche bibliographique et place ainsi le rhodium et le palladium en tant que coproduits dépendants.

Afin d'étudier l'augmentation de la demande en platine et pour simplifier l'étude, nous considérons que l'Afrique du Sud est le seul producteur pour lequel le platine est le coproduit déterminant. L'Afrique du Sud est donc considérée comme le *fournisseur marginal*, même si ce n'est qu'une hypothèse pour le moment. En effet, il sera nécessaire de vérifier par la suite si la Russie produit également le platine en tant que coproduit déterminant.

3.1.2.1.5. IDENTIFICATION DES « SUBSTITUTS » DES COPRODUITS DEPENDANTS

Cette section permet d'identifier les substituts des coproduits du système d'extraction sudafricain. Une recherche bibliographique est ainsi effectuée afin d'identifier les potentiels substituts des coproduits dépendants et ces substituts seront testés par la suite grâce au facteur marché-prix.

Comme énoncé précédemment, le cuivre et le nickel peuvent déplacer parfaitement leur production monofonctionnelle équivalente. Le cuivre coproduit déplace donc la production sudaméricaine de mines de cuivre. Dans ce processus de production monofonctionnel, le minerai est prétraité, réduit et raffiné selon le mélange d'alternatives de procédés suivant : four à réverbère 23.7 %, fours de fusion éclair 60.7 %, autres 6.2 % ; extraction par solvant et électroextraction 9.4 %. Le nickel coproduit substitue quant à lui la production globale provenant de mines de nickel (minerais sulfurés). En effet, 55 % de la production de nickel actuelle provient de l'extraction à partir de minerais sulfurés pour lesquels la concentration en nickel varie de 0.2 à 8 % (Sanier & Vinot, 2010). Le procédé comprend le procédé d'extraction du nickel à partir de minerais, un mélange représentatif des étapes de raffinage (comme la carbonylation, l'électroextraction et la réduction avec de l'hydrogène). Pour finir, le set de données utilisé comprend également le transfert du minerai aux installations d'enrichissement, le broyage, la concentration par gravité, l'étape de flottation, et un mélange représentatif des étapes pyrométallurgiques (le grillage, la fusion, l'affinage) et hydrométallurgiques.

Pour ce qui est du rhodium et du palladium, ces deux métaux ne sont jamais produits par des systèmes monofonctionnels, une première approche est donc de regarder si le palladium ou le rhodium sont les coproduits *déterminants* dans d'autres systèmes de coproduction. En ce qui concerne le rhodium, aucune autre mine ne semble produire le coproduit en quantités suffisantes pour qu'il soit le coproduit déterminant. Le rhodium est ainsi identifié comme un métal critique et il est donc nécessaire d'identifier

un substitut correspondant à un matériau différent mais pouvant partager une même fonction dans une application précise. (Bo P Weidema & Norris, 2002) affirment que le rhodium et le palladium sont de bons substituts dans la fabrication de convertisseurs catalytiques pour l'industrie automobile.

En ce qui concerne le palladium, le minerai russe a la particularité de produire du palladium en plus grandes quantités que le minerai sudafricain. En effet, le minerai extrait en Russie a des taux faibles de sous-production des autres MGP (taux d'extraction du platine/palladium/rhodium de 10/50/1 en Russie comparé à 10/5/1 en Afrique du Sud). Pour cette raison, on peut s'attendre à ce que le palladium soit le coproduit déterminant de la coproduction russe, ce qui permettrait d'avoir un bon substitut pour le palladium et le rhodium sudafricains. Les caractéristiques du gisement russe sont présentées dans le Tableau 30. Le coproduit déterminant est identifié par la suite grâce à la méthodologie du site (Consequential-LCA, 2015a).

Tableau 30 - Caractéristiques du gisement russe

Métaux	Concentration (%) (ecoinvent)	Revenu minerai) (€/kg	Tendance de marché normalisée
Platine	2.50E-04	6.83E-02	- 9 870.71
Rhodium	2.05E-05	6.42E-03	35 112.83
Palladium	7.30E-04	1.91E-01	6 269.07
Cuivre	3.20	7.01E-02	0.01
Nickel	2.30	2.39E-01	2.68

Dans le cas de la production russe, il existe deux combinaisons de métaux permettant de couvrir les coûts nets de production marginaux (80 % des revenus) :

- Le nickel, le palladium et le cuivre représentent 87 % des revenus ;
- Le nickel, le palladium et le platine représentent également 87 % des revenus.

La tendance de marché normalisée de ces combinaisons de coproduits correspond à la plus petite tendance de marché puisque la demande pour ce coproduit implique une contrainte sur la capacité de la combinaison à changer sa production finale. Les tendances de marché des deux combinaisons identifiées sont les suivantes :

- Tendance de marché normalisée de Ni, Pd et Cu = 0.01 ;
- Tendance de marché normalisée de Ni, Pd et Pt = - 9 870.71.

La combinaison avec la tendance de marché normalisée la plus élevée est donc la combinaison de Ni, Pd et Cu, le produit déterminant est donc le produit avec la plus petite tendance de marché normalisée parmi les coproduits de la combinaison.

Le **cuivre** serait donc actuellement le coproduit déterminant pour la production russe sous l'hypothèse que les coûts nets de production marginaux représentent 80 % des revenus. Cela serait en corrélation avec l'analyse de (Wilburn & Bleiwas, 2005) qui affirment que les MGP sont seulement des sous-produits de l'extraction de cuivre et de nickel malgré le fait que la Russie soit le plus grand producteur de palladium avec 38 % du taux de production mondial (KPMG, 2016). Cette conclusion nous empêche de considérer le palladium russe en tant que substitut du palladium et du rhodium sudafricains. Il est donc nécessaire d'identifier une autre source d'impacts évités pour ces deux métaux critiques. Lorsque l'on ne peut pas remplacer le coproduit dépendant par son équivalent dans un système où il est le coproduit déterminant, il est en effet nécessaire de trouver un autre matériau pouvant avoir les mêmes fonctions dans une application précise.

Comme énoncé précédemment, les MGP sont des métaux particuliers puisqu'ils sont les composants principaux des dispositifs de réduction de pollution les plus importants qui soient : les convertisseurs catalytiques. En effet, les MGP convertissent le monoxyde de carbone, les oxydes et les hydrocarbures des pots d'échappements en eau, dioxyde de carbone et azote. Sans les MGP, les réactions de

conversion des pots catalytiques n'auraient pas lieu et les véhicules ne répondraient pas aux réglementations concernant les émissions de gaz à effet de serre. D'autres matériaux ont été testés mais ne semblent pas avoir la même activité à long terme et les prérequis de durabilité des systèmes de contrôle des émissions à base de MGP. En effet, les MGP permettent des réactions de conversion à basse température, même lorsque le moteur de la voiture est encore froid au démarrage et sont assez durables pour couvrir tout le cycle de vie du véhicule (IPA (International Platinum Group Metal Association), n.d.).

Une alternative intéressante serait donc de considérer qu'une disponibilité réduite du palladium ou du rhodium pourrait entraîner de plus grandes émissions des véhicules diesel. Des réglementations sévères sur les émissions de ces gaz polluants provenant des pots d'échappement ont donc été mises en place grâce à l'utilisation de MGP. Plus de 1.3 tonnes de gaz polluants toxiques et dangereux sont potentiellement évitées par le système de pot catalytique dans une voiture essence ou diesel sur 160 000 km (IPA (International Platinum Group Metal Association), n.d.) (Figure 34).

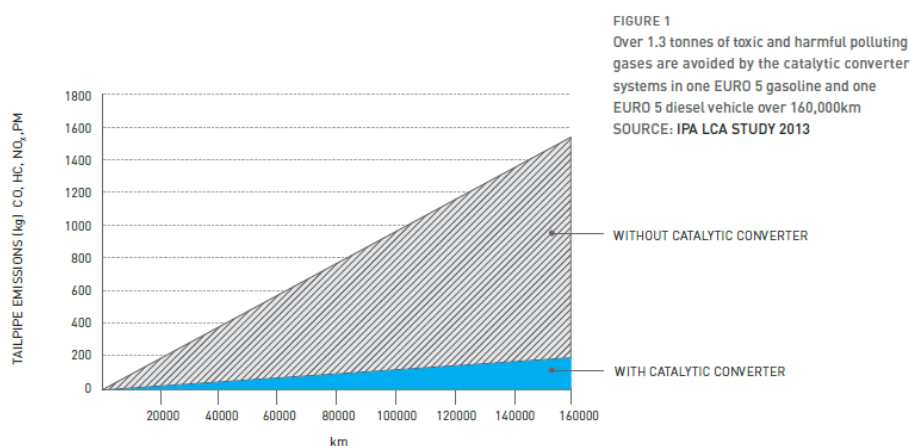


Figure 34 - Emissions de gaz toxiques par une voiture en fonction du nombre de km avec et sans pot catalytique

La production d'1 kg de platine implique la production conjointe de 425 g de palladium et de 50 g de rhodium. Si l'on considère l'utilisation de voitures diesel, ces quantités de MGP serviraient à éviter les émissions de 273.5 voitures roulant sur 160 000 km (Amatayakul & Ramnäs, 2001). Néanmoins, il est difficile de projeter le comportement des MGP sur le marché des convertisseurs catalytiques. En effet, il est possible que si l'offre en MGP diminue, la quantité de MGP dans toutes les voitures sur le marché diminuera et on ne connaît pas forcément la quantité de gaz nocifs libérés dans ce cas de figure. En effet, le surplus de rhodium actuel est susceptible de diminuer par l'implémentation de réglementations plus strictes à travers le monde concernant les émissions de pots d'échappement. Si cela mène à une pénurie de rhodium, cela peut signifier soit que les réglementations deviendront moins strictes, soit que les voitures seront produites sans rhodium dans les pays n'implémentant pas de telles réglementations.

Ces observations nous amènent à considérer qu'il n'y a pas de potentiel substitut pour les MGP tels que le palladium et le rhodium, dans l'application qui est celle des convertisseurs catalytiques. Ainsi, l'augmentation de l'offre liée à l'augmentation de la demande en platine implique la diminution de la demande pour les véhicules sans pot catalytique et donc la soustraction d'effets indirects en aval (ex : utilisation d'une voiture diesel sans pot catalytique). Cette hypothèse implique de posséder l'inventaire de l'utilisation d'une voiture diesel sur 160 000 km sans convertisseur catalytique.

La volatilité des prix des MGP a déjà mené les industries à développer des catalyseurs basés sur des métaux moins chers tels que le cuivre (Friedman, Masciaglioli, & Olson, 2012). Néanmoins, les taux de conversion des MGP sont difficiles à atteindre surtout en ce qui concerne le monoxyde de carbone

et les hydrocarbures en présence de soufre et à des températures inférieures à 500 °C. Et celui-ci n'est donc pas envisagé comme produit alternatif pour le rhodium et le palladium.

3.1.2.1.6. ETUDE DES CONTRAINTES DE MARCHE DES COPRODUITS DEPENDANTS SUDAFRICAINS

Deux facteurs permettent d'évaluer les contraintes de marché liées aux coproduits :

- Le facteur *S* évalue les contraintes de l'offre des coproduits,
- Le facteur *A* évalue les contraintes de la demande liée aux coproduits.

Afin de déterminer si l'offre d'un coproduit est contrainte (dû à l'augmentation de la demande pour le platine), le paramètre *S* est utilisé. Par défaut, le paramètre *S* = 1 pour les coproduits déterminants dans des marchés compétitifs et non-contraints sur le long terme puisqu'un coproduit déterminant est un « produit d'une production conjointe pour lequel un changement de demande affectera le volume de production du procédé » (B.P. Weidema et al., 2009). Dans ce cas d'étude, le produit coproduit déterminant est le platine. La valeur défaut pour les coproduits dépendants est fixée à 0, indiquant que l'offre est complètement contrainte (Dieuwerthje Louise Schrijvers et al., n.d.) (Tableau 31).

Tableau 31 – Vue d'ensemble de la situation de marché des différents coproduits (Cowley, 2018 ; Glencore, 2017 ; Li, 2017; Davidson, 2018)

Métal	Offre contrainte ? (S)	Situation actuelle	Prévision du marché	Demande contrainte ? (A)
Platine	1	Restreint	Déficit	Facteur Marché-Prix
Rhodium	0	Restreint	Déficit	Facteur Marché-Prix
Palladium	0	Déficit	Déficit	Facteur Marché-Prix
Cuivre	1	Surplus	Petit déficit	Facteur Marché-Prix
Nickel	1	Déficit	Déficit	Facteur Marché-Prix

L'application de cette méthode nécessite également une étude des contraintes de la demande pour chaque coproduit grâce au paramètre *A*. Le facteur *A* indique ainsi si la demande est complètement contrainte (*A* = 0) ou non contrainte (*A* = 1). Les coproduits pour lesquels la demande est contrainte restent dans la technosphère en tant que « stocks anthropogéniques » et correspondent au fournisseur marginal. L'arbre de décision pour évaluer les effets d'un changement de la demande pour un coproduit dépendant est rappelé sur la Figure 35.

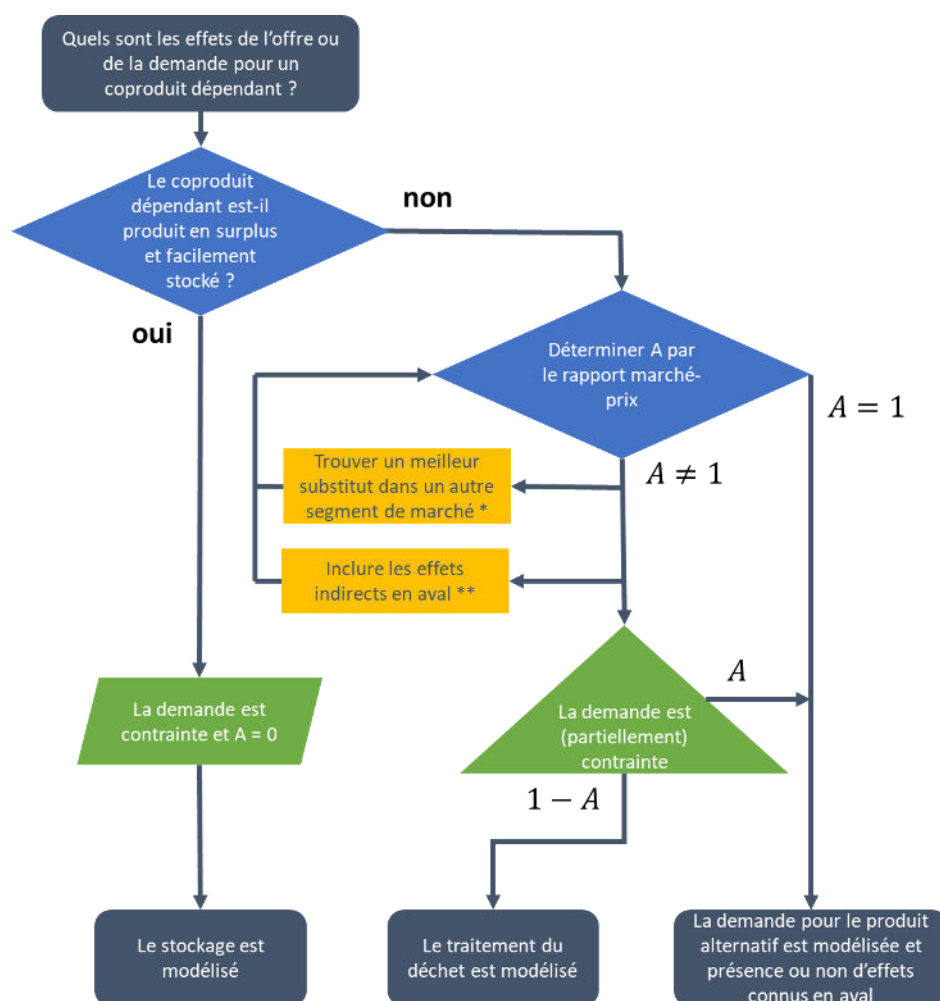


Figure 35 - Arbre de décision pour calculer le facteur A et les processus affectés

Les utilisateurs marginaux de tous les produits avec une valeur de $A > 0$ doivent être identifiés. Ce sont les applications de produits qui sont le plus susceptibles de changer leur consommation des coproduits dépendants au dépend d'un produit alternatif. Idéalement, l'utilisateur marginal est identifié par une haute élasticité des prix de la demande. Les potentiels substituts ont été identifiés dans la section précédente. Le paramètre A est donc calculé comme suit pour chaque substitut identifié (Dieuwerthe Louise Schrijvers et al., n.d.) :

$$A = \frac{\text{Prix unitaire du coproduit dépendant} \times \text{Quantité de coproduit dépendant} + \Delta \text{ coûts additionnels en aval}}{\text{Prix unitaire du produit substitué} \times \text{Quantité de produit substitué} + \Delta \text{ bénéfices additionnels en aval}} \quad \text{Eq.3}$$

Ce paramètre indique le niveau de substituabilité entre le coproduit dépendant et son substitut. Le bon substitut entraînera $A = 1$. Comme l'utilisateur du cuivre et du nickel ne peut pas identifier l'origine de la production grâce aux caractéristiques du matériau (c.-à-d. le cuivre et le nickel ont les mêmes caractéristiques dans leur forme « dépendante » que dans leur forme « déterminante »), leur prix de marché est le même et $A = 1$ (Tableau 32). Cela signifie donc que chaque coproduit dépendant peut substituer un coproduit déterminant à 100 %.

Cependant, le rhodium et le palladium sont uniquement produits en tant que coproduits dépendants ($S=0$), alors que leur demande est non contrainte ($A = \text{facteur marché-prix}$). Une plus grande disponibilité du rhodium ou du palladium sur le marché mènera donc automatiquement à une utilisation augmentée par l'utilisateur marginal, dans l'application qui peut le plus facilement utiliser un matériau alternatif si le prix d'un des matériaux devient trop élevé. Nous avons identifié précédemment que le rhodium et le palladium étaient surtout utilisés dans le secteur de l'automobile, pour la fabrication de pots catalytiques, suivi par le secteur chimique et du verre. Ainsi, une possibilité de « substitut » serait la non-utilisation de MGP dans les convertisseurs catalytiques, en effet, il n'y aurait pas de substitut assez bon pour remplacer le rhodium et le palladium dans les pots catalytiques. Si le catalyseur devient moins cher grâce à l'offre de palladium et de rhodium fournie par le système de coproduction, il est

possible de supposer que plus de voitures « propres » seront fabriquées (Figure 36). La voiture devient donc le produit à l'étude (avec ou sans pot catalytique). Il existe des réglementations différentes selon les pays sur les émissions des gaz des pots d'échappements. Les voitures substituées seraient donc les voitures utilisées dans les pays avec les réglementations d'émissions les moins strictes mais avec des motivations d'être plus « verts ». Les voitures plus propres seraient plus chères que les précédentes avec le pot catalytique donc $A > 1$ (une alternative moins chère est substituée). Il faut donc envisager d'intégrer les bénéfices en aval. Ces bénéfices en aval sont les émissions réduites du pot d'échappement lors de l'utilisation de la voiture. Afin de monétiser ces effets, il est possible de supposer que le gouvernement fournisse des subventions à l'achat de voitures plus « vertes ». De cette façon, les émissions sont externalisées. Le Tableau 32 a finalement permis d'identifier les substituts idéaux pour les coproduits du platine.

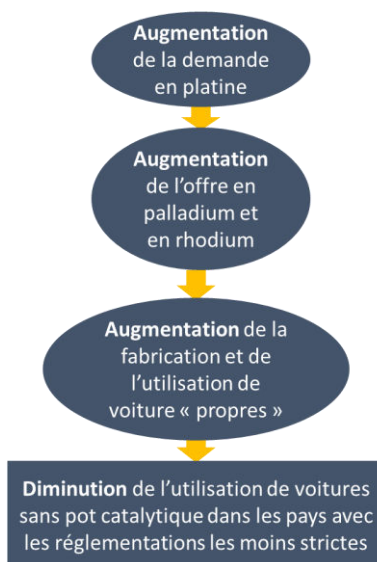


Figure 36 – Conséquences de l'augmentation de la demande pour le platine sur les impacts évités liés au rhodium et au palladium

Tableau 32 - Calcul des rapports marché-prix entre les coproduits et les substituts identifiés.

Coproduits {ZA}	Rhodium	Palladium	Cuivre	Nickel
Produit substitué	Voiture catalytique	avec pot		
Prix unitaire du coproduit dépendant (€/kg)	-		2.19	10.4
Potentiels substituts et application si matériau différent	Voiture catalytique	sans pot	Cuivre {Amérique sud, RLA} du	Nickel, 99.5 % {GLO}
Prix unitaire du produit substitué (€/kg)	-		2.19	10.4
Facteur A	1		1	1

3.1.2.1.7. SYSTEME DE REFERENCE

La méthode de substitution axée sur le marché nous permet de calculer les « impacts évités » par la demande d'1 kg de platine. Cependant, il est également possible de calculer les « émissions évitées » par la demande d'1 kg de platine comparé à la demande pour 1 kg d'un potentiel substitut. En effet, le choix de l'utilisateur de consommer du platine peut se faire au détriment du choix d'un autre matériau. La solution de référence sera donc l'augmentation de la demande pour un autre matériau. Ainsi, comme pour les coproduits dépendants, nous allons nous intéresser au potentiel substitut du coproduit déterminant, le platine, afin de réaliser une comparaison cohérente. Le calcul du paramètre A sera ainsi effectué seulement dans le but d'évaluer la cohérence du choix de la référence.

L'or pourrait être un bon substitut pour le platine dans le domaine de la joaillerie car la consommation de bijoux est la deuxième plus grande source de demande en platine (BullionVault, 2017). De plus, dans le domaine de l'ACV, (Bo P Weidema & Norris, 2002) ont déjà souligné le fait que l'or pouvait être un bon substitut pour le platine. Afin de comparer les deux métaux, leurs prix unitaires sont présentés dans le Tableau 33. Comme pour le platine, le prix de l'or est à traiter avec précaution à cause de sa volatilité. En effet, le platine, ce métal rare et précieux valait deux fois plus que l'or avant la crise économique de 2008. Depuis, son prix a dégringolé et celui de l'or a augmenté fortement. L'or n'a en fait pas du tout été affecté par la crise de 2008 grâce à son statut permettant aux investisseurs de se rabattre sur une valeur sûre. Finalement, l'or et le platine sont revenus au coude à coude ces dernières années bien que l'or reste actuellement plus cher que le platine.

Pour l'achat d'un bijou, le consommateur a souvent un budget prédéfini sur lequel sera basé son choix. En effet, le choix ne dépend pas de la masse de métal utilisé ou de la taille du bijou mais bien des goûts de l'utilisateur et du bijou qu'il trouvera le plus joli. Ainsi, la demande pour une bague en platine n'est pas contrainte et peut parfaitement substituer une bague en or. Pour cette raison, il est possible de fixer le facteur Marché-Prix à 1 (Eq.4).

$$A_{Pt/Au} = \frac{27300 \times 1}{36600 \times x} = 1 \quad \text{Eq.4}$$

A partir de ce facteur marché-prix, il est possible de calculer la masse d'or équivalente nécessaire pour modéliser des émissions évitées. On observe ainsi dans le Tableau 33 que pour 1 kg de platine, il est seulement nécessaire de produire 0.75 kg d'or.

Tableau 33 – Caractéristiques du platine et de l'or et calcul de la masse équivalente d'or pour une application en joaillerie

	Platine	Or
Prix (€/kg)	27 300	36 600
Masse équivalente (kg)	1	0.75

Le platine ne peut pas être recyclé en fin de vie et refondu comme l'or mais seulement réutilisé. Les copeaux et chutes de platine doivent donc être envoyées à un raffineur ce qui peut être très onéreux. Pour cette raison, il serait possible d'ajouter les coûts en aval de cette étape pour le platine. Cependant, un bijou (en or ou en platine) est susceptible d'être réutilisé au cours des générations ce qui entraîne des impacts de traitement en fin de vie et de maintenance négligeables. Pour cette raison, aucuns bénéfices à l'utilisation de l'or ne sont ajoutés au calcul. Dans tous les cas, ce facteur marché-prix ne sera pas utilisé à proprement parler et sert juste d'indicateur de la pertinence du choix de la référence. Pour cette raison, il est supposé que les effets indirects en aval soient négligeables et qu'un utilisateur achètera avec la même probabilité une bague en platine qu'une bague en or. Le facteur A est donc fixé à 1.

3.1.2.2. DEVELOPPEMENT DE L'INVENTAIRE AVEC LE « CAUSAL LOOP DIAGRAM »

Maintenant que les paramètres S et A ont été établis pour chaque coproduit, le diagramme CLD peut être appliqué pour le développement de l'inventaire du cycle de vie (Figure 37). Le point de départ est la demande pour 1 kg de platine provenant de mines sudafricaines (i). Comme l'offre n'est pas contrainte (S = 1) (ii), la demande pour 1 kg de platine entraîne l'addition de l'ICV lié à la coproduction sudafricaine (iii). L'existence de coproduits implique donc l'augmentation de l'offre en rhodium, palladium, cuivre et nickel (iv). A partir de ce point, chaque coproduit doit être étudié séparément. Pour le cuivre et le nickel, la demande est non contrainte (A = 1) et cela implique l'addition de l'inventaire de valorisation du coproduit. Néanmoins, cet inventaire est nul car les coproduits ne nécessitent pas de traitement avant d'être vendus sur le marché (vii). Par défaut, l'utilisation du cuivre et du nickel dans d'autres applications augmente, ce qui entraîne la diminution de la demande pour le produit alternatif (viii) (c.-à-d. le cuivre et le nickel provenant de systèmes monofonctionnels équivalents). Aucuns effets indirects en aval ne sont produits par ces substituts. Finalement, les inventaires de production du cuivre et du nickel sont soustraits à l'inventaire total (xi). Pour le palladium et le rhodium, le paramètre A est aussi fixé à 1 car les bénéfices additionnels en aval sont modélisés par de potentielles subventions de l'état pour l'utilisation de voitures « propres », de manière qu'il n'y ait pas de contrainte économique à l'utilisation de voitures avec pot catalytique. De ce fait, l'utilisation du rhodium et du palladium dans les pots

catalytiques augmente, ce qui implique une diminution de la demande pour les voitures sans convertisseur catalytique (ix). Dans ce cas, l'inventaire des effets indirects en aval de l'utilisation d'une voiture sans pot catalytique sont soustraits à l'inventaire total (x).

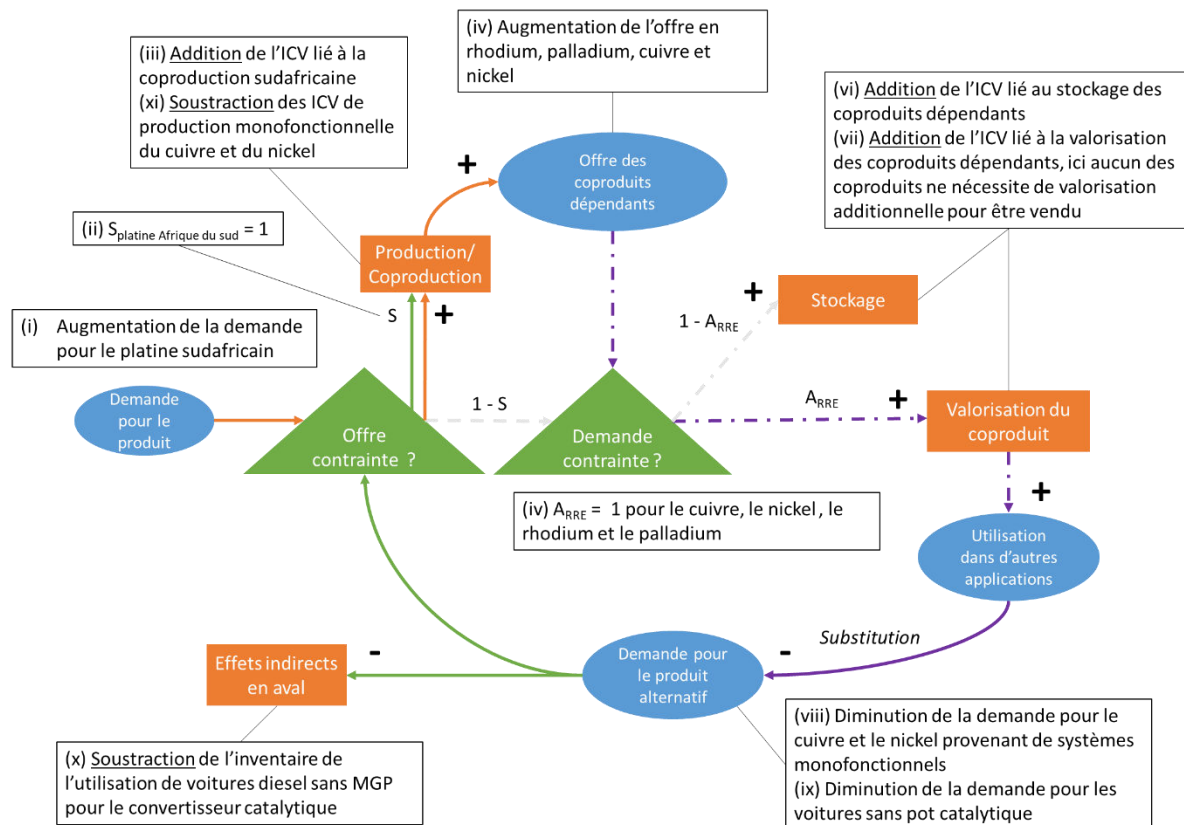


Figure 37 – Développement de l'ICV pour la « demande d'1 kg de platine provenant de mines sudafricaines » avec le diagramme « Causal-Loop ». Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendant du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. Dans un premier temps, les flèches orange sont suivies. Elles se transforment en flèches violettes lorsque les effets de la coproduction sudafricaine sont modélisés et en flèches vertes lorsque l'utilisateur marginal substitue le produit alternatif par le coproduit. Les éléments du diagramme non pertinents dans la construction de l'ICV sont grisés. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représenté par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net (Dieuwertje Louise Schrijvers et al., n.d.)).

Ce diagramme sert finalement à identifier les paramètres de la formule de la méthode de substitution axée sur le marché (Eq.5).

$$E_{tot}(1 - RC) * E_v + RC * \left(\frac{(1 - A_{RC})}{C_{RC}} * (E_{RC} - E_d^*) + A_{RC} * \frac{Q_{RC}}{Q_v} * (E_v - \Delta E_\alpha) \right) + (1 - RRE) * E_d + RRE * \left((1 - A_{RRE}) * E_d + A_{RRE} * \left(E_{RRE} + C_{RRE} * \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} * (\Delta E_\alpha^* - E_v^*) \right) \right) \quad \text{Eq.5}$$

Pour cette étude de cas, plusieurs paramètres de la formule s'annulent et le Causal Loop Diagram a ainsi pu être simplifié. En effet, $RC = 0$ car l'on ne considère pas le recyclage du platine. De même, $RRE = 1$ car tous les coproduits sont valorisés et non stockés. De plus, $E_{RRE} = 0$ et $C_{RRE} = 0$ car il n'y a pas besoin de valorisation des coproduits avant leur mise sur le marché. Finalement, la formule de calcul de l'ICV total est présentée ci-dessous (Eq. 6) ainsi que le détail de chaque ICV dans le Tableau 34.

$$E_{tot}^{Pt \{ZA\}} = E_v^{copro \{ZA\}} - E_v^{*Cu \{RLA\}} - E_v^{*Ni \{GLO\}} - \Delta E_\alpha^{*voiture} \quad \text{Eq.6}$$

Tableau 34 - Inventaire du Cycle de Vie de la production de platine sudafricaine (UF = demande pour 1kg de platine destiné à des applications de joaillerie)

Inventaire	Métal	Quantité (kg)	Set de données ecoinvent
$E_v^{copro\{ZA\}}$	Platine	1	Adapté de Rhodium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high content Conseq, U
	Rhodium	0.05	Rhodium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high content Conseq, U
	Palladium	0.425	Adapté de Rhodium {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high content Conseq, U
	Cuivre	153	Copper {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Conseq, U
	Nickel	217	Nickel, 99.5% {ZA} platinum group metal mine operation, ore with high rhodium content Conseq, U
$E_v^{*Cu\{RLA\}}$	Cuivre	153	Copper {RLA} production, primary Conseq, U
$E_v^{*Ni\{GLO\}}$	Nickel	217	Nickel, 99.5% {GLO} nickel mine operation, sulfidic ore Conseq, U
$\Delta E_\alpha^{*voiture}$	CO	356.25E3	Carbon Monoxide
	NOx	68.88E3	Nitrogen oxides
	HC	33.25E3	Hydrocarbons, unspecified
	CH ₄	2.61E3	Methane

L'inventaire des émissions d'une voiture est calculé à partir de (Amatayakul & Ramnäs, 2001). Les émissions sont basées sur l'utilisation d'une voiture sur 160 000 km, ce qui est la durée de vie garantie des convertisseurs catalytiques par les producteurs. La quantité de métaux précieux (Pt, Pd et Rh) par convertisseur catalytique est établie à 2 g et les bénéfices environnementaux sont donnés pour toute la durée de vie du dispositif (Tableau 35). Les émissions présentées dans le Tableau 34 sont rapportées à 0.475 kg de métaux précieux (0.05 kg de rhodium + 0.425 kg de palladium) sous l'hypothèse que le pouvoir catalyseur du rhodium et du palladium sont identiques et que ces deux métaux contribuent à part égale en termes de masse à la réduction des émissions atmosphériques lors de l'utilisation de la voiture.

Tableau 35 - Bénéfices environnementaux ayant lieu au cours du cycle de vie du convertisseur catalytique (Amatayakul & Ramnäs, 2001)

Type d'émissions évitées (ou « impacts » de Type 1)	Quantité (kg)
CO	1500
NOx	290
HC	140
CH ₄	11

Afin d'ajouter aux résultats le calcul des « émissions évitées » en plus de celui des « impacts évités », l'inventaire du produit de référence est présenté dans le Tableau 36.

Tableau 36 - ICV de la production d'or (UF = demande pour 0.75 kg d'or destiné à des applications de joaillerie)

Métal	Quantité (kg)	Set de données ecoinvent
Or	0.75	Gold {AU} production Conseq, U

3.1.2.3. EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE ET INTERPRETATION

Evaluation des « émissions évitées » et/ou « impacts évités » via l'approche conséquentielle

La méthode de calcul et les catégories d'impacts choisies restent les mêmes que pour l'exemple précédent. La Figure 38 montre que les impacts évités sont considérables pour le réchauffement global, l'oxydation photochimique, l'acidification et l'eutrophisation. La production évitée de cuivre et de nickel implique une quantité peu importante d'impacts évités. A l'inverse, l'utilisation de la voiture présente une source considérable d'impacts évités grâce à la faible quantité de MGP nécessaires à la production d'un pot catalytique. Les impacts sont donc négatifs pour toutes les catégories d'impacts présentées à part le réchauffement climatique.

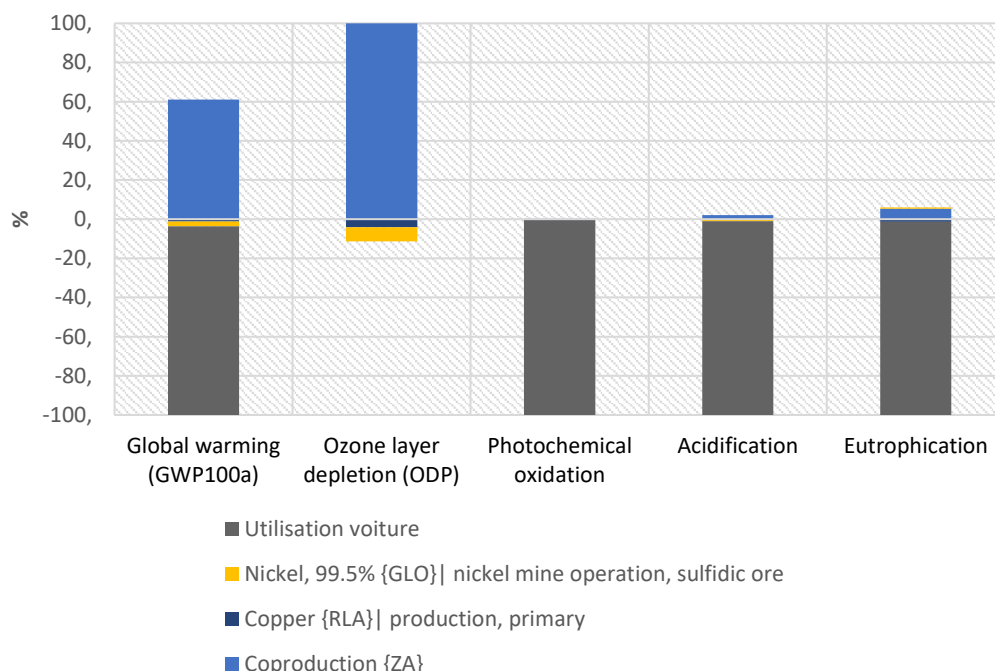


Figure 38 - Calcul des impacts du cycle de vie du platine (UF=Demande pour 1 kg de platine sudafricain), CML-IA.

Lorsque l'on en vient à comparer la demande pour 1 kg de platine à la demande pour 0.75 kg d'or (Figure 39), les catégories impliquant des « émissions évitées » sont le réchauffement climatique, l'oxydation photochimique, l'acidification et l'eutrophisation. Ces quatre catégories d'impacts sont donc détaillées par la suite (Figure 40). Il est possible de conclure que le consommateur de bijoux permet d'éviter une grande quantité d'impacts environnementaux en faisant le choix d'acheter un bijou en platine plutôt qu'un bijou en or. Cette conclusion est atténuée si le focus de l'étude est uniquement l'appauvrissement de la couche d'ozone. En effet, l'appauvrissement de la couche d'ozone est la seule catégorie d'impact pour laquelle le consommateur contribue à des émissions augmentées par son choix d'acheter du platine.

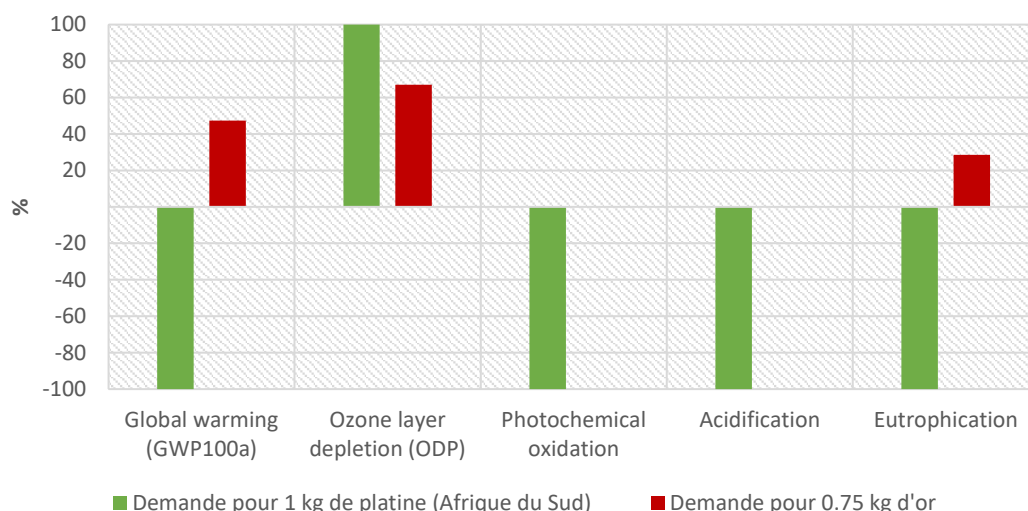


Figure 39 - Comparaison des impacts de la demande pour 1 kg de platine avec les impacts de la demande pour 0,75 kg d'or, CML-IA.

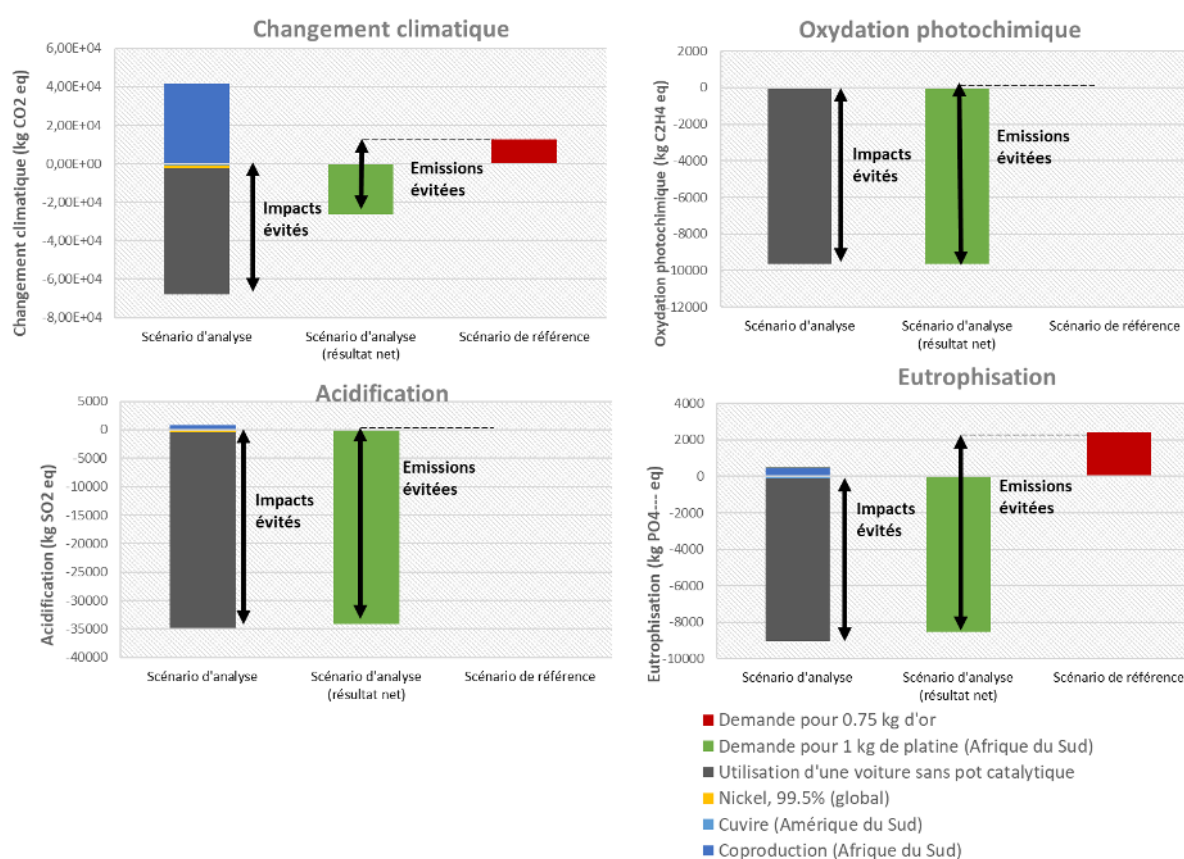


Figure 40 - Calcul des impacts de la demande pour 1 kg de platine en Afrique du Sud et identification des impacts et émissions évités par rapport à la demande pour 0,75 kg d'or, CML-IA.

Evaluation de la qualité des données et des résultats

Comme pour l'approche attributionnelle et pour une analyse complète, aucun cut-off de flux de matériaux ou d'énergie de premier plan n'a été réalisé. Dans les sets de données ecoinvent utilisés, les déchets recyclés subissent généralement un cut-off. Les émissions et l'énergie liées à la production des biens d'équipement, des installations et des infrastructures de recyclage deviennent généralement négligeables lorsqu'une moyenne est faite sur la totalité des produits fournis pendant la vie utile. Pour cette raison, l'énergie et les déchets associés à la construction de bâtiments, routes, tuyauterie,

véhicules motorisés, machines industrielles, et autres ne sont pas inclus dans l'étude. De même, l'énergie et les déchets associés à la recherche et au développement, aux ventes, et au personnel administratif et autres activités n'ont pas été inclus dans l'étude car les exigences et émissions correspondantes sont considérées comme faibles pour le support des activités de personnel.

D'autre part, l'ancienneté des sets de données ecoinvent pourrait être un problème et fausser les résultats qui ont été calculés dans un contexte de marché actuel. Une étude plus poussée des technologies d'extraction employées actuellement permettrait une caractérisation de la fiabilité des résultats. Concernant la complétude de l'étude, l'AICV issu de la méthode CML-IA baseline V3.01 est effectué grâce des facteurs de caractérisation correspondant à plus de 1700 flux élémentaires différents. Ces facteurs sont régulièrement mis à jour lorsque de nouvelles connaissances sur les niveaux de substances sont disponibles.

Sensibilité des résultats à la procédure d'identification de l'utilisation marginale

Les résultats ont montré une grande influence des impacts évités liés à l'offre en rhodium et palladium, c'est-à-dire à l'application marginale identifiée comme étant l'utilisation de ces métaux précieux dans les pots catalytiques. Afin de mesurer la sensibilité de cette conclusion issue de données présentes dans la littérature, une analyse de sensibilité impliquant un scénario où le rhodium et le palladium seraient stockés est envisagée. En effet, ces deux métaux critiques ne seraient vraisemblablement pas jetés si la demande était amenée à diminuer mais plutôt stockés. Dans le cas où ces métaux sont stockés, c'est-à-dire le cas où les stocks anthropogéniques correspondent au fournisseur marginal, l'arbre de décision de la Figure 35 indique que la demande est affectée ($A = 0$ par défaut) et que le stockage des métaux doit être modélisé plutôt que la substitution liée à l'application marginale identifiée précédemment. Le stockage est un processus pouvant impliquer des impacts environnementaux liés à l'utilisation d'électricité pour l'éclairage, le chauffage, à la maintenance des locaux ou encore au transport des matériaux jusqu'aux entrepôt. Cependant, les données concernant ce genre d'impacts sont assez rares dans la littérature et seront donc considérées comme négligeables. Les résultats du calcul d'impacts sont présentés sur la Figure 41. Il est possible de remarquer que les résultats sont complètement différents si le rhodium et le palladium sont stockés et non utilisés dans les pots catalytiques. En effet, les impacts évités sont considérablement diminués dans l'utilisation d'une voiture et il n'est même plus possible de calculer d'émissions évitées par rapport à la solution de référence pour la majorité des catégories d'impacts (par exemple : changement climatique, acidification et oxydation photochimique). Cela met en évidence le fait que l'étape de l'identification de l'utilisation marginale des coproduits doit être effectuée avec minutie et être basée le plus possible sur des données de marché de premier plan. Elles peuvent être identifiées par une recherche de marché sur l'utilisation des matériaux, par exemple via des modèles d'équilibre partiels analysant la manière dont la demande pour le palladium et le rhodium est affectée par un changement de prix, et en identifiant les utilisateurs les plus touchés. En effet, les conclusions de cette étude de cas sont basées essentiellement sur l'hypothèse que l'application marginale du rhodium et du palladium est leur utilisation dans les pots catalytiques et que la demande pour les voitures les contenant est non contrainte. Pour rappel, cette assertion est basée sur l'hypothèse qu'il n'y a pas d'inconvénient économique à acheter une voiture avec pot catalytique grâce aux subventions que l'état pourrait fournir.

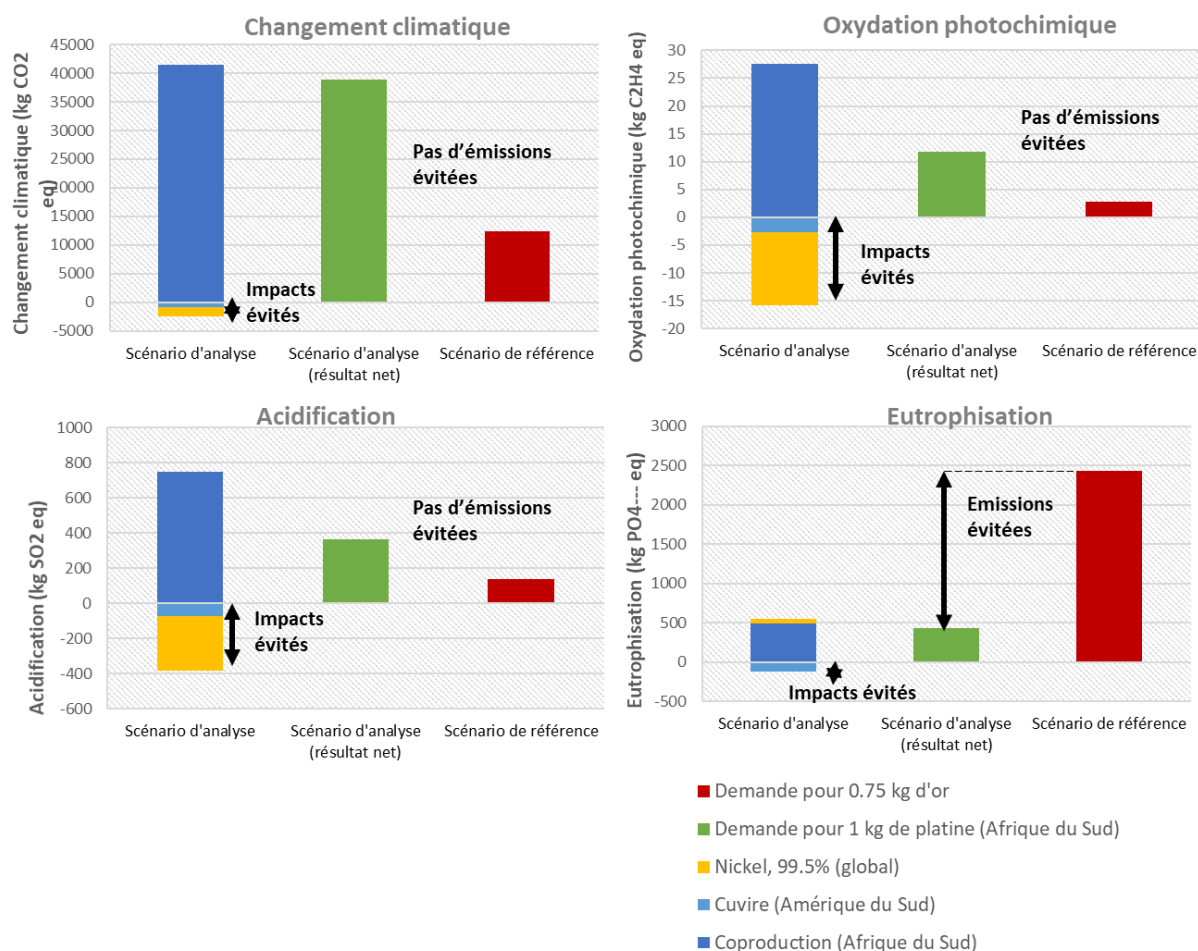


Figure 41 - Analyse de sensibilité : Impacts environnementaux du scénario d'analyse (demande pour 1 kg de platine) **dans le cas où le rhodium et le palladium sont stockés** comparé au scénario de référence (demande pour 0.75 kg d'or), CML-IA.

Tous les paramètres sensibles n'ont pas été testés grâce à des analyses de sensibilité. A la place, l'étude s'est centrée sur la sensibilité des choix méthodologiques pouvant entraîner de grandes différences dans le calcul des impacts évités. L'analyse de sensibilité a été choisie en constatant l'influence considérable du choix de la technologie marginale sur les résultats de l'étude. D'autres études de sensibilité pourraient venir compléter l'analyse en testant d'autres paramètres comme la procédure d'identification du coproduit déterminant.

Conclusions, limitations et recommandations

Les résultats de l'étude de cas issus de l'approche conséquentielle ont montré que la production de platine avait potentiellement un réel bénéfice sur l'environnement. En effet, l'utilisation des coproduits du platine (rhodium et palladium) dans les pots catalytiques des voitures permet un tel évitement d'impacts tout au long de l'utilisation d'une voiture que l'extraction de platine paraît complètement justifiée d'un point de vue environnemental.

L'approche conséquentielle appliquée permet ainsi de se placer du point de vue du consommateur ayant à faire un choix entre la consommation de platine ou d'or pour un usage personnel. Les résultats peuvent donc tout à fait être le support d'une décision d'un consommateur dont le but est de réduire les émissions globales. Néanmoins, les résultats sont complètement dépendants de la procédure d'identification de la technologie marginale et de l'utilisateur marginal ainsi que de la procédure d'identification du coproduit déterminant et du coproduit dépendant.

L'étude de sensibilité a montré que dans le cas où le rhodium et le palladium étaient stockés plutôt qu'utilisés en tant que catalyseurs, les émissions avaient plutôt tendance à être augmentées par rapport à la solution de référence (correspondant à l'augmentation de la demande pour l'or) car les impacts évités représentent un pourcentage beaucoup plus faible de l'impact total du scénario d'analyse. Les différences observées dépendent donc des caractéristiques propres des procédés d'extraction des MGP et de l'or.

3.1.3. COMPARAISON ENTRE L'APPROCHE ATTRIBUTIONNELLE ET CONSEQUENTIELLE

L'approche attributionnelle (réduction du système) et conséquentielle sont comparées dans cette section. Les résultats pour les 5 catégories d'impacts sont présentés dans le Tableau 37 et les émissions évitées (-) ou augmentées (+) sont comparées sur la Figure 42. Les résultats montrent des différences significatives selon le type d'approche envisagée. En effet, les impacts évités par l'utilisation d'une voiture en conséquentiel sont tellement importants que la différence d'impacts calculée entre les deux méthodes est considérable. De même, l'approche conséquentielle montre globalement plus d'émissions évitées que l'approche attributionnelle, excepté pour l'appauvrissement de la couche d'ozone où des conclusions inverses peuvent être tirées.

Tableau 37 - Résultats de l'étude de cas avec une approche attributionnelle et une approche conséquentielle (méthode de substitution axée sur le marché), CML-IA.

Type d'approche	Attributionnelle	Conséquentielle
Unité fonctionnelle	1 kg de platine {ZA}	Demande pour 1 kg de platine {ZA}
Impacts		
Réchauffement climatique (kg CO ₂ eq)	36 028	-27 600
Appauvrissement de la couche d'ozone (kg CFC-11 eq)	0.00038	0.00057
Oxydation photochimique (kg C ₂ H ₄ eq)	-188	- 9 624
Acidification (kg SO ₂ eq)	-4 648	- 34 130
Eutrophisation (kg PO ₄ ³⁻ eq)	400	- 8 650

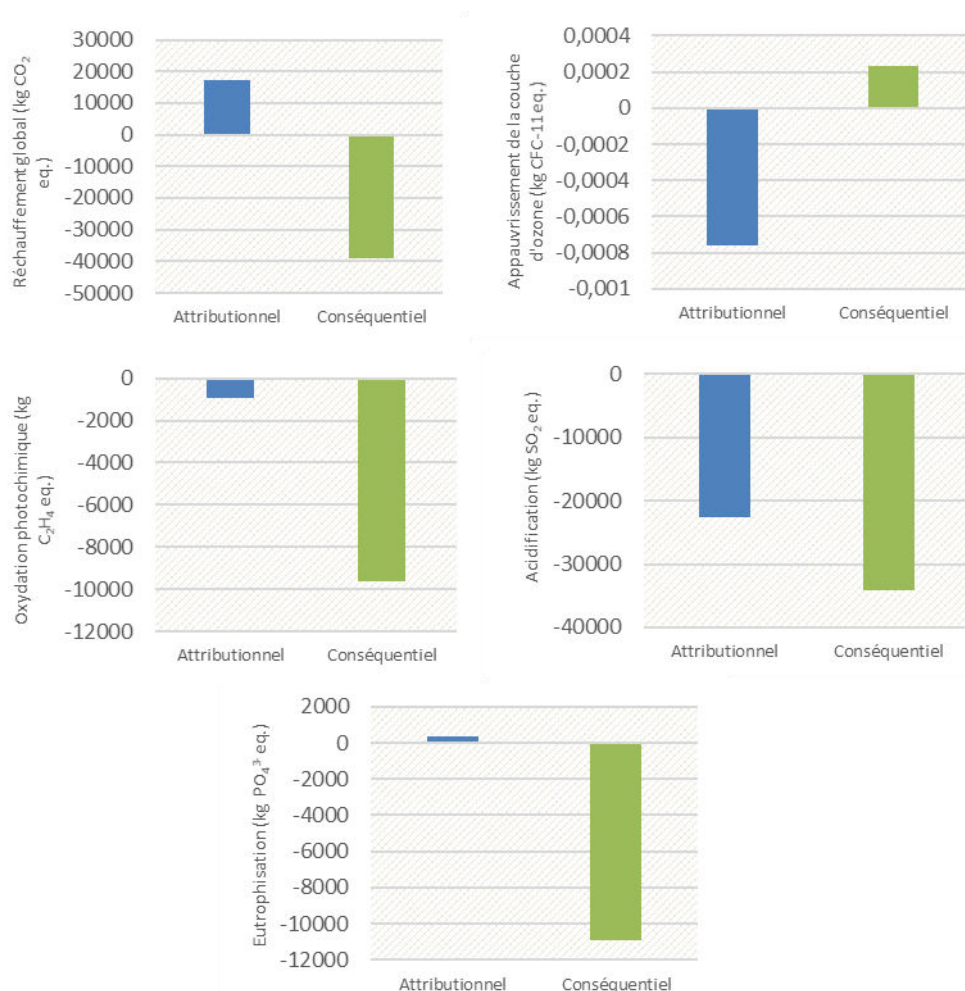


Figure 42 - Comparaison des émissions évitées (-) ou augmentées (+) de l'étude de cas avec une approche attributionnelle ou conséquentielle, CML-IA.

Cependant, la différence d'impacts entre les deux approches est logique dans le sens où les objectifs et le champ de l'étude étaient très différents entre les deux modélisations. Il n'y a donc pas de raison pour que les impacts calculés soient similaires. Pour l'approche attributionnelle, les résultats ne sont pas exhaustifs car le choix des matériaux substitués n'est basé sur aucuns mécanismes de marché et il est par conséquent d'autant plus nécessaire de mentionner les assumptions sur lesquelles sont basées le calcul des impacts du coproduit. Pour l'approche conséquentielle, les hypothèses de simulation dont la communication est indispensable au moment de la communication des résultats sont les suivantes :

- L'effet catalyseur du palladium et du rhodium est le même,
- Il n'y a pas d'inconvénient économique à acheter une voiture avec pot catalytique plutôt qu'une voiture sans pot catalytique.

Ces conclusions ont été faites essentiellement sur des données publiquement disponibles. La robustesse des résultats d'ACV conséquentielle pourrait être améliorée en se basant sur des données marketing d'entreprises de premier plan. Cette comparaison met en avant l'intérêt d'une analyse conséquentielle avec laquelle les substituts sont choisis suivant des mécanismes de marché, car le choix du « substitut » en suivant une approche attributionnelle est souvent effectué selon les intérêts de l'entreprise et peut donc entraîner une mauvaise interprétation des résultats attributionnels et de potentielles accusations de « greenwashing ».

3.2. Etude de cas 2 : Recyclage du polypropylène

Dans un contexte de réchauffement climatique global alarmant et d'épuisement des ressources fossiles, le recyclage des plastiques est devenu primordial. Le polypropylène en particulier est un polymère encore très peu recyclé. Néanmoins, une enquête récente de « The Association of PostConsumer Recyclers » a montré que l'intérêt des entreprises pour les plastiques recyclés était grandissant. En effet, 21 entreprises largement consommatrices de polypropylène ont fourni des informations sur leur potentiel futur usage de polypropylène recyclé dans des applications sans contact alimentaire. Ces entreprises à elles seules ont annoncé une demande annuelle de près de 130 millions de kg de résine recyclée (Caliendo, 2016). Dans l'optique de booster la demande pour le plastique recyclé, la Commission Européenne a également annoncé de nouvelles lois et réglementations concernant le recyclage des emballages plastiques (Simon, 2018). Pour ces raisons, il est intéressant de se demander quelle est la portée de l'impact environnemental de l'utilisation ou de la production de PP recyclé. Afin d'illustrer le calcul des émissions évitées d'un système de recyclage, les impacts seront calculés dans un premier temps grâce à une ACV attributionnelle en suivant les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement et dans un second temps grâce à une ACV conséquentielle en suivant la méthode de substitution axée sur le marché de Schrijvers et al. (soumis).

3.2.1. APPROCHE ATTRIBUTIONNELLE - RECOMMANDATIONS D'EPE

3.2.1.1. DEFINITION DU CHAMP ET DES OBJECTIFS DE L'ETUDE

3.2.1.1.1. CHAMP DE L'ETUDE

Cette première étude de cas vise à illustrer le calcul des émissions évitées pour un système de recyclage du polypropylène grâce à une approche attributionnelle. Pour évaluer les systèmes de recyclage, il est notamment possible de réaliser une ACV produit ou une ACV déchet (ADEME, 2005). Dans le premier cas, du polypropylène primaire est comparé à du polypropylène secondaire et dans le second cas, le procédé d'incinération du polypropylène est comparé au procédé de recyclage. Cependant, ces types d'approches ne permettent pas de prendre en compte la multifonctionnalité du système. Pour cette raison, l'extension du système sera préférée comme recommandée par l'ISO 14040 et 14044. Ainsi, la question de recherche pourrait être « quel est l'impact environnemental du procédé de recyclage du PP ». Finalement, les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement (EpE) seront suivies afin de quantifier les émissions évitées du produit au cours de son cycle de vie. La méthode d'EpE est choisie en particulier car elle est reconnue par une majorité d'entreprises françaises. En général, l'utilisation des résultats liés aux émissions évitées pourrait permettre de mieux informer les consommateurs, d'aider les décideurs politiques dans leur prise de décision et d'informer les actionnaires sur les bénéfices environnementaux des investissements. Une évaluation de la sensibilité du résultat sera communiquée afin de présenter les hypothèses minorant le résultat sur les émissions évitées.

3.2.1.1.2. DEFINITION DU SCENARIO D'EVALUATION ET DU SCENARIO DE REFERENCE

Le scénario d'analyse consiste en le recyclage de déchets de PP ménagers afin de produire 1 kg de granulés de PP recyclé. L'inventaire du procédé à l'étude est « gate-to-gate » et ne comprend donc pas l'étape de fabrication du produit recyclé, ni son utilisation ou sa fin de vie. Les frontières du système commencent avec la collecte des résines plastiques après consommation et incluent les étapes de tri et de séparation ainsi que le procédé de recyclage. Le transport entre les différentes étapes est également inclus. Sont exclus du système les équipements, infrastructures et installations de production, de même que les exigences liées aux techniciens et personnel. L'entrant du système d'analyse correspond donc aux déchets de PP et le produit sortant à des granulés de PP recyclés (Figure 43).

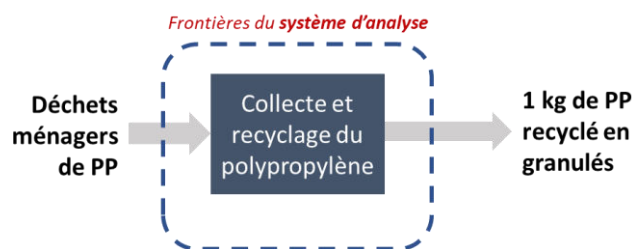


Figure 43 - Frontières du système d'analyse pour le recyclage du PP

EpE recommande de choisir une référence pour laquelle les informations nécessaires à la réalisation d'une Analyse de Cycle de Vie sont disponibles. Dans le cas présent, les données disponibles correspondent à la base de données ecoinvent et à la littérature. Il doit également avoir la même fonctionnalité que le scénario d'évaluation. Par ailleurs, la concertation avec d'autres acteurs de la filière est judicieuse. Enfin, le scénario de référence doit être communiqué de manière transparente et seulement une analyse et un scénario de référence doivent être présentés à la fois. Dans ce cas d'étude, si le système de référence choisi est la production primaire de PP, un système multifonctionnel (le système d'analyse) est comparé à un système monofonctionnel (le système de référence). Ainsi, si la Figure 44 est choisie comme système de référence pour l'évaluation des émissions évitées, les consignes de EpE ne sont pas respectées.

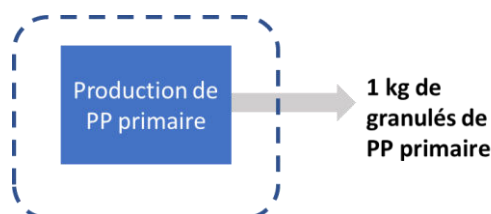


Figure 44 - Frontières d'un système monofonctionnel de production de PP primaire

La multifonctionnalité du système d'analyse implique dans un premier temps le traitement du déchet de PP et dans un second temps la production de PP recyclé. Ainsi, les deux fonctions de ce système sont :

- 1) Production de PP recyclé,
- 2) Traitement de déchets de PP (recyclage).

Il est donc nécessaire d'appliquer une autre stratégie afin d'obtenir la même fonctionnalité pour le système de référence. Comme énoncé précédemment, le scénario de référence contient logiquement la production primaire de PP, car le but de l'analyse est de comparer les impacts du PP recyclé avec ceux du PP vierge. De fait, il est considéré pour cette étude que le PP recyclé répond aux mêmes besoins de l'utilisateur que le PP vierge, malgré des propriétés mécaniques un peu plus faibles et un aspect moins attirant. Le PP vierge dans le système de référence correspond donc à une alternative crédible et disponible sur le marché, comme conseillé par EpE. En effet, un grand nombre d'acteurs économiques du secteur ou concernés par le recyclage des plastiques partage l'ambition de remplacer peu à peu le PP vierge par le PP recyclé. EpE incite également à réaliser l'ACV sur l'ensemble des phases du cycle de vie, sauf éventuellement sur les phases dont il peut être raisonnablement estimé qu'elles ont des émissions identiques entre la solution évitée et la solution de référence. Cette recommandation est en accord avec le conseil précédent de choisir une solution de référence ayant la même fonctionnalité que la solution d'analyse. Ainsi, l'extension du système évoquée précédemment permettra d'élargir le système de référence au procédé d'incinération du PP (Figure 45), permettant d'avoir les mêmes inputs et donc les mêmes fonctions pour les deux systèmes. De cette manière, les impacts en amont du cycle de vie du déchet de PP sont identiques pour les deux systèmes. Dans l'optique où ces deux produits (PP primaire et secondaire) peuvent être utilisés dans les mêmes applications et ont la même durée de vie, les impacts liés à l'utilisation et à la fin de vie sont également similaires.

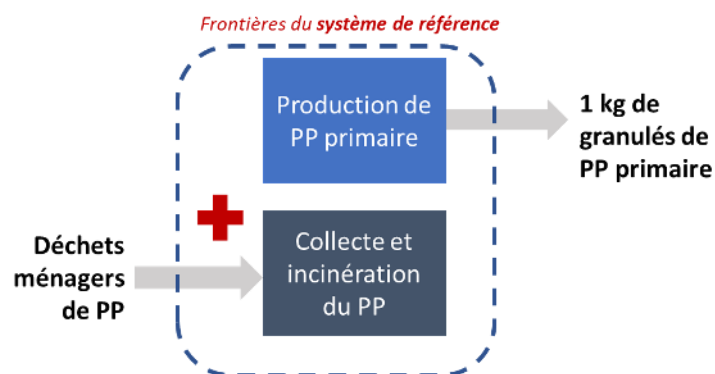


Figure 45 - Frontières du système de référence pour la production primaire de PP

3.2.1.1.3. UNITE FONCTIONNELLE

L'unité fonctionnelle est établie comme la production d'1kg de résine recyclée ou vierge ainsi que le traitement d'1,17 kg de déchets de PP (basé sur des données de Franklin Associates (2018)). Même si une résine recyclée présente souvent des propriétés mécaniques plus faibles qu'une résine primaire, la quantité correspondante de résine produite par le scénario de référence sera elle aussi d'1 kg. Cette hypothèse est valide si l'application envisagée pour ces plastiques ne requiert pas de propriétés mécaniques exceptionnelles, comme par exemple la fabrication de bacs de stockage (Plastics Make it Possible, 2017).

3.2.1.2. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

L'Inventaire du Cycle de Vie du scénario d'analyse est extrait de (Franklin Associates, 2018) et est présenté dans le Tableau 38. Les intrants et sortants sont rapportés à la production d'1 kg de PP recyclé et donc au traitement de 1,17 kg de PP vierge en fin de vie. Les agents de lavage sont approximés par des sels d'ammonium quaternaires car ce sont les principaux types de tensioactifs cationiques utilisés dans les détergents. De même, l'antimoussant est approximé par des silicones car ceux-ci sont utilisés dans l'industrie du recyclage pour réduire et contrôler la mousse produite lors du lavage à haute température et forte pression des déchets plastiques (Elkem, 2018). Dans tous les cas, les recycleurs ayant fourni cet inventaire ont déclaré un faible usage de produits chimiques, impliquant une potentielle faible influence du choix de ces deux produits sur les résultats finaux de l'analyse (Franklin Associates, 2018). Le mix énergétique choisi est sélectionné pour le « reste du monde », car l'inventaire utilisé est d'origine américaine et les résultats envisagés se veulent applicables au niveau mondial. La localisation géographique des sets de données est choisie préférentiellement comme globale (GLO) lorsque disponible ou pour le reste du monde (RoW). Le traitement des contaminants intrants enlevés par le recycleur pendant l'étape de lavage sont assimilés au traitement des déchets ménagers au niveau global. Les déchets générés par le procédé de recyclage sont assimilés aux rebuts du procédé correspondant ainsi à un mélange de déchets plastiques.

Tableau 38 - Inventaire du Cycle de Vie du scénario d'analyse (UF = Traitement d'1,17 kg de déchets de PP pour produire 1 kg de granulés de PP recyclés) (basé sur des données de Franklin Associates (2018))

ICV du scénario d'analyse	Quantité	Set de données ecoinvent
INPUTS		
Hydroxyde de sodium, 50%	6.9E-4 kg	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Alloc Def, U
Agents de lavage (détergents et tensioactifs)	0.0017 kg	Esterquat {GLO} market for Alloc Def, U
Antimoussant	0.0015 kg	Silicone product {GLO} market for Alloc Def, U
Consommation d'eau	1.03 litres	Tap water, at user {RoW} market for Alloc Def, U
Electricité	0.53 kWh	Electricity, medium voltage {RoW} market for Alloc Def, U

Gas naturel	0.025 m ³	Natural gas, high pressure {RoW} market for Alloc Def, U
Diesel	8.1E-4 litres	Diesel {RoW} market for Alloc Def, U
Gaz de pétrole liquéfié	6.2E-4 litres	Liquefied petroleum gas {RoW} market for Alloc Def, U
Transport de la résine en camion (diesel)	0.77 tonne-km	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Alloc Def, U
Transport de la résine en train	0.29 tonne-km	Transport, freight train {RoW} market for Alloc Def, U
OUTPUTS		
Contaminants entrants enlevés par le recycleur	0.17 kg	Municipal solid waste (waste treatment) {GLO} market for municipal solid waste Alloc Def, U
Déchets générés par le procédé de recyclage	0.025 kg	Waste plastic, mixture (waste treatment) {GLO} market for waste plastic, mixture Alloc Def, U
DBO (Demande Biologique en Oxygène)	5.5E-6 kg	BOD (Biological Oxygen Demand)
DCO (Demande Chimique en Oxygène)	2.5E-4 kg	COD (Chemical Oxygen Demand)
Solides en suspension, indéterminés	2.0E-4 kg	Suspended solids, unspecified

L'Inventaire du Cycle de Vie du scénario de référence est extrait de la base de données ecoinvent V3 et est présenté dans le Tableau 39. Le traitement des déchets choisi est l'incinération du PP sans valorisation énergétique avec la prise en compte de l'étape de transport. La production primaire de PP correspond à la production de granulés de PP vierges dont les données proviennent des Eco-profils de PlasticsEurope.

Tableau 39 - Inventaire du Cycle de Vie du scénario de référence (UF = Traitement d'1,17 kg de déchets de PP et production primaire d'1 kg de PP)

ICV du scénario de référence	Quantité	Set de données ecoinvent
INPUTS		
Déchets de PP	1.17 kg	Waste polypropylene (waste treatment) {GLO} market for waste polypropylene Alloc Def, U
OUTPUTS		
Granulés de PP primaires	1 kg	Polypropylene, granulate {GLO} market for Alloc Def, U

3.2.1.3. EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE ET INTERPRETATION

Evaluation des « émissions évitées » et/ou « impacts évités » via l'extension du système

Les impacts du cycle de vie sont dans calculés un premier temps pour toutes les catégories d'impacts de la méthode CML-IA baseline V3.01 dans le Tableau 40. Il est possible d'observer des émissions évitées dans la plupart des catégories d'impacts mais également des émissions augmentées contribuant à l'appauvrissement de la couche d'ozone et à l'écotoxicité terrestre. Les résultats de l'analyse sont représentés graphiquement pour trois catégories d'impacts (changement climatique, eutrophisation et acidification) sur la Figure 46. La production de PP primaire est un processus contribuant majoritairement au scénario de référence. En effet, sa contribution représente jusqu'à 90 % des émissions liées au scénario de référence (acidification).

Les différences trouvées entre le scénario d'analyse et le scénario de référence sont dues d'une part aux effets nocifs de l'incinération sur l'environnement ajouté à la demande en énergie liée à la production primaire de PP. Concernant l'incinération des plastiques, les émissions atmosphériques de vapeurs nocives (ex : CO₂, oxides de soufres, acide chlorhydrique, cadmium, plomb, zinc, arsenic, etc...)

représentent la principale sources de dommages environnementaux (Nagy & Kuti, 2016 ; Harding, Dennis, von Blottnitz, & Harrison, 2007). L'impact environnemental de la production primaire de PP est quant à lui dominé principalement par la production du monomère mais aussi par l'électricité nécessaire au procédé de polymérisation (PlasticsEurope, 2014). La somme des impacts de ces deux procédés représente ainsi plus d'impacts environnementaux que le procédé de recyclage en lui-même.

Tableau 40 - Impacts environnementaux du scénario d'analyse et de référence avec l'approche attributionnelle, CML-IA.

Catégorie d'impact (CML-IA)	Unité	Scénario d'analyse	Scénario de référence	Emissions évitées (-) / augmentées (+)
Appauvrissement des ressources abiotiques	kg Sb eq	4.41E-03	3.36E-02	-2.92E-02
Acidification	kg SO2 eq	3.40E-03	7.44E-03	-4.04E-03
Eutrophisation	kg PO4 ⁻⁻⁻ eq	1.24E-03	1.40E-03	-1.55E-04
Changement climatique	kg CO2 eq	6.83E-01	5.08E+00	-4.40E+00
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq	3.53E-08	1.35E-08	2.18E-08
Toxicité	kg 1,4-DB eq	2.92E-01	1.70E+00	-1.41E+00
Ecotoxicité (eau douce)	kg 1,4-DB eq	4.74E-01	3.55E+00	-3.08E+00
Ecotoxicité (eau de mer)	kg 1,4-DB eq	4.49E+02	3.75E+03	-3.30E+03
Ecotoxicité terrestre	kg 1,4-DB eq	2.16E-03	5.69E-04	1.60E-03
Oxydation photochimique	kg C2H4 eq	1.48E-04	4.71E-04	-3.24E-04

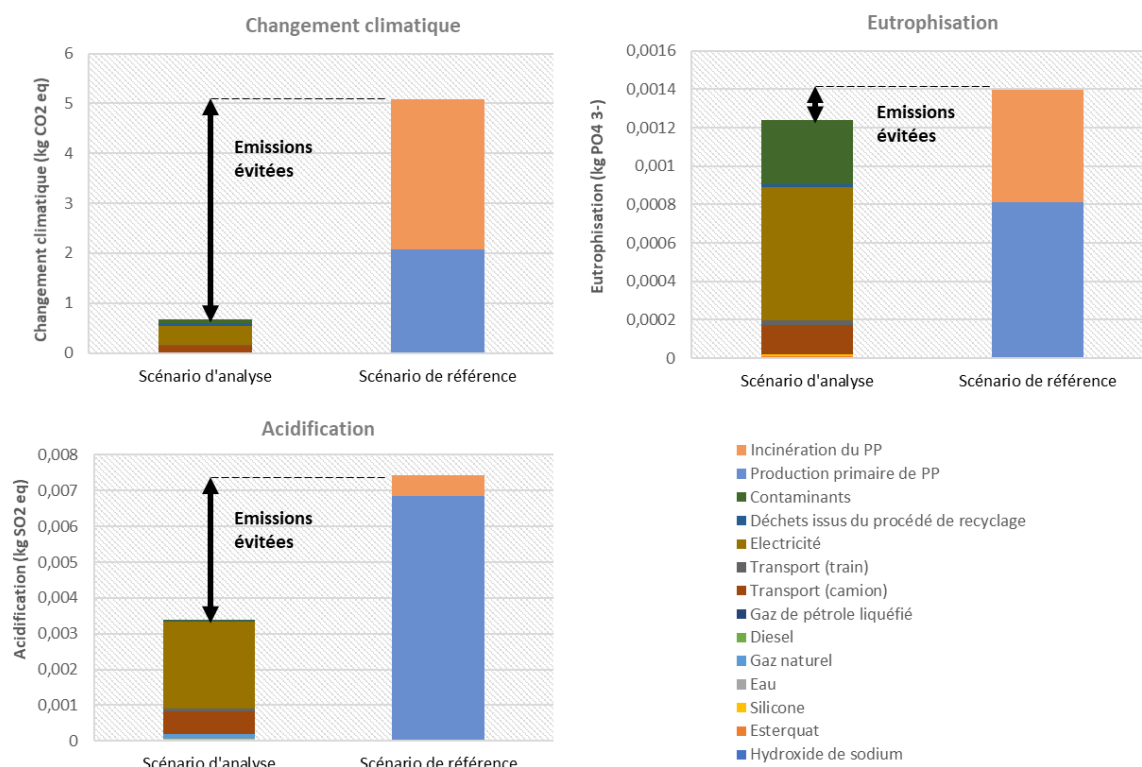


Figure 46 - Impacts environnementaux du procédé de recyclage du polypropylène comparés aux impacts de la production primaire et de l'incinération de PP sans valorisation énergétique, CML-IA.

Evaluation de la qualité des données et des résultats

Pour une analyse complète, aucun cut-off de flux de matériaux ou d'énergie de premier plan n'a été réalisé. Dans les sets de données ecoinvent utilisés, les déchets recyclés subissent généralement un cut-off. Les émissions et l'énergie liées à la production des biens d'équipement, des installations et des infrastructures de recyclage deviennent généralement négligeables lorsqu'une moyenne est faite sur la totalité des produits fournis pendant la vie utile. Pour cette raison, l'énergie et les déchets associés à la construction de bâtiments, routes, tuyauterie, véhicules motorisés, machines industrielles, et autres ne sont pas inclus dans l'étude. De même, l'énergie et les déchets associés à la recherche et au développement, aux ventes, et au personnel administratif et autres activités n'ont pas été inclus dans l'étude car les exigences et émissions correspondantes sont considérées comme faibles pour le support des activités de personnel.

Les données de l'inventaire du procédé de recyclage sont récentes et donc fiables bien que représentatives d'un procédé américain. A l'inverse, les données ecoinvent du procédé de fabrication primaire datent de 2007 et peuvent donc être la source d'incertitudes, tout comme les données du procédé d'incinération datant de 2000. Des avancées technologiques ont eu lieu depuis ces périodes et une recherche plus poussée des technologies actuelles permettrait de pouvoir compter sur des résultats plus robustes. L'AICV issu de la méthode CML-IA baseline V3.01 est effectué grâce des facteurs de caractérisation correspondant à plus de 1700 flux élémentaires différents. Ces facteurs sont mis à jour lorsque de nouvelles connaissances sur les niveaux de substances sont disponibles.

Sensibilité des résultats au mix énergétique

Il est possible de remarquer rapidement que le mix énergétique, le transport par camion et le traitement des contaminants (notamment pour l'eutrophisation) sont des paramètres sensibles du procédé de recyclage du PP (Figure 46), c'est-à-dire qu'ils représentent les catégories ayant le plus d'impacts sur le scénario d'analyse. Pour rappel, le mix énergétique a été choisi pour le reste du monde afin d'avoir un résultat d'ACV le plus global possible et EpE conseillent de communiquer une évaluation de la sensibilité du résultat notamment au choix du mix énergétique. L'analyse de sensibilité est présentée sur la Figure 47. Il est possible d'observer des variations potentielles mineures en termes d'appauvrissement des ressources, de réchauffement climatique, de toxicité et d'écotoxicité marine suivant le mix énergétique utilisé. Néanmoins, les différences deviennent plus importantes lorsque l'eutrophisation ou l'appauvrissement de la couche d'ozone sont étudiés. En particulier pour l'appauvrissement de la couche d'ozone, le mix énergétique français implique une augmentation des émissions du système de plus de 300 % alors que pour le reste du monde, ces émissions sont augmentées de « seulement » 160 %. Cela montre que le choix du mix énergétique est primordial pour ce système de recyclage et doit donc être communiqué en conséquence lors de la dissémination des résultats des émissions évitées par les entreprises.

Analyse de sensibilité (mix énergétique)

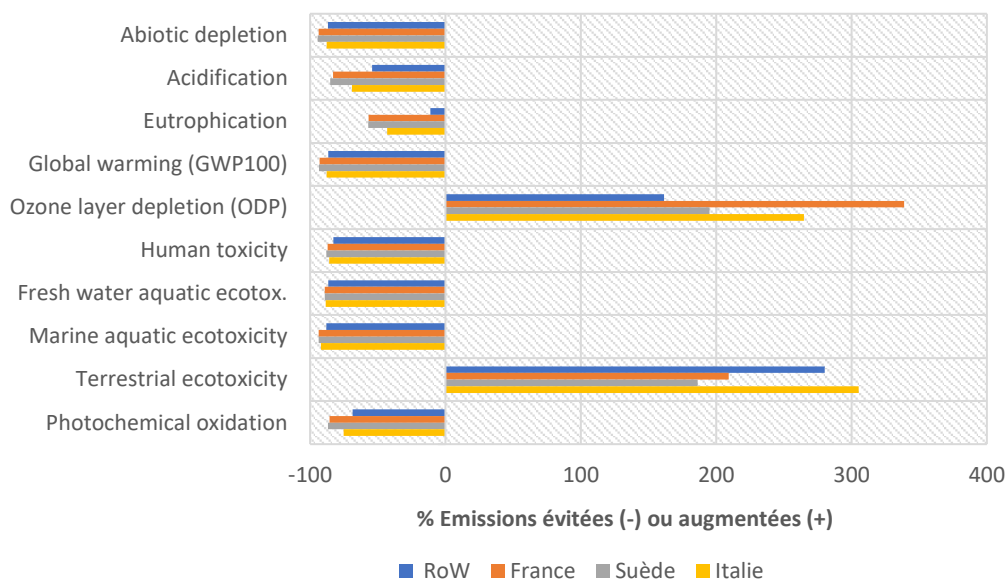


Figure 47 - Analyse de sensibilité du calcul d'impacts du procédé de recyclage selon le mix énergétique choisi. Les calculs sont effectués par rapport au scénario de référence, CML-IA.

Les objectifs de l'étude étant principalement la mise en œuvre de différentes méthodes de calcul des émissions évitées, l'analyse de sensibilité présentée est donnée à titre d'exemple pour illustrer les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement. Il est vraisemblable que d'autres paramètres sensibles aient à être étudiés afin de fournir une analyse plus détaillée, comme la méthode de calcul d'impacts ou le traitement des contaminants du procédé de recyclage contribuant à plus de 20 % à l'eutrophisation. En effet, pour compléter l'analyse de sensibilité sur le mix énergétique, il serait également possible de calculer des émissions évitées par rapport à la production d'un autre matériau que le PP mais ayant la même fonction et à un autre moyen de traitement des déchets (ex : valorisation énergétique, mise en décharge). Finalement, les objectifs de l'étude, le temps imparti et les sets de données disponibles sur la base de données ecoinvent ont influencé le choix du scénario de référence.

Conclusions, limitations et recommandations

Les résultats de l'étude de cas concernant le recyclage du polypropylène en attributionnel ont montré des émissions évitées dans la plupart des catégories d'impacts ce qui met en avant les potentiels bénéfiques du procédé de recyclage du polypropylène comparé à une incinération sans valorisation énergétique et à une production primaire de PP.

Les émissions évitées calculées représentent le fait que des impacts environnementaux plus faibles sont attribués au procédé de recyclage par rapport aux procédés alternatifs d'incinération et de production primaire de PP. Cependant, les résultats n'impliquent pas que ces procédés alternatifs soient réellement substitués, car ce n'était pas une considération clé dans l'établissement du scénario de référence. Par conséquent, la formulation « émissions évitées » peut porter à confusion. D'autre part, l'étude de sensibilité a montré que les émissions évitées calculées pouvaient être très différentes suivant le mix énergétique choisi. Enfin, d'un point de vue méthodologique, l'intérêt de l'extension du système a été démontré afin de gérer la multifonctionnalité du système. Cette approche a uniquement permis de connaître les impacts attribués au procédé de recyclage et non au produit recyclé en lui-même mais a permis d'éviter une perte de précision due à une allocation.

L'étude de sensibilité sur le mix énergétique montre des résultats similaires dans la majorité des catégories d'impact où la tendance des émissions évitées ou augmentées reste identique, c'est-à-dire que si le scénario présente des émissions évitées dans une catégorie d'impact, le changement de mix énergétique n'impliquera pas une inversion de tendance mais plus vraisemblablement des petites variations, de même si les émissions sont augmentées. En particulier, il semble indispensable de

spécifier le mix énergétique utilisé lorsque les résultats d'émissions évitées/augmentées liés à l'eutrophisation, à l'appauvrissement de la couche d'ozone et à l'écotoxicité terrestre sont communiqués. Pour les autres catégories d'impact, le mix énergétique semble être un paramètre moins sensible.

Enfin, les recommandations d'EpE concernant la communication des émissions évitées impliquent notamment de différencier explicitement le bilan d'émissions de l'entreprise, la réduction d'émissions et l'évitement. Les points supplémentaires d'EpE concernant la communication des émissions seront traités dans la partie recommandations (Section 4) de cette étude.

3.2.2. APPROCHE CONSEQUENTIELLE – METHODE DE SUBSTITUTION AXEE SUR LE MARCHÉ

3.2.2.1. DEFINITION DU CHAMP ET DES OBJECTIFS DE L'ETUDE

3.2.2.1.1. CHAMP DE L'ETUDE

Cette deuxième modélisation du cas d'étude sur le recyclage du polypropylène vise à illustrer le calcul des émissions évitées grâce à une approche conséquentielle. Afin de calculer les bénéfices de l'utilisateur du polypropylène recyclé mais aussi ceux du producteur, deux approches différentes seront envisagées. Dans le premier scénario, l'**utilisation** du PP recyclé à la place du PP primaire sera évaluée et dans le deuxième scénario, ce sera la **production** du plastique recyclé plutôt que le traitement des déchets qui sera évaluée. Ensuite, la **décision commune** entre le producteur et le consommateur de respectivement, produire et consommer plus de PP recyclé sera analysée en conservant un système multifonctionnel.

3.2.2.1.2. UNITE FONCTIONNELLE

Comme énoncé précédemment, trois approches sont possibles pour évaluer les impacts du polypropylène recyclé. En effet, il est possible de calculer les impacts depuis la perspective du consommateur qui choisira d'utiliser du PP recyclé plutôt qu'un autre produit ou depuis la perspective de l'entreprise qui choisit de recycler le polymère afin de lui donner une seconde vie. Ces deux approches impliquent une unité monofonctionnelle différente : la consommation de polypropylène recyclé implique l'augmentation de la demande pour ce produit alors que le recyclage du PP primaire implique l'augmentation de l'offre en PP recyclé. Le troisième scénario implique une unité multifonctionnelle. En effet, la décision conjointe des deux entités implique de considérer l'augmentation de l'offre et de la demande dans le même scénario. Les trois unités fonctionnelles sont donc définies comme :

- 1) L'augmentation de la demande (1 kg) en granulés de PP recyclé.
- 2) L'augmentation de l'offre (1 kg) en granulés de PP recyclé.
- 3) L'augmentation de l'offre et de la demande (1 kg) en granulés de PP recyclé.

Pour modéliser l'Inventaire du Cycle de Vie, l'approche conséquentielle implique donc une analyse de toutes les conséquences liées à l'augmentation de la demande et/ou de l'offre pour ce produit recyclé. Les deux premières approches serviront ainsi à attribuer les bénéfices liés aux émissions évitées soit au consommateur, soit au producteur. Il sera nécessaire d'évaluer la contribution conjointe des deux acteurs pour la troisième approche.

3.2.2.1.3. DEFINITION DES SCENARIOS

Les trois scénarios d'analyse seront traités de nouveau par la méthode de substitution axée sur le marché de (Dieuwerthje Louise Schrijvers et al., n.d.). L'utilisation de l'approche conséquentielle implique le calcul d'impacts évités lorsque le système à l'étude est multifonctionnel. Dans le cas présent, la multifonctionnalité se reflète par les deux fonctions du système de recyclage. En effet, le système permet à la fois de traiter des déchets de PP (première fonction) et de produire des granulés de PP recyclés (deuxième fonction). Afin de rendre le système monofonctionnel, il est possible d'appliquer la substitution en modélisant soit le traitement des déchets évité (incinération, enfouissement) soit la

production primaire de matériau évitée. Si le traitement des déchets est évité, les bénéfices environnementaux sont attribués à l'utilisateur alors que si la production primaire du substitut est évitée, le producteur de PP recyclé peut s'attribuer les bénéfices (Figure 48). Afin de gérer cette multifonctionnalité, des substituts seront identifiés afin de calculer les potentiels impacts évités liés à leur production pour ensuite identifier les émissions évitées par rapport au scénario de référence. Si l'augmentation de la demande *et* de l'offre est considérée dans le scénario d'analyse (3^{ème} approche), il sera montré que les impacts évités s'annulent et que la modélisation se rapproche d'une extension du système comme appliquée pour l'approche attributionnelle.

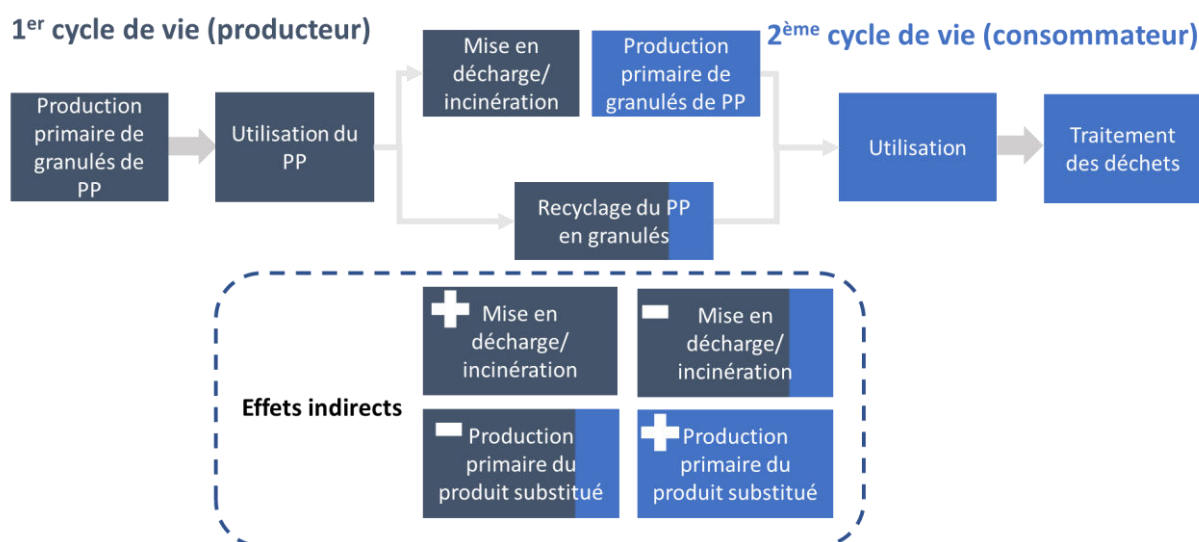


Figure 48 – Application de la méthode de substitution axée sur le marché au recyclage du PP, avec une valeur hypothétique de $A = 0.8$. Les procédés en bleu foncé sont modélisés par le producteur de PP recyclé, et les procédés en bleu clair sont modélisés par le consommateur de PP recyclé.

Approche 1 : Utilisation de PP recyclé vs. utilisation de PP primaire

Ce scénario d'analyse répond à la première unité fonctionnelle définie dans la section précédente, c'est-à-dire l'augmentation de la demande pour le PP recyclé (1kg). Le scénario d'analyse comprend le recyclage du PP apportant une nouvelle fonction au système. Les effets indirects de la demande pour le produit recyclé impliquent donc une utilisation réduite du PP recyclé par d'autres utilisateurs potentiels et la substitution de la production primaire du matériau alternatif ainsi que celle du traitement des déchets de PP primaire qui auraient été incinérés ou enfouis s'ils n'avaient pas été recyclés. Ces deux types d'impacts évités sont modélisés suivant le facteur A permettant de savoir si la demande pour le PP recyclé est non contrainte ($A = 1$) ou complètement contrainte ($A = 0$). Si la demande est contrainte ($A = 0$), le traitement des déchets du PP primaire est évité (incinération sans valorisation énergétique) et l'utilisateur d'un produit recyclé bénéficie des impacts évités. Si la demande est non contrainte ($A = 1$), c'est-à-dire si tout le PP recyclé disponible est déjà utilisé, l'augmentation de la demande mène à une réduction de l'utilisation par l'utilisateur marginal (l'utilisateur le plus susceptible de changer son utilisation d'un produit pour un autre). L'utilisateur marginal augmentera l'utilisation d'un produit alternatif à la place. Dans le cas où $0 < A < 1$, ces deux effets sont modélisés selon la valeur de A (Figure 6).

Avec cette unité fonctionnelle, l'étude s'intéresse au choix de l'utilisateur d'utiliser ou non le polypropylène recyclé. En effet, si la demande en PP recyclé augmente, c'est parce que l'utilisateur aura choisi de consommer ce matériau plutôt qu'un autre (scénario de référence). A ce niveau, le PP recyclé peut donc être utilisé par le consommateur dans n'importe quelle application où il est susceptible de substituer quelque chose d'autre. Le facteur A va montrer si le PP recyclé a déjà un marché pour lequel un matériau différent peut être utilisé si la demande pour le PP recyclé augmente (cf. unité fonctionnelle). Afin de rendre l'étude pertinente, il serait donc intéressant de comparer la décision de l'utilisateur d'acheter du plastique recyclé (pouvant être totalement subjective) avec la décision d'acheter du plastique vierge. Cette considération se traduirait par un scénario de référence correspondant à l'augmentation de la demande pour 1 kg de polypropylène vierge.

L'étude implique ainsi deux niveaux de substitution : 1) ce que l'utilisateur du matériau recyclé choisi (dans le système de premier plan), telle que la décision d'utiliser du PP recyclé plutôt que du PP primaire et 2) ce que l'utilisateur marginal est forcé de remplacer, à cause des contraintes de marché. Dans le premier cas, les conséquences d'une décision (utiliser plus de PP recyclé) sont modélisées par le calcul des « émissions évitées » alors que dans le deuxième cas, les conséquences directes de l'augmentation de la demande pour le produit sont analysées par le calcul des « impacts évités » ou substitution afin d'identifier l'utilisateur marginal (c.-à-d. l'utilisateur forcé d'utiliser moins de ce produit) et les conséquences qui en découlent.

Approche 2 : Recyclage du PP en fin de vie vs. traitement des déchets

Ce scénario d'analyse répond à la deuxième unité fonctionnelle définie dans la section précédente, c'est-à-dire l'augmentation de l'offre en PP recyclé (1kg). Si la demande est non contrainte ($A = 1$), le PP recyclé peut déplacer entièrement la production de son substitut sur le marché et cette production est ainsi soustraite à l'inventaire du système multifonctionnel. Cependant, si la demande est contrainte ($A = 0$), le PP recyclé déplace le PP recyclé d'autres sources, qui à l'inverse ira au traitement des déchets. Si l'augmentation de l'offre en PP recyclé est considérée en tant qu'unité fonctionnelle, cela signifie que le producteur aura pris la décision de recycler plus de déchets plastiques en PP. Dans ce cas, un choix pertinent serait de considérer un scénario de référence où le producteur choisi de ne pas recycler les déchets de PP et de les traiter par exemple par incinération. Dans ce cas, le premier niveau de substitution impliquant le calcul « d'émissions évitées » se traduit par le choix du producteur de recycler ou non le PP et le deuxième niveau est la production évitée du produit alternatif correspondant à l'utilisation marginale du PP recyclé. Ce deuxième niveau de substitution implique donc le calcul « d'impacts évités » et reflète les conséquences sur le marché de l'augmentation de l'offre en PP recyclé. L'utilisateur marginal est identifié dans la section suivante.

Approche 3 : Recyclage additionnel de PP pour la substitution de PP primaire vs. traitement des déchets de PP et utilisation de PP primaire

Les deux scénarios précédents sont basés sur l'hypothèse que le fournisseur de PP recyclé et le consommateur sont deux entités séparées n'ayant pas de lien direct entre elles et décidant indépendamment de fournir ou d'utiliser du PP recyclé. Or il est également possible que la décision de produire plus de PP recyclé soit faite par une entreprise grâce à la promesse d'achat d'une autre entreprise. Il serait ainsi possible de proposer un scénario où l'on évaluerait la décision « recyclage additionnel de PP pour le déplacement du PP primaire ». Les deux acteurs font donc la décision commune d'investir dans une telle connexion et la demande comme l'offre pour le PP recyclé augmentent. Dans ce scénario, il est supposé que si le PP recyclé n'était pas utilisé pour déplacer le PP primaire, il n'aurait pas été recyclé du tout (car l'entreprise utilisant le PP recyclé a peut-être directement investi dans le procédé de recyclage). Ainsi, comme l'augmentation de la demande modélise des effets inverses à l'augmentation de l'offre, les potentiels impacts évités par le système s'annuleront. De cette manière, le scénario d'analyse modéliserait seulement le procédé de recyclage, et le scénario de référence inclurait le procédé d'incinération des déchets de PP et la production primaire de PP à la manière d'une extension du système. Pour le scénario de référence, il est nécessaire de considérer la situation existante dans le cas où les deux entreprises n'ont pas pris cette décision commune. Il est possible de supposer que cette situation implique un traitement des déchets plastiques par incinération et la production de PP primaire. Les résultats pourront montrer qu'il est pertinent d'identifier le preneur de décision ou si la décision est un effort « collectif ». De cette façon, la contribution des différents acteurs de la chaîne de valeur pourra être évaluée en mesurant l'impact de chaque acteur dans la prise de décision.

3.2.2.2. INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

3.2.2.2.1. DEFINITION DE L'UTILISATEUR MARGINAL (PRODUIT SUBSTITUE)

Comme énoncé dans la section 1.1.2.1.3., une disponibilité augmentée ou diminuée du PP recyclé (due à une augmentation du recyclage ou à une augmentation de la demande pour le PP recyclé, respectivement) pourrait mener à une utilisation augmentée ou réduite du PP recyclé par l'utilisateur marginal. L'utilisateur marginal est l'utilisateur de PP recyclé le plus susceptible de changer sa consommation du matériau pour donner suite à un changement du prix du PP recyclé. Le polypropylène

recyclé peut provenir d'un large panel de produits différents pour lesquels l'ajout de différents additifs a été nécessaire. Pour cette raison, le mélange de PP recyclé peut mener à un matériau de pauvre qualité ne répondant pas aux spécifications techniques nécessaires pour substituer le PP primaire (Duarte et al., 2013). Les inconvénients sont notamment dus à une perte des propriétés mécaniques, et à des propriétés esthétiques moins attrayantes. En effet, l'hétérogénéité du flux de déchets plastiques en PP entraîne l'obtention d'un matériau recyclé bien souvent foncé ou noir et il est ainsi possible de retrouver le PP recyclé dans des câbles de batteries, des grattoirs à glace, pinceaux, porte-vélos et feux de signalisation alors que le PP primaire est largement utilisé dans les emballages, les textiles et équipements de laboratoires (AZO Materials, 2014). D'autres part, les capuchons et étiquettes représentent une grande partie du PP recyclé industriellement. Ces produits contiennent énormément d'impuretés et de gaz ce qui empêche la valorisation avec d'autres types de PP recyclés (provenant par exemple de produits injectés ou thermoformés), car cela diminuerait les propriétés mécaniques du produit final. Malgré ce problème de « downcycling », plusieurs études montrent l'intérêt croissant du polypropylène recyclé dans les produits de construction (Duarte *et al.*, 2013 ; Yin *et al.*, 2016). Par exemple, les armatures en acier traditionnellement utilisées pour renforcer le béton sont peu à peu remplacées par des fibres polymères. Le plastique serait préféré dans cette application pour la facilité d'assemblage du composite qu'il implique, ainsi que les économies de main d'œuvre et de coûts (Yin, Tuladhar, Shi, et al., 2015). En effet, si l'application visée est un renfort pour le béton, l'aspect esthétique d'un plastique primaire n'est plus requis et le PP, tout comme l'acier, permet de contrôler l'apparition de fissures, de réduire le retrait dû au séchage et d'améliorer le comportement après-fissure des éléments en béton (Yin, Tuladhar, Collister, Combe, & Sivakugan, 2015). Le PP recyclé serait également utilisé dans les traverses de chemin de fer pour substituer le bois ou le béton (Croke, 2017). Pour cette application, comparé au bois et au béton, le plastique a l'avantage de pouvoir prendre n'importe quelle forme grâce au procédé d'injection moulage. Si le PP est choisi plutôt que ses substituts, il est donc possible entre autres d'optimiser la forme de la traverse et de réduire la quantité de matériau utilisée (van Belkom, 2015). Comme ces matériaux sont utilisés dans ces applications spécifiques pour leur propriétés mécaniques, il est nécessaire d'évaluer le potentiel de substitution de chaque option suivant la fonction attendue du matériau. En termes de propriétés mécaniques, la force de traction du PP vierge est supérieure à 550 MPa ce qui est plus performant que la force de traction du PP recyclé, qui est seulement de 300-450 MPa (Yin et al., 2013). Cependant, (Zhou & Xiang, 2011) ont montré que la force de traction du PP recyclé était suffisante pour une utilisation en tant que renfort dans le béton servant à la fabrication de trottoirs. De la même façon, dans les applications présentées précédemment, le PP recyclé semblerait pouvoir substituer le PP primaire dans les mêmes quantités. Finalement, il est envisagé que l'utilisateur marginal soit l'utilisateur d'un des produits suivants :

- Granulés de PP primaires,
- Barres d'armature en acier,
- Traverses de chemin de fer en béton.

3.2.2.2.2. ETUDE DES CONTRAINTES DE MARCHÉ

Selon le diagramme « causal-loop » de la Figure 17 (état de l'art), le paramètre S est utilisé pour indiquer si l'offre pour un matériau est contrainte ($S = 0$) ou non contrainte ($S = 1$). Lorsque l'offre pour un produit est non contrainte, une demande augmentée résulte automatiquement en une production augmentée, ce qui est le cas pour la plupart des produits primaires. Cependant, lorsque l'offre est contrainte, une demande augmentée *ne mène pas* à une production augmentée, ce qui est le cas pour les sous-produits. Par définition, le PP recyclé est le coproduit dépendant du système. En effet, l'offre pour le PP recyclé est limitée par la production de PP primaire. Pour cette raison, S est fixé à 0 pour le PP secondaire et à 1 pour le PP primaire. Pour le calcul du facteur A , selon l'arbre de décision de la Figure 17 (état de l'art), il est dans un premier temps nécessaire de se demander si le PP en fin de vie est produit en surplus et facilement stocké. Il semblerait que les plastiques en général aient été facilement stockés dans le passé mais que ces stocks sont désormais « complets » (OECD, 2018). Si le PP en fin de vie est assimilé à d'autres déchets de plastiques, il est possible de considérer que celui-ci n'est pas stocké car les stocks existants sont déjà complets. Pour cette raison, les plastiques en fin de vie mis sur le marché ne peuvent plus passer par une étape de stockage et sont donc soit vendus soit valorisés ou jetés. Comme le PP en fin de vie n'est pas stocké, l'étape suivante est de trouver un substitut pour lequel $A = 1$ en suivant l'arbre de décision. Les paramètres A_1 , A_2 et A_3 sont ainsi calculés pour les substituts proposés dans la section précédente, dans le but d'identifier l'application dans laquelle la substitution est la plus susceptible d'avoir lieu, ou si la demande pour le PP recyclé est contrainte :

- A_1 = rapport marché-prix entre le PP recyclé et les granulés de PP primaire
- A_2 = rapport marché-prix entre des fibres de PP recyclé et des barres d'armature en acier
- A_3 = rapport marché-prix entre des traverses composites en PP recyclé et des traverses de chemin de fer en béton

L'application dans laquelle $A = 1$ indique que l'utilisateur marginal paye le même prix pour le PP recyclé que pour le substitut. Une augmentation du prix du PP recyclé (due à une augmentation de la demande autre part) est donc susceptible de mener à une utilisation augmentée du substitut en échange. Une diminution du prix du PP recyclé, due à une augmentation de l'offre, résulte en une utilisation augmentée de PP recyclé par l'utilisateur marginal à la place du substitut.

(Yin et al., 2016) estiment que le PP recyclé peut parfaitement substituer une même quantité de PP primaire dans des applications liées à la construction. Par contre, pour d'autres domaines d'application, les plastiques recyclés souffrent souvent d'une mauvaise image et les consommateurs de plastiques recyclés ne sont pas forcément prêts à payer le même prix que pour des plastiques primaires (EuPR (Plastics Recyclers Europe), 2012). En ce sens, la demande pour le PP recyclé est partiellement contrainte. En supposant que les plastiques recyclés sont environ 40 % moins chers que les plastiques vierges (Duarte et al., 2013), le paramètre A_1 est égal à 0.6 (Eq. 7). Les valeurs des paramètres sont résumées dans le Tableau 41.

$$A_1 = \frac{0.6 \times 0.76 \text{ €/kg} \times 1 \text{ kg}}{0.76 \text{ €/kg} \times 1 \text{ kg}} = 0.6 \quad \text{Eq. 7}$$

Les coûts de potentiels effets indirects en aval sont considérés comme nuls pour cette application. Par conséquent, un autre substitut doit être testé dans un segment de marché différent comme par exemple le marché des renforts pour béton. Concernant l'acier de renforcement, une quantité beaucoup plus importante est nécessaire pour remplir la même fonction que le PP. En effet, pour renforcer un trottoir de 100 m², il est nécessaire d'utiliser 40 kg de fibres de PP contre 364 kg d'armature en acier, ce qui représente une quantité 9.1 fois supérieure (Yin et al., 2016). Un premier calcul du facteur A_2 est présenté avec l'équation 2. Comme le produit substitué est l'armature en acier elle-même, les coûts de transformation des granulés de PP recyclés en fibres doivent être ajoutés à l'équation.

$$A_2 = \frac{0.6 \times 0.76 \text{ €/kg} \times 1 \text{ kg} + \text{Coûts transfo.}}{0.503 \text{ €/kg} \times 9.1 \text{ kg}} \approx 0.1 \quad \text{Eq. 8}$$

Si A_2 est calculé de cette manière en prenant en compte seulement les prix respectifs du PP recyclé et de l'acier ainsi que les quantités correspondantes de matériaux, l'acier semble être un très mauvais substitut ($A \neq 1$). De plus, (Dieuwerthje Louise Schrijvers et al., n.d.) montrent l'importance de considérer les potentiels coûts et/ou bénéfices additionnels en aval afin de conclure sur la substituabilité du produit d'évaluation. Dans le cas de l'acier, la quantité de matériau nécessaire à remplir la même fonction qu'1 kg de PP est de 9,1 kg (Cengiz & Turanli, 2004). Cette différence de masse élevée peut représenter une différence significative entre les coûts de transport des deux matériaux. En effet, le transport de l'acier entraînera une consommation de carburant plus élevée que le transport du polypropylène. Pour cette raison, les coûts liés au transport de l'acier sont susceptibles d'encore éloigner le facteur A_2 de 1 ($A_2 \leq 0.1$). Même si des données concernant les effets indirects en aval de la maintenance et la fin de vie sont manquantes pour une analyse plus précise, l'utilisation de l'acier comme renfort pour le béton n'est pas considérée comme marginale.

Pour les traverses de chemin de fer, (Leib, 2016) affirme que le coût total de l'installation des traverses en PP recyclé (composite) est compétitif avec celui des traverses en béton. Une analyse simplifiée des coûts unitaires de traverses en béton comparé à des traverses en composite de (The Railway Tie Association, 2005) confirme cette hypothèse. En effet, si les coûts des matériaux et la maintenance (main d'œuvre et équipement) sont pris en compte, l'étude montre que les deux produits sont parfaitement substituables, indépendamment des conditions d'utilisation (climat sec, modéré ou humide) et pour un tonnage faible. Basé sur cette information, il est possible de directement affirmer que $A_3 = 1$ et que la demande est non contrainte pour cette application. Le calcul des différentes valeurs de A est résumé dans le Tableau 41.

Tableau 41 - Calcul des rapports marché-prix entre le PP recyclé et les substituts identifiés.

Produit recyclé à l'étude	Granulés de PP recyclé	Fibres de PP recyclé	Traverses de chemin de fer en PP recyclé
Prix unitaire du produit recyclé (€/kg)	0.456 (40% inférieur au prix du PP primaire)	0.456 + coûts transformation en fibres	Prix compétitif (Leib, 2016), coûts de cycle de vie similaires (The Railway Tie Association, 2005)
Produit substitué	Granulés de PP primaire	Barres d'armature en acier	Traverses de chemin de fer en béton
Prix unitaire du produit substitué (€/kg)	0.76 (ecoinvent)	0.503 (MEPS International Ltd., 2018)	-
Quantité équivalente pour 1 kg de PP recyclé	1 kg	9.1 kg	5.11 kg
Coûts indirects en aval	-	Coûts liés au transport de l'acier	Différence de coûts liés à la maintenance et à la fin de vie du béton et à la production des matériaux auxiliaires pour la traverse en composite
Facteur A	$A_1 = 0.6$	$A_2 \leq 0.1$	$A_3 = 1$

3.2.2.2.3. DEVELOPPEMENT DES INVENTAIRES

Approche 1 : Augmentation de la demande pour le PP recyclé

Le diagramme « causal-loop » présenté dans l'état de l'art est donc applicable dans un premier temps au scénario d'évaluation (Figure 49) et dans un second temps au scénario de référence (Figure 51). Si les traverses en plastique recyclé ont un facteur marché-prix égal à 1, cela signifie que l'augmentation de la demande pour le PP recyclé ne mène pas au recyclage augmenté, car l'offre est contrainte et tout le PP recyclé est déjà utilisé dans d'autres applications, dont l'application des traverses. A la place, l'augmentation de la demande pour le PP recyclé (i) mènera à une diminution de l'utilisation par l'utilisateur marginal ($A_3 = 1$) (iii) car l'offre est contrainte ($S = 0$) (ii). L'utilisateur marginal étant le fabricant de traverses de chemin de fer, celui-ci souhaitera de nouveau utiliser le béton pour la fabrication de son produit (iv). Cela entraînera une augmentation de la demande en béton (v) (le produit alternatif). Ce produit étant produit dans un système monofonctionnel, l'offre est non-contrainte (vii) et l'inventaire de la production de béton primaire est ajouté à l'inventaire total (viii). Les effets indirects en aval doivent également être ajoutés à l'inventaire du cycle de vie tels que les phases de fin de vie du béton et de maintenance pouvant être potentiellement plus impactantes que celles du polypropylène recyclé (vi).

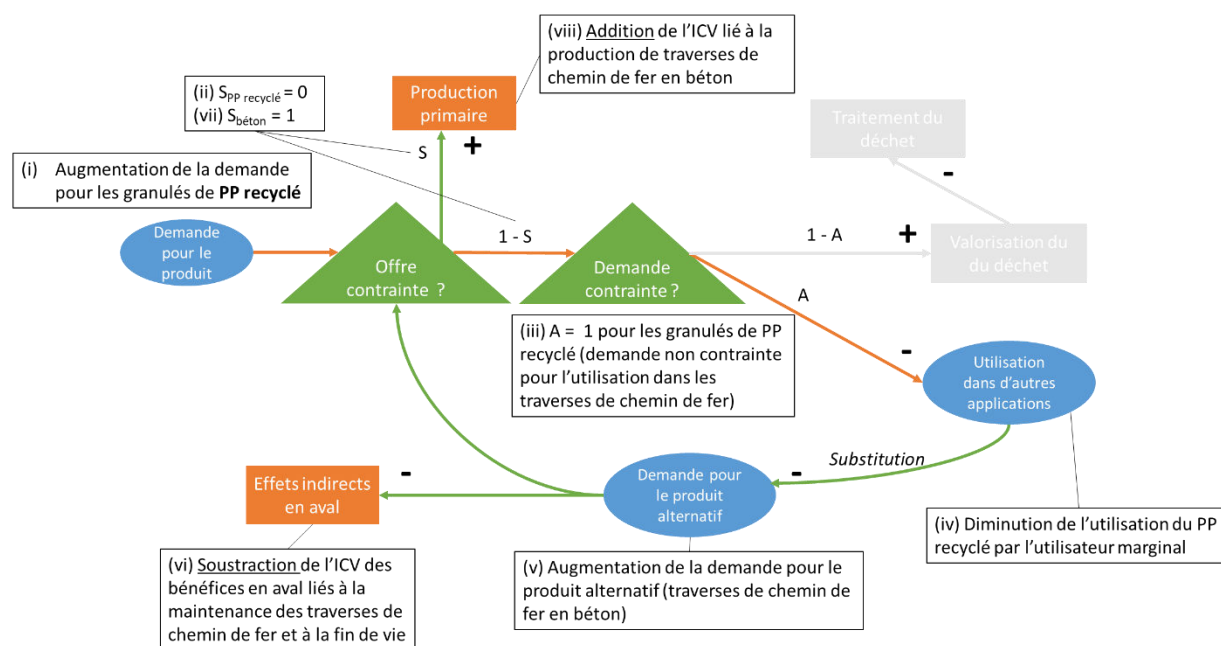


Figure 49 - Développement de l'ICV pour la « demande d'1 kg de PP recyclé » avec le diagramme causal-loop. Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. Dans un premier temps, les flèches orange sont suivies. Elles se transforment en flèches vertes lorsque les effets de la substitution sont modélisés. Les éléments du diagramme non pertinents dans la construction de l'ICV sont grisés. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net).

L'ICV développé grâce à la Figure 49 peut être traduit en équation générale grâce à l'arbre de conséquences de la Figure 50.

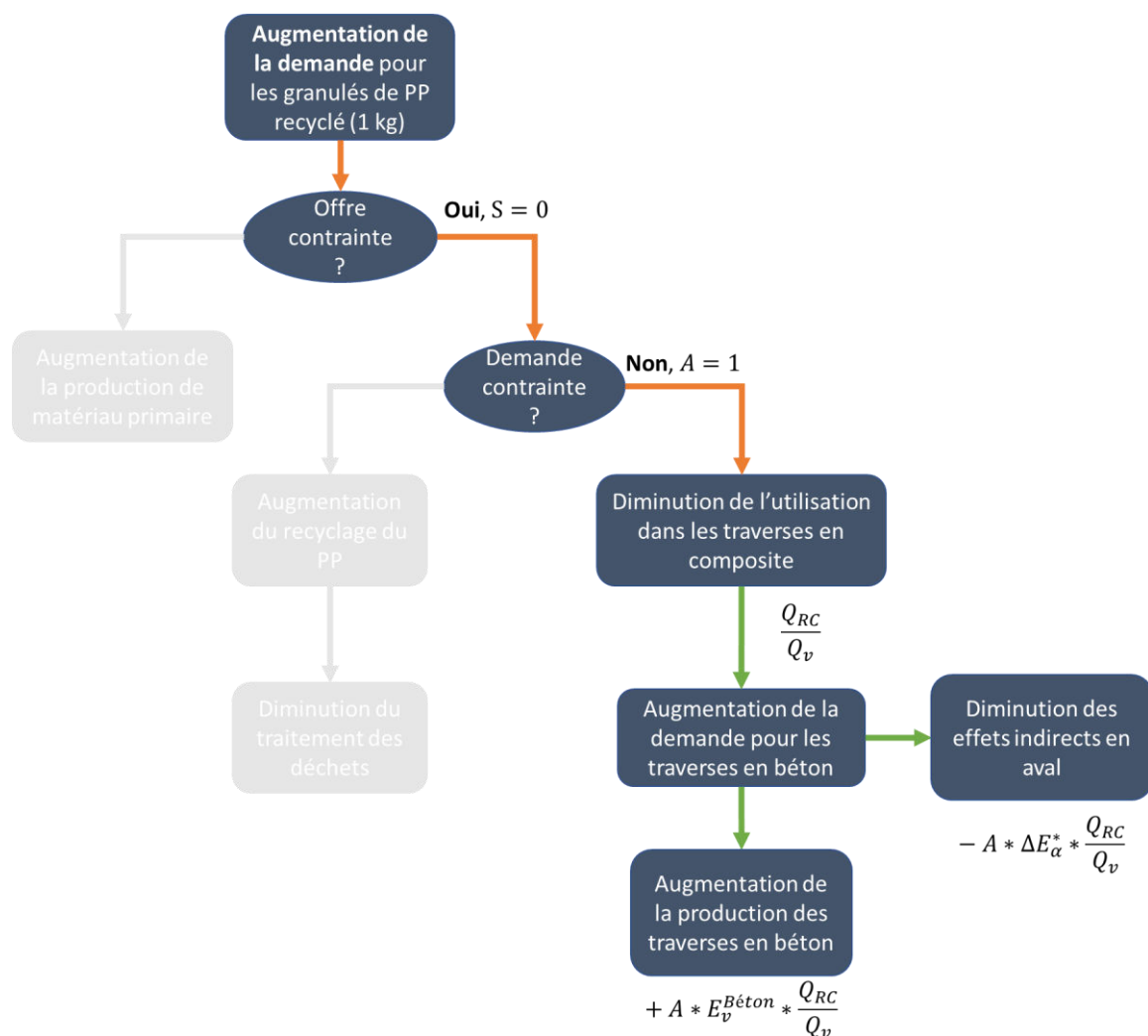


Figure 50 - Effets de l'augmentation de la demande pour le PP recyclé sur l'équation de l'inventaire (Eq.9). Les différentes couleurs des flèches représentent le changement des matériaux à l'étude : les flèches orange concernent le PP recyclé et les flèches vertes concernent les traverses en composite. Les éléments du diagramme non pertinents dans la construction de l'ICV sont grisés (d'après Schrijvers, Loubet and G. Sonnemann, no date).

Ainsi, si l'on considère que $A = 1$, l'inventaire défini sur la Figure 50 peut se traduire par l'équation 9 suivante.

$$E_{tot}^{Demande\ PP\ recyclé} = \frac{Q_{RC}}{Q_v} \times (E_v^{Béton} - \Delta E_{\alpha}^*) \quad \text{Eq. 9}$$

Avec :

$\frac{Q_{RC}}{Q_v}$: Facteur de qualité correction indiquant la quantité de matériau primaire substituée dans l'application marginale par le matériau recyclé consommé ($\frac{Q_{RC}}{Q_v} = \frac{1}{5.11}$).

$E_v^{Béton}$: ICV dû à la production primaire de béton (incluant les inefficacités de traitement).

ΔE_{α}^* : ICV dû à des intermédiaires en aval supplémentaires (+) et/ou en moins (-) ou des flux élémentaires liés à l'utilisation du matériau recyclé à la place du matériau primaire dans le cycle de vie à l'étude.

Dans le but d'utiliser le set de données ecoinvent existant, il est possible de modifier l'équation 9 en intégrant tout le cycle de vie de la voie de chemin de fer. Les étapes du cycle de vie similaires entre les traverses en composite et en béton s'annuleront. En effet, les effets indirects en aval du terme

ΔE_{α}^* peuvent contenir la production complète de la voie de chemin de fer dont les traverses sont en composite (Eq. 10).

$$E_{tot}^{Demande PP recyclé} = E_{béton} - E_{PP} \quad \text{Eq.10}$$

Avec :

$E_{béton}$: ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en béton.

E_{PP} : ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en composite (**avec exclusion de l'entrant de PP recyclé**).

Pour le scénario de référence, c'est-à-dire l'augmentation de la demande pour le PP primaire (i), la seule conséquence est l'augmentation de la production primaire de PP (Figure 51). En effet, l'offre est non contrainte (ii), alors l'inventaire de la production primaire est ajouté à l'inventaire de cycle de vie global (iii).

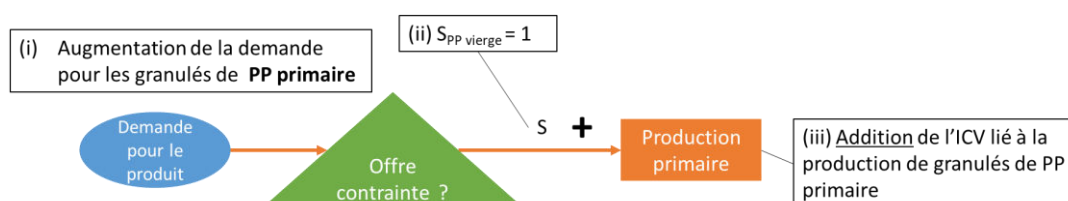


Figure 51 - Développement de l'ICV pour la « demande d'1 kg de PP primaire » avec le diagramme causal-loop. Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net).

L'inventaire décrit par la Figure 51 se traduit par l'équation 11 suivante.

$$E_{tot}^{Demande PP vierge} = E_v^{PP vierge} \quad \text{Eq.11}$$

Avec :

$E_v^{PP vierge}$: ICV dû à la production de PP vierge (incluant les inefficacités de traitement).

Si l'utilisation de PP recyclé a des impacts plus faibles que l'utilisation de PP vierge (le scénario de référence), l'utilisateur de PP recyclé pourrait prétendre avoir effectué un « upcycling » du PP recyclé et qu'il est meilleur pour l'environnement de l'utiliser dans son application que dans l'application des traverses de chemin de fer.

Approche 2 : augmentation de l'offre en PP recyclé

Pour l'augmentation de l'offre en déchets de PP, et de la même façon, le diagramme « causal-loop » est appliqué à la solution d'évaluation (Figure 52) ainsi qu'à la solution de référence (Figure 54). Concernant le scénario d'évaluation, l'augmentation de l'offre d'un coproduit dépendant (le déchet de PP) (i) mène à la valorisation (iii) de celui-ci car la demande est non-contrainte (ii) ($A = 1$ pour une application dans les traverses de chemin de fer). Cela mène à une utilisation augmentée du PP recyclé dans les traverses de chemin de fer (iv). En réponse à ce mécanisme, la demande pour le produit alternatif (c.-à-d. le béton) diminue (v) et l'inventaire de la production primaire de béton est soustrait à l'inventaire global (viii) car le béton est le seul produit de son processus de production (l'offre est non contrainte) (vii). De la même manière que pour le cas précédent, l'inventaire lié à la différence d'effets indirects en aval de l'utilisation du béton ou du PP recyclé (fin de vie, maintenance) est soustrait/ajouté à l'inventaire total (vi). Les effets indirects en aval pourraient comprendre également l'augmentation de la demande pour d'autres matériaux nécessaires à la fabrication des traverses de chemin de fer en polymère.

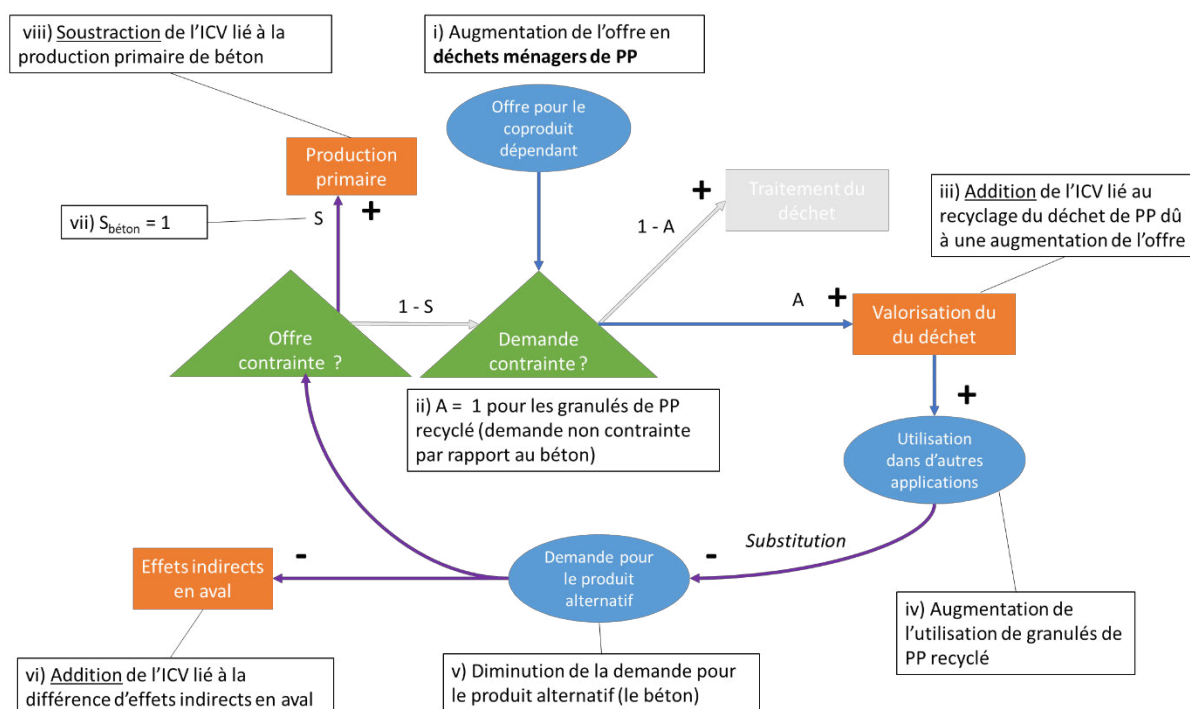


Figure 52 - Développement de l'ICV pour l'« offre d'1 kg de déchets ménagers de PP » dans le cas où le producteur décide de recycler le produit, avec le diagramme causal-loop. Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. Dans un premier temps, les flèches bleues sont suivies. Elles se transforment en flèches violettes lorsque les effets de la substitution sont modélisés. Les éléments du diagramme non pertinents dans la construction de l'ICV sont grisés. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net).

L'inventaire développé grâce à la Figure 52 peut se construire grâce au diagramme de conséquences de la Figure 53 où les différents termes sont détaillés.

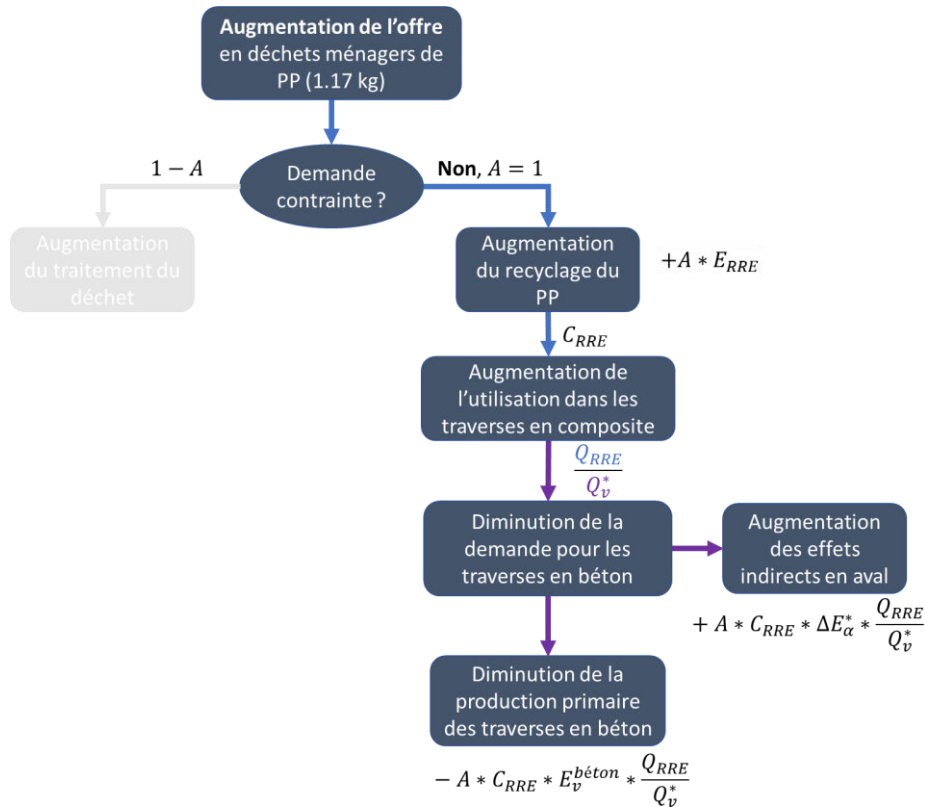


Figure 53 - Effets de l'augmentation de l'offre en déchets ménagers de PP et identification des termes de l'équation de l'inventaire (Eq.12). Les différentes couleurs des flèches représentent le changement des matériaux à l'étude : les flèches bleues concernent le PP recyclé et les flèches violettes concernent les traverses en composite. Les éléments du diagramme non pertinents dans la construction de l'ICV sont grisés (d'après Schrijvers, Loubet and G. Sonnemann, no date).

Ainsi, si l'on considère que $A = 1$, l'inventaire total lié à l'augmentation de l'offre en déchet de PP se traduit par l'équation 12 suivante.

$$E_{tot}^{Offre\ déchet\ PP} = E_{RRE} + C_{RRE} \times \frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} \times (\Delta E_{\alpha}^* - E_v^{béton}) \quad \text{Eq.12}$$

Avec :

E_{RRE} : ICV dû au procédé de recyclage d'1,17 kg de déchets de PP pour la production d'1 kg de matériau recyclé, incluant l'ICV des pertes de matériau lors du procédé de recyclage.

C_{RRE} : Efficacité de conversion du déchet en produit recyclé sortant ($C_{RRE} = \frac{1}{1.17}$) (Franklin Associates, 2018)

$\frac{Q_{RRE}}{Q_v^*}$: Facteur de qualité/correction indiquant la quantité de béton pouvant être substituée dans le cycle de vie subséquent par le matériau recyclé consommé ($\frac{Q_{RRE}}{Q_v^*} = \frac{1}{5.11}$)

ΔE_{α}^* : ICV dû à des intermédiaires en aval supplémentaires (+) et/ou en moins (-) ou des flux élémentaires liés à l'utilisation du PP recyclé à la place du béton dans le cycle de vie suivant.

$E_v^{béton}$: ICV dû à la production primaire de traverses en béton.

Dans le but d'utiliser le set de données ecoinvent existant, il est possible de modifier l'équation 6 en intégrant tout le cycle de vie de la voie de chemin de fer. Les étapes du cycle de vie similaires entre les traverses en composite et en béton s'annuleront. En effet, les effets indirects en aval du terme

ΔE_{α}^* peuvent contenir la production complète de la voie de chemin de fer dont les traverses sont en composite (Eq. 13).

$$E_{tot}^{Offre\ déchet\ PP} = E_{RRE} + E_{PP} - E_{b\acute{e}ton} \quad \text{Eq.13}$$

Avec :

E_{PP} : ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en composite et contenant 1 kg de PP recyclé (avec exclusion de l'entrant de PP recyclé déjà inclus dans E_{RRE}).

$E_{b\acute{e}ton}$: ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en béton et contenant 5,11 kg de béton.

Le développement de l'inventaire lié au scénario de référence est présenté sur la Figure 54. L'augmentation de l'offre en déchets de PP (i), si A est considéré comme étant égal à 0 (ii), implique l'augmentation de l'enfouissement ou de l'incinération du déchet (iii). Il est correct de considérer que A est nul puisque le producteur est celui qui décide du destin du déchet et le diagramme « causal-loop » modélise principalement les conséquences dans le cas où un produit est mis sur le marché. De plus, le traitement des déchets ne produit aucun produit avec une valeur de marché entrainant $A > 0$ (tel que de l'énergie). Donc le traitement du déchet fait partie du procédé de premier plan.

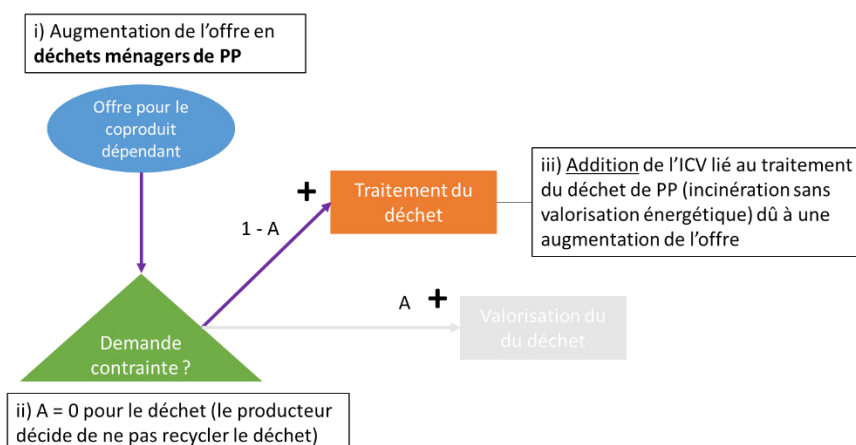


Figure 54 - Développement de l'ICV pour l' « offre d'1 kg de déchets ménagers de PP avec le diagramme causal-loop », dans le cas où le producteur décide de ne pas recycler le produit. Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net).

L'inventaire décrit par la Figure 54 se traduit également par l'équation 14 suivante :

$$E_{tot}^{Offre\ déchet\ PP} = E_d^{PP} \quad \text{Eq.14}$$

Avec :

E_d^{PP} : ICV dû au traitement des déchets du matériau produit (déchet de PP).

Approche 3 : Augmentation de l'offre et de la demande pour le PP recyclé

Concernant la décision commune des deux acteurs de produire et de consommer plus de PP recyclé, la construction de l'inventaire est présentée sur la Figure 55. Le diagramme « causal-loop » permet d'identifier indépendamment les conséquences de l'augmentation de la demande ou de l'offre et ne permet pas de refléter exactement les mécanismes existants lorsqu'il existe un accord entre deux parties. Cependant, la construction de l'inventaire final reste cohérente. Ainsi, l'offre et la demande pour

le PP recyclé augmentent chacune de leur côté (i). Les conséquences de l'augmentation de la demande pour le PP recyclé sont identifiées indépendamment grâce aux flèches orange. Le PP recyclé est un coproduit dépendant alors l'offre est contrainte (ii) mais la demande est non contrainte (iii). La demande entraîne donc une diminution de l'utilisation du PP recyclé dans l'application marginale (v). Si les flèches violettes sont suivies, les conséquences de l'augmentation de l'offre en PP recyclé (i) impliquent l'addition de l'inventaire lié à la valorisation du déchet de PP car la demande est non contrainte (iii). Si le PP recyclé est valorisé, son utilisation dans l'application marginale augmentera (v). Ce dernier effet s'annule avec l'effet issu de l'augmentation de l'offre. Dans les deux cas, la demande est non contrainte car il existe un accord entre les acteurs selon lequel le PP recyclé produit sera utilisé pour substituer le PP primaire. La demande pourrait néanmoins être contrainte au moment où il n'y aura plus de PP primaire à substituer. Mais dans ce cas, le PP ne sera plus non plus recyclé donc il n'y aura jamais de surplus.

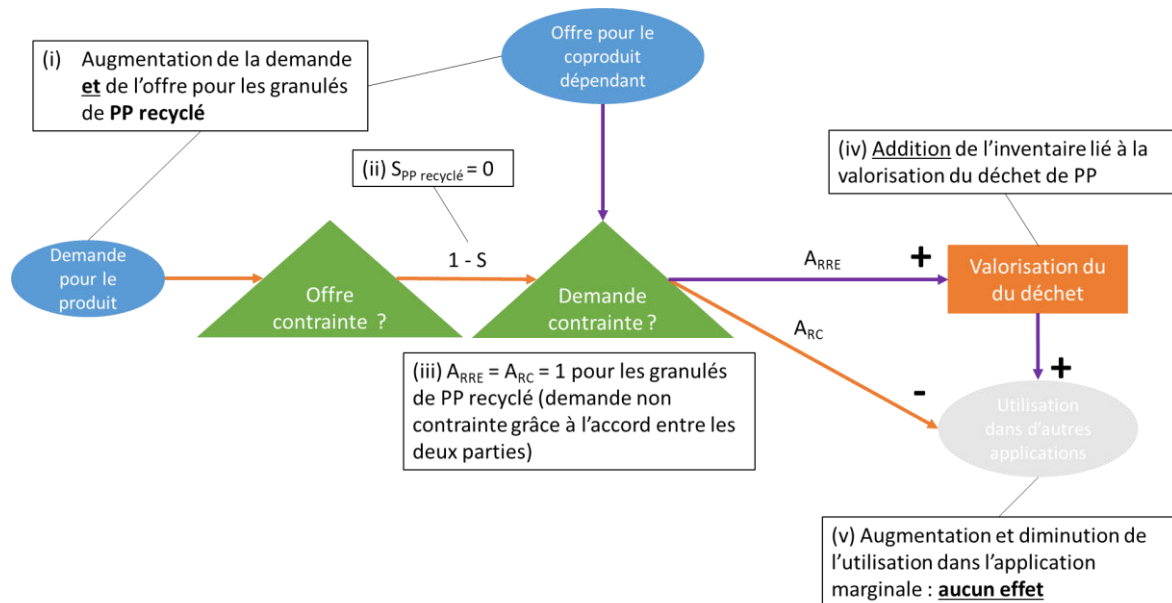


Figure 55 - Développement de l'ICV pour l' « offre et la demande pour 1 kg de PP recyclé » avec le diagramme « causal-loop ». Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net). Les flèches violettes sont suivies pour considérer les effets d'une augmentation de l'offre pour le PP recyclé et les flèches orange pour l'augmentation de la demande pour le produit.

Ainsi l'ICV de ce scénario d'analyse peut se traduire par l'équation 15 suivante :

$$E_{tot}^{O\&D \text{ PP recyclé}} = E_{RRE} \quad \text{Eq.15}$$

Avec :

E_{RRE} : ICV dû au procédé de recyclage de la production du matériau recyclé (incluant l'ICV des pertes de matériau lors du procédé de recyclage).

Le développement de l'ICV lié au scénario de référence est présenté sur la Figure 56. Le diagramme représente la potentielle situation sans la prise de décision commune des deux acteurs. Pour une des deux entreprises, l'augmentation de la demande pour le PP primaire augmente (i) et cela mène à l'addition de l'ICV lié à la production de PP primaire (iii) car l'offre est non contrainte (ii). Pour la deuxième entreprise, le choix est fait de ne pas recycler le déchet de PP (b) dont l'offre a augmenté (a). Cela entraîne l'addition de l'inventaire lié au traitement du déchet par incinération sans valorisation énergétique (c).

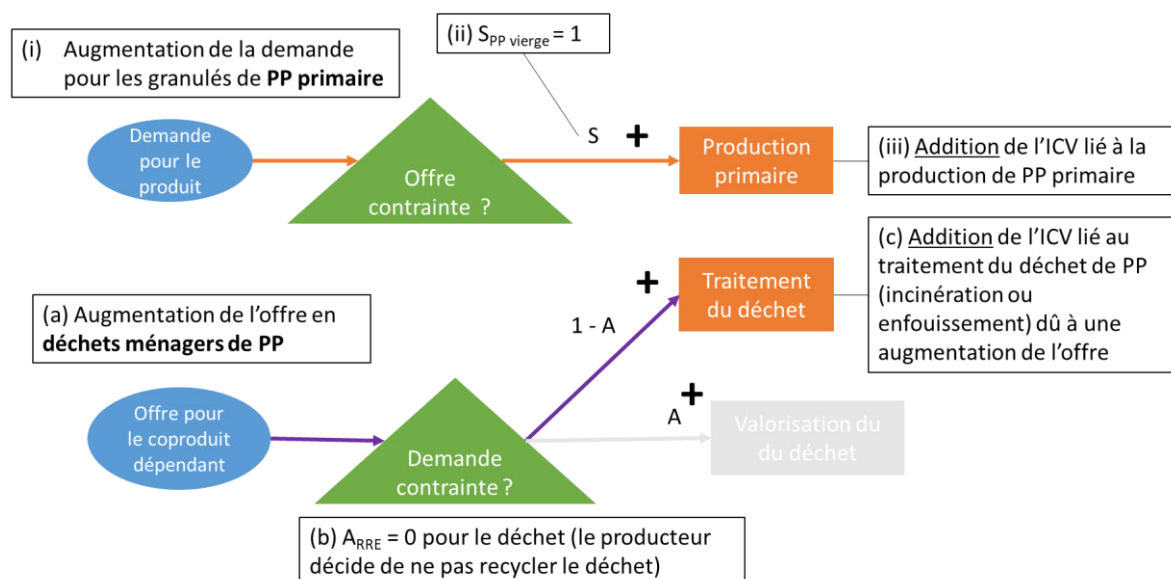


Figure 56 - Développement de l'ICV pour « la demande pour 1 kg de PP primaire » et « l'offre pour 1,17 kg de déchets de PP suivie d'un traitement des déchets » avec le diagramme « causal-loop ». Les cercles bleus se réfèrent à des actions économiques. Les triangles verts indiquent des facteurs économiques dépendants du contexte, suivis par une potentielle répartition des flux en deux directions. Les rectangles orange correspondent à des procédés modélisés dans l'ICV. L'ICV total est construit en ajoutant les ICV « additionnels » des procédés qui augmentent (représentés par un « plus » net) et en soustrayant les ICV « évités » des procédés qui diminuent (représentés par un « moins » net). Les flèches violettes sont suivies pour considérer les effets d'une augmentation de l'offre pour le déchet de PP et les flèches orange pour l'augmentation de la demande pour le PP primaire.

L'ICV de la Figure 56 peut se traduire par l'équation suivante (Eq.16).

$$E_{tot}^{O\&D\ ref} = E_v^{PP\ vierge} + E_d^{PP} \quad \text{Eq.16}$$

Avec :

$E_v^{PP\ vierge}$: ICV dû à la production de PP vierge (incluant les inefficacités de traitement).

E_d^{PP} : ICV dû au traitement des déchets du matériau produit (déchet de PP).

L'origine des données des inventaires identifiés dans cette partie sont précisées dans la partie suivante.

3.2.2.2.4. COLLECTE DES DONNEES DANS LA LITTERATURE ET DANS LES BASES DE DONNEES

Maintenant que les équations des différents inventaires ont été définies, les données nécessaires au calcul sont collectées. En effet, l'approche conséquentielle implique une collecte de données plus approfondie qu'en ACV attributionnelle car il est nécessaire de posséder l'inventaire du cycle de vie de l'application marginale, en plus de l'inventaire de production du matériau/produit à l'étude. Dans le cas présent, les inventaires nécessaires sont ceux du cycle de vie des traverses en béton (application marginale), du cycle de vie des traverses en composite (scénario d'analyse), du recyclage du polypropylène ainsi que de la production primaire et de l'incinération du polypropylène (scénarios de référence).

Traverses de chemin de fer

Afin de modéliser la substitution dans l'application des traverses de chemin de fer, il est nécessaire de posséder l'inventaire de production (cradle-to-gate) des traverses en béton, ainsi que l'ICV lié à la différence d'effets indirects en aval (gate-to-grave), concernant la maintenance et la fin de vie des deux types de traverses. Il faut également connaître l'ICV de la production primaire des matériaux auxiliaires

pour la fabrication des traverses en composite. Cela peut revenir à utiliser l'inventaire cradle-to-grave des traverses en béton ($E_{\text{béton}}$) et celui des traverses en composite (E_{PP}). Afin de connaître la quantité de traverses en béton nécessaire à la substitution, il faut calculer dans un premier temps la quantité de PP recyclé dans ce type de produit. Il existe une multitude de compositions différentes pour les traverses de chemin de fer en composite. Le type de traverse envisagé pour cette étude est celui utilisé par (Bolin & Smith, 2013) dans leur analyse de cycle de vie comparative. Les traverses composites étudiées sont composées de :

- 8 % de PEHD vierge,
- 7 % de renfort (approximé par des fibres de verre),
- 85 % d'un mélange de résines post-consommation.

Pour la suite de l'étude, il est considéré que le mélange de résines post-consommation est constitué uniquement de polypropylène recyclé.

Le facteur de qualité/correction $\frac{Q_{RRE}}{Q_v^*}$ indiquant la quantité de traverses en béton pouvant être substituées dans le cycle de vie actuel par les traverses en composites est calculé grâce aux résultats de plusieurs études concernant les propriétés et impacts environnementaux de ce type de traverses (Bolin and Smith, 2013 ; van Belkom, 2015). Pour ce calcul, le volume d'une traverse en béton est considéré égal au volume d'une traverse en composite. Pour 1 km de rails, il est estimé que 80 à 160 tonnes de plastique recyclé peuvent être utilisées dans la fabrication des traverses en composite (van Belkom, 2015). Les calculs suivants seront donc effectués en considérant que 120 tonnes de traverses en composites peuvent couvrir 1 km de rail. Sachant qu'avec un espacement de 49.5 cm, il faut 2000 traverses pour couvrir 1 km de voie, la traverse en composite a donc une masse estimée de 60 kg. Cette approximation permet donc de calculer la quantité (en kg) de traverses en béton pouvant substituer une quantité de traverse en composite contenant 1 kg de PP recyclé. La première approche comme la deuxième approche impliquent également la considération des effets indirects en aval liés à la maintenance et à la fin de vie des traverses en béton, mais aussi la considération de la production de matériaux auxiliaires nécessaires à la fabrication des traverses. Les différences de caractéristiques liées à l'utilisation de l'une ou l'autre des traverses sont présentées dans le Tableau 42.

Tableau 42 - Caractéristiques des traverses en béton ou en composites (Bolin and Smith, 2013 ; van Belkom, 2015)

Caractéristiques des traverses	Traverse en béton	Traverse en composite
Composition des traverses	Matrice en béton avec 8 câbles d'acier précontraints de 9,5 mm	8 % PEHD vierge 7 % fibres de verre 85 % résine plastique post-consommation
Matériaux auxiliaires	Attaches en acier. Leste additionnel de 23 cm.	-
Masse d'une traverse	318 kg	60 kg
Espacement entre les traverses	61 cm	49.5 cm
Durée de vie	40-50 ans	40-50 ans
Maintenance	Remplacement des attaches une fois dans toute la durée de vie de la traverse.	-
Fin de vie	Réutilisation (5 %) Broyage et réutilisation en tant qu'agrégat (25 %) Enfouissement (70 %)	Réutilisation dans les chemins de fer (5 %) Recyclage pour le marché des plastiques (20 %) Enfouissement (75 %)

Grâce aux informations du Tableau 42, il est possible dans un premier temps de calculer la quantité de matériaux auxiliaires devant être produite pour une utilisation du PP recyclé dans les traverses de chemin de fer. En effet, les deux types d'unité fonctionnelle concernent 1 kg de propylène recyclé, ce qui permet de calculer les masses correspondantes de fibres de verre et de PEHD vierge (Tableau 43). Ainsi, pour l'augmentation de l'offre (1 kg) en PP recyclé, puisque la fabrication de traverses en composite a été considérée comme l'application marginale, un des effets indirects en aval sera la production primaire de 0.082 kg de fibres de verre et de 0.094 kg de PEHD.

Tableau 43 - Calcul des quantités de matériaux auxiliaires correspondant à 1 kg de PP recyclé dans la traverse en composite (d'après (Bolin & Smith, 2013)).

	Pourcentage	Masse
PP recyclé	85 %	1 kg (Unité Fonctionnelle)
Fibres de verre	7 %	0.082 kg
PEHD vierge	8 %	0.094 kg
TOTAL	100 %	1.176 kg

Dans un second temps, grâce à l'espacement et à la masse des traverses, la quantité de traverse en béton substituable par 1.176 kg de traverse en composite est calculée. Ainsi, pour 1.176 kg de traverse en composite (1 kg de PP recyclé), 5.11 kg de traverse en béton est potentiellement remplacé.

La base de données ecoinvent contient les inventaires consécutifs de la production conventionnelle de rails de chemin de fer, c'est-à-dire avec des traverses en béton comme considérées dans l'étude de (Bolin & Smith, 2013). L'unité fonctionnelle de cet inventaire est donnée par m.année et comprend donc la maintenance des rails dans leur ensemble. La durée de vie de la voie ferrée est établie à 100 ans. Le ballast considéré est du gravier conventionnel et l'unité fonctionnelle se réfère à une voie à double sens. L'inventaire basé principalement sur (Rozycki, Koeser, & Schwarz, 2008) comprend donc :

- La construction de la voie ferrée (lit de ballast, sous-structures, caténaires, transport, énergie et consommation de carburant),
- La construction des tunnels et ponts,
- La maintenance de la voie ferrée (remplacement de matériaux, lubrifiants, herbicides),
- La fin de vie de l'infrastructure comprenant les composants environnementalement pertinents comme les graviers contaminés du lit de ballast et le sable-gravier contaminé des sous-structures, la fin de vie des rails et des traverses subit un cut-off car ceux-ci sont considérés comme complètement recyclés en boucle fermée.

Cet inventaire peut être utilisé dans notre étude comme l'inventaire cradle-to-grave d'une voie de chemin de fer en béton en étant rapporté à la quantité de béton calculée précédemment correspondant à 1 kg de PP recyclé (5.11 kg). Afin de rapporter les résultats à 1.1764 kg de traverse en composite (ou 5.11 kg de traverse en béton), le nombre de km couverts par cette quantité de traverses est évalué. Ainsi, d'après (Bolin & Smith, 2013), 1.1764 kg de traverse en composite (ou 5.11 kg de traverse en béton) couvre $9.8E-6$ km de voie ferrée. L'inventaire ecoinvent comprenant la maintenance des voies est donné par mètre.année et doit donc subir la modification suivante afin de correspondre à 1 kg de PP recyclé (cf. unité fonctionnelle) :

$$E_{\text{voie ferrée}} (UF^{-1}) = \frac{E_{\text{ecoinvent}} (m^{-1}.an^{-1}) * 9.8E-3 (m) * 30 (ans)}{2 (voies)} \quad \text{Eq.17}$$

La fin de vie des traverses en béton peut être ajoutée à l'inventaire selon le scénario de (Bolin & Smith, 2013), c'est-à-dire en considérant un enfouissement de 70 % des déchets de traverses. Les 30 % restants de traverses seront réutilisées dans d'autres applications et devraient donc impliquer une substitution selon le diagramme « causal-loop », néanmoins il est supposé pour cette étude que les conséquences de l'augmentation de l'offre en déchets de traverses composites sont négligeables par rapport à d'autres conséquences et elles subiront donc un cut-off. L'inventaire cradle-to-grave d'une voie de chemin de fer ayant comme seule différence **la composition des traverses** peut être adapté à partir de cet inventaire ecoinvent. La fin de vie des traverses en composite peut également être ajoutée (75 % des traverses sont enfouies et les 25 % restantes subissent un cut-off car elles sont réutilisées ou recyclées et les conséquences de ce recyclage sont supposées négligeables comparées à d'autres conséquences modélisées dans ce cas d'étude). L'enfouissement des traverses en composite est assimilé au set de données ecoinvent concernant l'enfouissement de déchets de polypropylène car celles-ci sont composées à 85 % de ce polymère. De la même façon, malgré la présence d'acier de renforcement dans les traverses en béton, leur enfouissement est assimilé au set de données du traitement du béton précisément car celles-ci sont composées majoritairement de ce matériau. Pour la maintenance des traverses en béton, le set de données ecoinvent ne fait pas la différence entre la maintenance des traverses et du reste de l'infrastructure. Pour cette raison, la maintenance des traverses en composite est considérée comme égale à la maintenance des traverses en béton. Enfin, pour ce qui est de l'inventaire de production de la voie ferrée avec traverses en composite, l'adaptation

implique la soustraction des quantités de matériaux nécessaires à la fabrication des traverses en béton et l'addition de la production des matériaux auxiliaires (fibres de verre et HDPE vierge) et du procédé de recyclage du PP (Franklin Associates, 2018). Le détail de l'inventaire utilisé pour cette étude est présenté dans le Tableau 44.

Procédé de recyclage du polypropylène

Pour établir l'inventaire du recyclage du polypropylène, les Eco-profils des matières premières de recyclage de PlasticsEurope n'ont pas été sélectionnés car ils sont présentés sous forme d'un inventaire désagrégé. Afin d'appliquer une ACV conséquentielle, il est intéressant pour ce cas d'étude de considérer les sets de données conséquentiels de la base de données ecoinvent. Pour cette raison, les données concernant le recyclage du PP sont tirées d'une étude soumise à The Association of Plastic Recyclers par Franklin Associates en 2018 (Franklin Associates, 2018) dans laquelle l'inventaire est présenté de manière détaillée. L'inventaire considéré concerne la production d'un kilogramme de résine recyclée et prend en compte un transport du matériau post-consommation sur 408 miles par camion et sur 154 miles par transport ferroviaire. Le flux de matériaux entrants est constitué d'un mélange équitable de bouteilles et rigides. En moyenne, moins d'1 % des déchets entrants n'étaient pas du PP et 15 % étaient des contaminants. Comme les données de ce rapport proviennent de procédés américains, les sets de données ecoinvent ont été sélectionnés, lorsque disponibles, pour « the Rest-of-the-World » ou RoW. Le résumé des inventaires nécessaires au calcul d'impacts est donné dans le Tableau 44.

Tableau 44 - Détail des inventaires utilisés pour le calcul d'impacts avec l'approche conséquentielle (FU = augmentation de la demande et/ou de l'offre pour 1 kg de PP recyclé)

Terme employé	Signification	Contenu de l'inventaire	Quantité	Set de données ecoinvent v3	Référence
$E_{\text{béton}}$	ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en béton (5.11 kg de traverses de chemin de fer en béton)	Production d'une voie ferrée dont les traverses sont en béton (voir contenu plus haut)	5.11 kg de traverse ou 9.8E-3 m/kg PP * 30 ans / 2 voies (m.an)	Railway track {RoW} construction Conseq, U	(Bolin & Smith, 2013) (Rozycki et al., 2008)
		Fin de vie de la traverse en béton	3.57 kg (70 % de 5.11 kg)	Waste concrete {GLO} market for Conseq, U	
E_{PP}	ICV « cradle-to-grave » des voies ferrées dont les traverses sont en composite (avec exclusion de l'entrant de PP recyclé).	Production d'une voie ferrée dont les traverses sont en composite.	1.17 kg de traverse ou 9.8E-3 (m/kg PP) * 30 ans / 2 voies (m.an)	Railway track {RoW} construction Conseq, U	(Bolin & Smith, 2013) (Rozycki et al., 2008)
		Production du béton des traverses	- 4.85 kg	Concrete, high exacting requirements {GLO} market for Conseq, U	(Rozycki et al., 2008)
		Production de l'acier renforcé des traverses	- 0.019 kg	Reinforcing steel {GLO} market for Conseq, U	
		Fin de vie de la traverse en composite	0.88 kg (75 % de 1.17 kg)	Waste polypropylene {CH} treatment of, sanitary landfill Conseq, U	(Bolin & Smith, 2013)
		Fibres de verre (matériau auxiliaire)	0.082 kg	Glass fibre {GLO} market for Conseq, U	(Bolin & Smith, 2013)
		PEHD vierge (matériau auxiliaire)	0.094 kg	Polyethylene, high density, granulate {GLO} market for Conseq, U	(Bolin & Smith, 2013)
E_{RRE}	Inventaire de la production d'1 kg de PP recyclé	<i>Intrants</i>			
		Hydroxyde de sodium, 50 %	6.9E-4 kg	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for Conseq, U	(Franklin Associates, 2018)
		Agents de lavage	0.0017 kg	Esterquat {GLO} market for Conseq, U	
		Agent antimousse	0.0015 kg	Silicone product {GLO} market for Conseq, U	

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

		Consommation d'eau	1.03 litres	Tap water, at user {RoW} market for Conseq, U	
		Electricité	0.53 kWh	Electricity, medium voltage {RoW} market for Conseq, U	
		Gaz naturel	0.025 m3	Natural gas, high pressure {RoW} market for Conseq, U	
		Diesel	8.1E-4 litres	Diesel {RoW} market for Conseq, U	
		LPG	6.2E-4 litres	Liquefied petroleum gas {RoW} market for Conseq, U	
		Transport de la résine en camions (diesel)	0.77 tonne-km	Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for Conseq, U	
		Transport de la résine en train	0.29 tonne-km	Transport, freight train {RoW} market for Conseq, U	
		<i>Sortants</i>			
		Contaminants entrants enlevés par le recycleur	0.17 kg	Municipal solid waste (waste treatment) {GLO} market for municipal solid waste Conseq, U	
		Déchets générés par le procédé de recyclage	0.025 kg	Waste plastic, mixture (waste treatment) {GLO} market for waste plastic, mixture Conseq, U	
		BOD (Biological Oxygen Demand)	5.5E-6 kg	-	
		COD (Chemical Oxygen Demand)	2.5E-4 kg	-	
		Suspended solids, unspecified	2.0E-4 kg	-	
E_d^{PP}	Inventaire du traitement par des déchets de PP sans valorisation énergétique	Incinération de déchets de PP	1.17 kg	Waste polypropylene (waste treatment) {GLO} market for waste polypropylene Conseq, U	-
$E_v^{PP\ vierge}$	Inventaire de la production de PP vierge	Granulés de PP vierges	1 kg	Polypropylene, granulate {GLO} market for Conseq, U	-

3.2.2.3. EVALUATION DES IMPACTS DU CYCLE DE VIE ET INTERPRETATION

Evaluation des « émissions évitées » et/ou « impacts évités » via l'approche conséquentielle

Comme pour la première étude de cas, les impacts du cycle de vie sont calculés avec la méthode CML-IA baseline V3.01 grâce au logiciel SimaPro 8.0.2. Les résultats sont présentés dans un premier temps pour l'augmentation de la demande en PP recyclé (approche 1) et dans un deuxième temps pour l'augmentation de l'offre en PP recyclé (approche 2) afin d'aborder la perspective du consommateur puis du producteur et enfin en considérant une décision commune des deux acteurs de consommer et de produire plus de PP recyclé (approche 3).

Approche 1 : augmentation de la demande en PP recyclé

Les résultats de l'analyse d'impacts causés par l'augmentation de la demande pour le PP recyclé sont présentés en pourcentages pour 6 catégories d'impacts sur la Figure 57. Pour toutes les catégories d'impacts excepté l'eutrophisation, la production primaire de traverses en béton semble être la conséquence ayant le plus d'impact. Les matériaux auxiliaires nécessaires à la fabrication de traverses en composite sont néanmoins une source non négligeable d'impacts évités (jusqu'à 23 % pour l'acidification). Les impacts liés à l'eutrophisation montrent que l'enfouissement des traverses en composites est une source très importante d'impacts évités. Cela signifie que la fin de vie des traverses en béton (enfouissement à 70 %) est potentiellement beaucoup moins impactante que la fin de vie des traverses en composite (enfouissement à 75 %) en termes d'eutrophisation. Il est conclu ainsi que l'augmentation de l'utilisation de traverses en béton est bénéfique pour l'eutrophisation des eaux car l'utilisation et la fin de vie de traverses en composite est évitée grâce à la demande augmentée du consommateur pour le PP recyclé pour une utilisation personnelle. Ces premières conclusions ne relèvent pas des « émissions évitées » mais permettent d'avoir une compréhension plus profonde de la construction du scénario d'analyse.

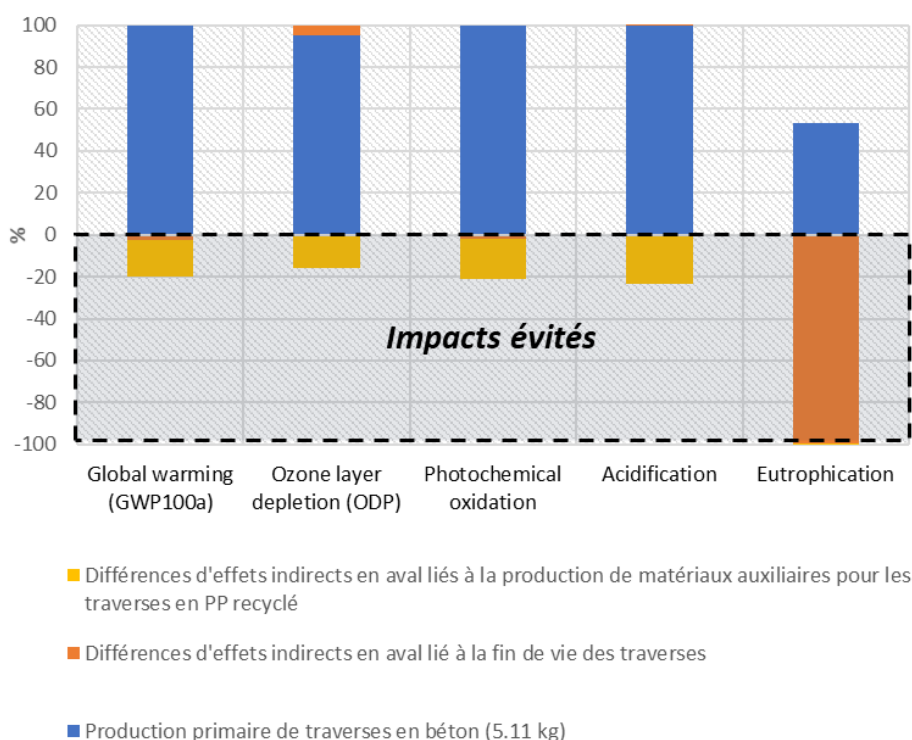


Figure 57 - Impacts environnementaux liés à l'augmentation de la demande pour 1 kg de granulés de PP recyclé, CML-IA.

Les émissions évitées sont ainsi calculées pour 3 catégories d'impacts sur la Figure 58. On voit que l'augmentation de la demande pour le PP recyclé mène à l'augmentation de la production de béton dans

les traverses de chemin de fer. Comme énoncé précédemment, la production de matériaux auxiliaires est une source importante d'impacts évités. Pour toutes les catégories, les impacts liés à l'augmentation de la demande pour le PP recyclé sont moins élevés que l'augmentation de la demande pour le PP vierge. Les impacts sont en effet jusqu'à bénéfiques en termes d'eutrophisation et la décision du consommateur permet un évitement de 0.0025 kg PO₄³⁻ eq. En ce qui concerne le réchauffement global et l'acidification, le choix de l'utilisateur de consommer du PP recyclé plutôt que du PP vierge permet un évitement d'émissions correspondant à 0.52 kg de CO₂ eq et 0.0013 kg SO₂ eq respectivement. Ce scénario montre que le consommateur peut affirmer qu'utiliser du PP recyclé pour sa consommation est meilleur pour l'environnement que l'utilisation actuelle dans les traverses de chemin de fer. En augmentant sa demande en PP recyclé, le consommateur peut ainsi justifier un « upcycling » du PP recyclé dans son application. Si l'on se concentre sur les « émissions évitées » de CO₂ en particulier, le consommateur de PP recyclé peut s'attribuer une économie de 25 % des émissions par rapport à la décision qu'il aurait pu faire de choisir de consommer du PP primaire dans son application.

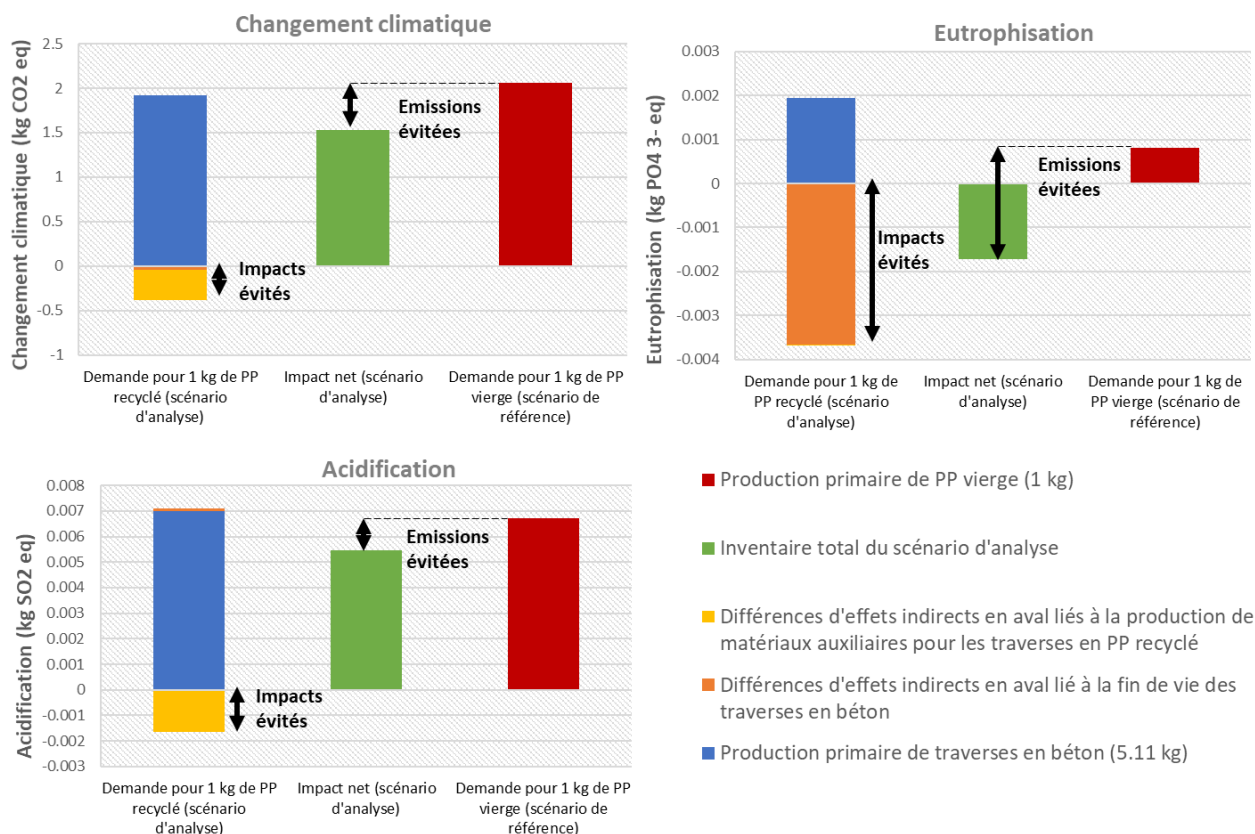


Figure 58 – Impacts environnementaux liés à l'augmentation de la demande en granulés de PP recyclé (1 kg) (scénario d'analyse : colonne de gauche, puis colonne du milieu lorsque les impacts nets sont calculés) comparés aux impacts liés à l'augmentation de la demande pour les granulés de PP vierge (1 kg) (scénario de référence : colonne de droite), CML-IA.

Approche 2 : augmentation de l'offre en PP recyclé

Les résultats de l'analyse d'impacts avec la deuxième unité fonctionnelle (l'augmentation de l'offre en PP) sont présentés sur la Figure 59 pour 6 catégories d'impacts. Comme les effets modélisés sont inversés par rapport à l'augmentation de la demande, on remarque que la source la plus importante d'impacts évités, et la seule, est la production primaire de traverses en béton. Celle-ci permet d'obtenir des bénéfices environnementaux (impacts négatifs) dans la plupart des catégories d'impacts et notamment concernant le réchauffement climatique. Comme pour le scénario précédent, l'eutrophisation est largement impactée par le traitement par enfouissement des traverses en composites.

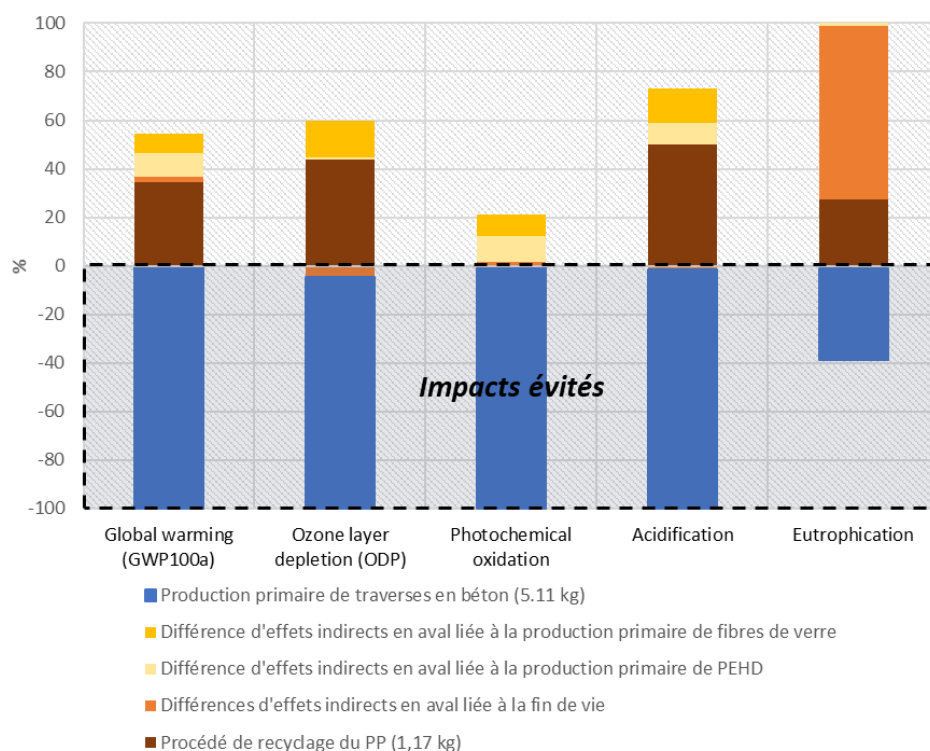


Figure 59 - Impacts environnementaux liés à l'augmentation de 1 kg de l'offre en granulés de PP recyclé, CML-IA.

Les émissions évitées sont calculées pour 3 catégories d'impacts sur la Figure 60. Si l'offre en PP recyclé augmente ($A = 1$), cela mène à un bénéfice environnemental en termes de changement climatique et d'acidification. A l'inverse, les émissions liées à l'eutrophisation sont presque multipliées par quatre comparé à l'augmentation de l'offre en déchets de PP menant à une incinération de la part du producteur. Concernant l'origine des impacts du cycle de vie, la production de béton est un facteur important d'impacts évités pour le changement climatique et l'acidification. Pour l'eutrophisation, presque la totalité des impacts est due à la fin de vie des traverses en composite dont l'incinération semble très dangereuse pour cette catégorie. Comme pour l'augmentation de la demande, l'augmentation de l'offre ne mène pas à des résultats catégoriques quant aux bénéfices potentiels du recyclage du PP. En effet, les bénéfices sont évidents si l'on regarde le réchauffement climatique et l'acidification mais les résultats sont à l'opposé si l'on se centre sur l'eutrophisation, catégorie pour laquelle les émissions sont augmentées. La plupart des guides sur le calcul des émissions évitées conseillent de discuter également des émissions augmentées lorsque que les émissions évitées sont communiquées. En ce qui concerne des émissions de gaz à effet de serre évitées, le producteur (le recycleur) peut s'attribuer des émissions évitées de 3.88 kg CO₂ eq par rapport à la décision d'incinérer les déchets de PP. Grâce aux impacts évités liés à la production des traverses en béton qui n'aura pas lieu, le recycleur peut même affirmer que la décision de recycler le PP est bénéfique pour l'environnement (émissions de GES négatives). Ces émissions évitées sont entièrement attribuables au recycleur de PP car elles ont été calculées pour une unité fonctionnelle issue de la décision de celui-ci de recycler ou non le plastique. Cependant, lors de la communication de ces émissions de GES évitées, il est très important que le recycleur n'omette pas de communiquer également les émissions augmentées possible (comme par exemple de 0.0026 kg PO₄³⁻ eq concernant l'eutrophisation) afin d'être le plus transparent possible. En ce qui concerne la contribution des émissions évitées/augmentées aux acteurs de la chaîne de valeur, l'ACV conséquentielle attribue les émissions évitées à l'un ou l'autre des acteurs de la chaîne de valeur suivant leur « intention » ayant entraîné une décision. De cette façon, l'allocation n'est pas nécessaire et chaque acteur peut modéliser les impacts de sa propre décision ayant une influence sur le marché pour ainsi communiquer ses potentielles émissions évitées sans risque de double comptage.

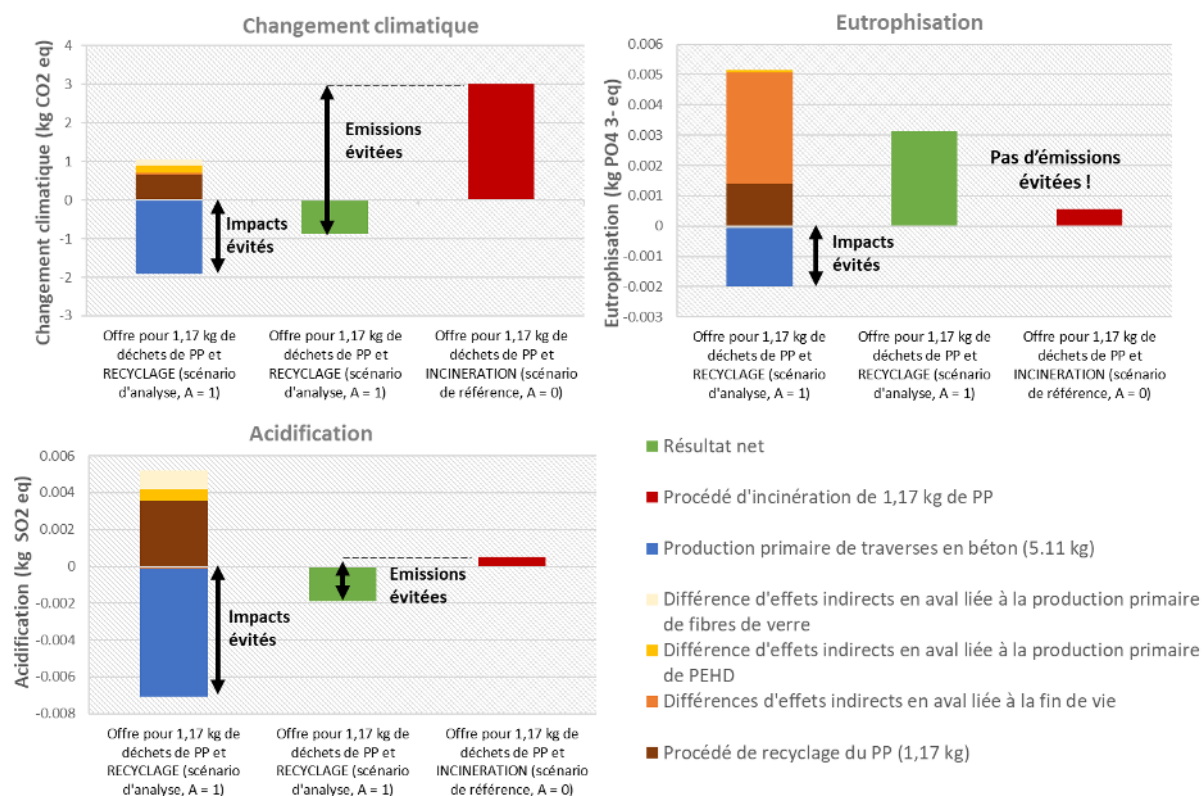


Figure 60 – Impacts environnementaux liés à l'augmentation de l'offre pour les déchets ménagers de PP (1,17 kg) (scénario d'analyse : colonne de gauche, puis colonne du milieu lorsque les impacts nets sont calculés) menant à un recyclage (A = 1) ou à une incinération (A = 0) (scénario de référence : colonne de droite), CML-IA.

Approche 3 : augmentation de l'offre et de la demande en PP recyclé

Les impacts d'un recyclage additionnel de PP dans le but de déplacer la production primaire de ce polymère sont présentés pour 3 catégories sur la Figure 61. Comme pour le scénario précédent, des émissions évitées ont lieu concernant le changement climatique et l'acidification. En effet, le procédé de recyclage permet d'éviter 4.41 kg de gaz à effet de serre contribuant au changement climatique et 0.0037 kg SO₂ eq contribuant à l'acidification. A l'inverse, les émissions sont augmentées sensiblement en ce qui concerne l'eutrophisation (7.91E-5 kg PO₄³⁻ eq).

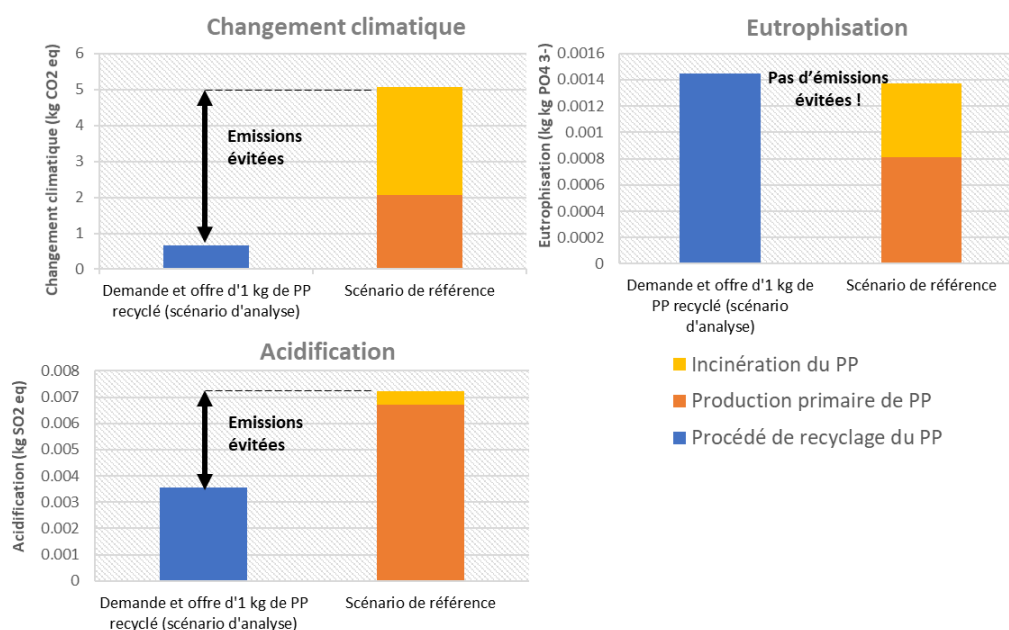


Figure 61 - Impacts environnementaux liés à l'augmentation de l'offre et de la demande pour les granulés de PP recyclé, comparé à la production primaire et à l'incinération de PP, CML-IA.

Evaluation de la qualité des données et des résultats

Comme pour l'analyse attributionnelle, aucun cut-off de flux de matériaux ou d'énergie de premier plan n'a été réalisé. Dans les sets de données ecoinvent utilisés, les déchets recyclés subissent généralement un cut-off. Les émissions et l'énergie liées à la production des biens d'équipement, des installations et des infrastructures de recyclage deviennent généralement négligeables lorsqu'une moyenne est faite sur la totalité des produits fournis pendant la vie utile. Pour cette raison, l'énergie et les déchets associés à la construction de bâtiments, routes, tuyauterie, véhicules motorisés, machines industrielles, et autres ne sont pas inclus dans l'étude. De même, l'énergie et les déchets associés à la recherche et au développement, aux ventes, et au personnel administratif et autres activités n'ont pas été inclus dans l'étude car les exigences et émissions correspondantes sont considérées comme faibles pour le support des activités de personnel.

L'ancienneté des sets de données ecoinvent peut également être un problème concernant la fiabilité des résultats. En effet, les données ecoinvent du procédé de fabrication primaire datent de 2007 et peuvent donc être la source d'incertitudes, tout comme les données du procédé d'incinération datant de 2000. Des avancées technologiques ont eu lieu depuis ces périodes et une recherche plus poussée des technologies actuelles permettrait de pouvoir compter sur des résultats plus robustes. A l'inverse, les données de l'inventaire du procédé de recyclage sont récentes et donc fiables bien que représentatives d'un procédé américain.

L'AICV issu de la méthode CML-IA baseline V3.01 est effectué grâce des facteurs de caractérisation correspondant à plus de 1700 flux élémentaires différents. Ces facteurs sont mis à jour lorsque de nouvelles connaissances sur les niveaux de substances sont disponibles.

Tous les choix liés aux objectifs de cette étude de cas (choix des scénarios et des décisions prises par les acteurs) ont été effectués dans le but de représenter les décisions les plus probables que pourraient avoir à faire des producteurs ou consommateurs de PP recyclé et ne se veulent pas représentatives des seules possibilités de décisions concernant le cycle de vie du PP recyclé.

Sensibilité des résultats au type de décision prise par les acteurs

Une étude de sensibilité concernant la technologie marginale servirait à consolider les résultats sachant que les impacts évités liés à cette technologie sont assez importants pour l'approche 1 et pour l'approche 2. Comme les effets de substitution s'annulent pour l'approche 3 (décision conjointe entre deux acteurs), les résultats semblent plus robustes puisqu'ils ne dépendent plus de l'identification de la technologie marginale. Comme avec l'approche attributionnelle, d'autres études de sensibilité

pourraient venir compléter les conclusions de l'étude. Les objectifs et la portée initiale de l'étude ont néanmoins mené à une comparaison liée à l'implication des acteurs dans l'implémentation des décisions d'utilisation ou de production additionnelle de PP recyclé.

Tous les paramètres sensibles n'ont pas été testés grâce à des analyses de sensibilité. A la place, l'étude s'est centrée sur la sensibilité des choix méthodologiques pouvant entraîner de grandes différences dans le calcul des impacts évités.

Conclusions, limitations et recommandations

Les résultats de l'analyse du procédé de recyclage en conséquentiel ont montré que l'augmentation de la demande et/ou de l'offre en PP recyclé ne menait pas toujours à des émissions évitées et pouvait entraîner des émissions augmentées pour certaines catégories d'impacts. L'étude des causes d'une décision conjointe entre le producteur et le consommateur de PP recyclé a montré des effets bénéfiques sur l'environnement plus importants qu'une décision individuelle de chaque acteur.

L'étude de sensibilité sur le rôle des acteurs montre la différence d'émissions calculées suivant le point de vue pris par l'évaluateur. En effet, le type de décision pouvant être pris par le producteur ou le consommateur diffère dans la méthodologie employée (cf. causal loop diagram) mais aussi dans les résultats (émissions évitées plus importantes si la décision vient du producteur que du consommateur). Une décision conjointe implique des émissions évitées ou augmentées forcément plus grandes que si la décision avait été individuelle.

Les émissions évitées calculées avec cette approche représentent le fait que des impacts environnementaux globaux peuvent être évités par l'augmentation de la demande en PP recyclé, par l'augmentation de l'offre ou par une combinaison de celles-ci. Les résultats de cette étude impliquent donc que ces procédés alternatifs sont réellement substitués, comme énoncé dans l'établissement du scénario de référence. Par conséquent, la formulation « émissions évitées » est particulièrement adaptée. Cependant les résultats sont hautement dépendants de la procédure d'identification de l'utilisateur et de la technologie marginale (dans le cas présent les traverses de chemin de fer en composite). Les hypothèses faites concernant la technologie marginale (quantité de PP recyclé et de matériaux auxiliaires dans la traverse en composite, durée de vie, maintenance... etc.) ont été déterminées afin de minimiser l'impact sur les résultats finaux mais peuvent être source d'incertitude concernant leur interprétation.

3.2.3. COMPARAISON ENTRE L'APPROCHE ATTRIBUTIONNELLE ET CONSEQUENTIELLE

Des émissions évitées/augmentées ont été calculées pour l'approche attributionnelle et pour les trois approches conséquentielles et présentent des résultats différents. La question se pose donc de l'interprétation et de l'exploitation de ces résultats par une entreprise. Contrairement aux approches conséquentielle 1 et 2, pour l'approche conséquentielle 3 ainsi que pour l'approche attributionnelle, la question de la contribution des acteurs de la chaîne de valeur entre en jeu. Une comparaison des émissions évitées et des contributions entre les différentes approches est présentée pour les GES et d'autres catégories d'impact dans le Tableau 45. Il est possible de remarquer que pour l'eutrophisation des eaux, l'augmentation de la demande entraîne des émissions évitées alors que l'augmentation de l'offre entraîne presque la même quantité d'émissions augmentées. Une décision conjointe entre les deux parties entraîne quant à elle des émissions évitées très faibles. A l'inverse, pour l'appauvrissement de la couche d'ozone, c'est l'augmentation de l'offre qui entraîne des émissions évitées alors que l'augmentation de la demande entraîne des émissions augmentées. Pour les autres catégories d'impacts (acidification, réchauffement global et oxydation photochimique), les émissions évitées issues d'une décision conjointe sont toujours plus importantes que celles issues de décisions individuelles.

Tableau 45 - Récapitulatif des émissions évitées calculées pour l'approche attributionnelle et pour les trois approches conséquentielles, CML-IA.

Emissions évitées (-) ou augmentées (+)	Unité	ACV attributionnelle	ACV conséquentielle		
			Approche 1	Approche 2	Approche 3
Changement climatique	kg CO ₂ eq	- 4.4	- 0.52	- 3.88	- 4.41

Acidification	kg SO ₂ eq	- 4.04E-3	- 1.27E-3	- 2.4E-3	- 3.66E-3
Eutrophisation	kg PO ₄ ⁻⁻⁻ eq	- 1.55E-4	- 0.00253	0.00257	- 7.91E-5
Appauvrissement de la couche d'ozone	kg CFC-11 eq	2.18E-8	3.90E-8	- 2.63E-8	1.36E-8
Oxydation photochimique	kg C ₂ H ₄ eq	- 3.24E-4	- 1.21E-5	- 4.52E-4	- 3.20E-4
Contribution des acteurs		Les bénéfices doivent être partagés entre tous les acteurs de la chaîne de valeur	Le consommateur peut s'attribuer 100 % des émissions évitées	Le producteur peut s'attribuer 100 % des émissions évitées	Les bénéfices doivent être partagés entre le producteur et le consommateur

Communication :

Selon EpE, les émissions évitées calculées avec l'approche attributionnelle appartiennent à l'ensemble de la chaîne de valeur mais une entreprise peut décider de sa contribution en expliquant clairement son rôle, la règle d'attribution choisie et sa pertinence. Cependant, ces recommandations n'empêchent pas le double comptage des émissions car les entreprises restent assez libres d'utiliser la méthode de calcul de leur contribution qu'ils souhaitent. EpE conseille aux entreprises souhaitant effectuer des agrégations de communiquer de manière transparente leur périmètre ainsi que la méthode de consolidation. Néanmoins, cela ajoute une incertitude de plus sur la fiabilité des résultats qui sont déjà fragilisés si l'entreprise a souhaité s'attribuer une partie des émissions évitées de la chaîne de valeur selon ses propres critères. L'approche attributionnelle a cependant l'avantage de pouvoir être basée sur une période d'évitement plus longue que l'approche conséquentielle. En effet, tant que les technologies du scénario de référence sont cohérentes avec les objectifs de l'étude et crédibles, les résultats de l'analyse sont théoriquement exploitables. Les points sensibles concernant la période d'évitement résident en l'évolution des réglementations, des normes ou des comportements. Pour cette raison, EpE conseillent d'intégrer les futures réglementations et normes dont la date d'entrée en vigueur est connue à l'analyse de cycle de vie.

A l'inverse, les résultats de l'étude suivant une approche conséquentielle ont l'avantage de prendre en compte les effets globaux de la mise sur le marché ou de la demande pour un produit. Les entreprises peuvent donc décider d'agréger leurs émissions évitées calculées avec une approche conséquentielle. L'approche conséquentielle (notamment l'approche 1 et 2) n'implique donc pas de questionnement sur la contribution des entreprises aux émissions évitées puisque chaque entreprise va pouvoir calculer les émissions évitées issues de ses propres décisions et également les agréger à des fins communicatives. Pour l'approche conséquentielle 3, il est nécessaire de répartir les émissions entre les parties ayant participé à la décision car la décision est conjointe. En effet, sans la collaboration de l'un ou l'autre des deux preneurs de décision, les émissions évitées auraient été différentes (cf. résultats des approches 1 et 2). On remarque dans le Tableau 45 que si les acteurs font indépendamment la décision de consommer ou de produire plus de PP recyclé, leurs émissions de GES évitées seront inférieures aux potentielles émissions évitées liées à une décision commune des deux parties. En contrepartie, si la décision est commune, les deux parties risquent potentiellement de pouvoir s'attribuer une quantité inférieure d'émissions évitées à l'issue du calcul de contribution. Dans l'exemple du recyclage du PP, la décision individuelle du producteur permet déjà l'évitement de 3.88 kg CO₂ eq, ce qui est assez proche de la quantité totale pouvant être atteinte avec un accord avec le client, c'est-à-dire 4.41 kg CO₂ eq. Même si au niveau global, l'objectif devrait être d'avoir un évitement d'émissions le plus haut possible, c'est-à-dire d'opter pour l'approche 3 (dans la mesure où uniquement les émissions de GES sont considérées), une entreprise productrice de PP recyclé pourrait être tentée de préférer prendre la décision individuelle de produire plus afin de s'attribuer 100 % des émissions évitées plutôt que de devoir partager les émissions évitées avec le consommateur (approche 3).

Pour l'exploitation des résultats de l'approche 3, la question résultante est la suivante : *En quelles proportions le consommateur et le producteur peuvent justifier ces émissions évitées sans risquer un double comptage ?* Il est possible de remarquer notamment dans le Tableau 45 que la somme des émissions évitées/augmentées par des décisions individuelles des deux acteurs est égale à la quantité d'émissions évitées/augmentées par une décision conjointe entre les deux acteurs (lorsque cela n'est pas le cas, la différence est due à des problèmes d'arrondis dans les calculs). Par conséquent, il est possible de calculer la contribution d'une décision conjointe simplement en attribuant à chaque acteur

la quantité d'émissions évitées qui auraient découlé d'une décision individuelle. Ainsi, toute modélisation d'une décision conjointe entre deux parties devrait être accompagnée d'une modélisation de la décision si elle avait été individuelle, afin de calculer la contribution de chaque acteur.

L'application de l'approche attributionnelle a montré que le choix du scénario de référence était assez libre et dépendait de l'application envisagée du matériau. En effet, l'étude de cas concernait un matériau recyclé dont l'alternative était assez évidente (même si, selon l'application, le matériau de référence aurait pu être différent) mais si une entreprise souhaite effectuer un calcul d'émissions évitées sur un produit plus complexe, une multitude de solutions de référence « pertinentes » peut se présenter à l'expert.

Finalement, l'inconvénient de l'approche conséquentielle réside dans la prospective appliquée. En effet, en conséquentiel, les émissions évitées sont calculées à un instant T et dépendent fortement de l'application marginale au moment où l'étude est faite. Finalement, les données de marché sont des données ponctuelles ne pouvant pas être projetées à long terme avec une grande certitude. Pour cette raison, la période de validité des émissions évitées est un paramètre important à communiquer lorsque l'approche conséquentielle a été préférée.

En conclusion, comme énoncé dans l'état de l'art, **la communication des émissions évitées en ACV attributionnelle peut informer sur la diminution des impacts environnementaux attribués à la chaîne de valeur (au cycle de vie) d'un produit**. Cependant, le fait que le procédé de recyclage connecte deux cycles de vie (celui du fournisseur du déchet de PP et celui de l'utilisateur de PP recyclé) rend difficile l'estimation de la réduction d'impacts pouvant être attribuée à chacun des cycles de vie. Il n'y a pas d'approche recommandée pour distribuer les émissions évitées entre les acteurs de la chaîne de valeur. Par conséquent, les résultats de l'ACV attributionnelle pourraient seulement être interprétés comme les bénéfices des deux cycles de vie combinés.

A l'inverse, une ACV conséquentielle évalue les impacts environnementaux causés, directement ou indirectement, par une décision. Par conséquent, **la communication des émissions évitées en ACV conséquentielle peut informer sur la diminution des impacts environnementaux globaux**. En formulant la décision de la perspective d'un acteur unique de la chaîne de valeur, les émissions évitées globales dues à un acteur unique de la chaîne de valeur peuvent être calculées. L'ACV conséquentielle peut également évaluer les émissions évitées d'une décision conjointe entre deux acteurs de la chaîne de valeur. Cette approche contourne le besoin de modéliser les interactions avec le marché, puisqu'un matériau est directement négocié entre deux acteurs. Finalement, les résultats représentent les bénéfices de la décision conjointe. Par conséquent, une telle analyse ne fournit pas d'information sur la contribution relative de chaque partenaire.

3.3. Analyse conceptuelle du Type 1 et 2

Après l'évaluation des méthodes pour calculer les « impacts évités » et les « émissions évitées » et leur application dans les études de cas, il devient clair que les deux notions montrent quelques recouvrements entre les concepts et les approches d'analyse.

Il a été conclu dans un premier temps que le calcul des « impacts évités » permettait l'évaluation environnementale d'un système de produit produisant ou utilisant des coproduits ou des produits recyclés. L'évaluation est possible en appliquant l'extension du système (c.-à-d. l'addition des fonctions à l'unité fonctionnelle), ou en modélisant une substitution (c.-à-d. en modélisant les produits ou procédés évités grâce à la coproduction ou au recyclage).

Dans un second temps, il a été démontré que les « émissions évitées » étaient des bénéfices environnementaux générés par la mise à disposition de solutions par les entreprises contribuant à diminuer les impacts environnementaux par d'autres acteurs de la chaîne de valeur ou dans d'autres systèmes de produit.

Ci-dessous sont discutées les différences et similitudes entre « impacts évités » et « émissions évitées » d'un point de vue attributionnel et conséquentiel.

3.3.1. APPROCHE ATTRIBUTIONNELLE

Dans la première étude de cas, il a été illustré que l'extension du système comprenait l'inclusion des fonctions additionnelles liées à la coproduction ou au recyclage à l'unité fonctionnelle. L'état de l'art a également montré que beaucoup de spécialistes de l'ACV modélisaient l'extension du système (l'addition des fonctions) par une « réduction du système » (en soustrayant les fonctions), puisque ces actions sont souvent définies comme mathématiquement équivalentes. Cette équivalence mathématique présentée dans la première étude de cas est expliquée dans la section suivante.

Dans l'exemple suivant, la différence et le chevauchement entre le calcul des émissions évitées via l'extension du système et le calcul des émissions évitées via la soustraction des « impacts évités » sont analysées pour un système fictif. Dans l'exemple, le Produit A est comparé avec le Produit C, fournissant la même fonction. Cependant, le Produit A est le coproduit d'un système multifonctionnel ; il est coproduit avec le Produit B. Par conséquent, avant que le Produit A et le Produit C deviennent comparables, nous pouvons appliquer l'extension du système en intégrant la fonction du Produit B à l'unité fonctionnelle, comme démontré sur la Figure 62. Nous ajoutons une route de production monofonctionnelle du Produit B au système de produit du Produit C, pour rendre les deux systèmes comparables. La Figure 63 montre la comparaison entre les deux systèmes de produit, et démontre que le système qui fournit le Produit A est responsable de 20 kg CO₂-eq par kg de Produit A. Le système de produit fournissant le Produit C est responsable de 25 kg CO₂-eq par kg de Produit C. De ce fait, l'utilisation du Produit A mène à des émissions évitées de 5 kg CO₂-eq par kg.

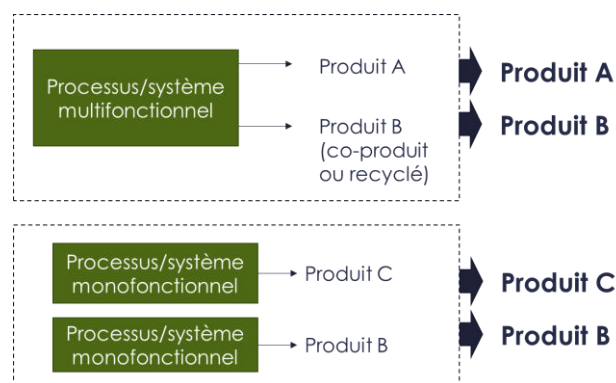


Figure 62 Application de l'extension du système par l'addition des fonctions à l'unité fonctionnelle, dans le but de comparer le Produit A avec le Produit C, fournissant la même fonction

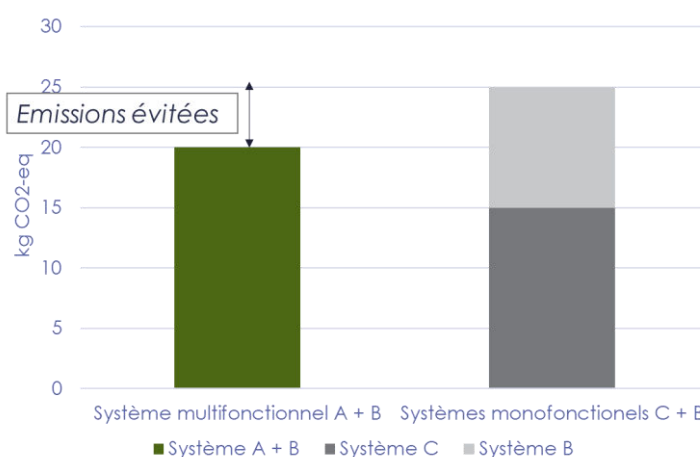


Figure 63 Calcul des émissions évitées du système de produit étendu

Maintenant, la même comparaison entre le Produit A et le Produit C est effectuée, à part qu'à la place d'ajouter les fonctions à l'unité fonctionnelle, le Produit B est soustrait à l'unité fonctionnelle, ce qui est la forme d'extension du système recommandée dans beaucoup de guides, tels que la norme EN

15804 via le Module D (voir la section 2.1.2). La Figure 64 montre que le système monofonctionnel fournissant le Produit B est soustrait au système de produit du Produit A, ce qui rend le produit A comparable au Produit C. La Figure 65 présente les résultats de cette comparaison. Il est montré que le système soustrait au Produit B est modélisé en tant qu'« impacts évités ». Le résultat net de la production du Produit A implique 10 kg CO₂-eq par kg de Produit A. Le Produit C est responsable de 15 kg CO₂-eq par kg de Produit C. Par conséquent, il peut être conclu encore une fois que les émissions évitées dues à l'utilisation du Produit A à la place du Produit C représentent 5 kg CO₂-eq par kg de Produit A.

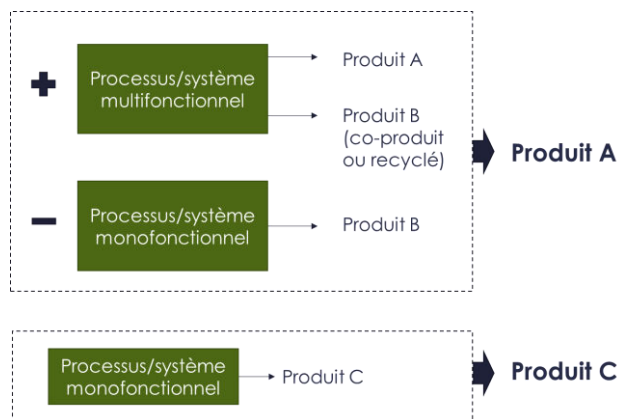


Figure 64 Application de l'extension du système par la soustraction des fonctions, dans le but de comparer le Produit A avec le Produit C, fournissant la même fonction

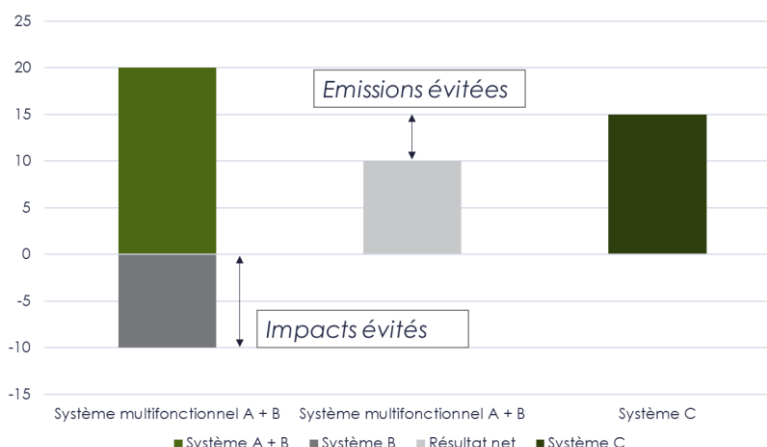


Figure 65 Calcul des émissions évitées du système de produit réduit, après la soustraction des « impacts évités » liés à la production monofonctionnelle du Produit B

A partir de cet exemple, il est possible de conclure que l'extension du système avec l'addition de fonctions à l'unité fonctionnelle est mathématiquement équivalente à l'extension du système avec la soustraction de fonctions. Cependant, **cela ne concerne que le calcul des émissions évitées**. Les résultats absolus calculés pour le Produit A ne sont pas les mêmes (20 vs 15 kg CO₂-eq par kg de Produit A). De plus, les bénéfices relatifs du Produit A comparé au Produit C ne sont pas les mêmes. A partir de la Figure 63, il est possible de conclure que le système fournissant le Produit A est seulement responsable de 80 % des impacts attribués au système fournissant le Produit C. Cependant, à partir de la Figure 65, les impacts du produit A ne représentent que 67 % des impacts du Produit C. Par conséquent, l'extension du système et la « réduction du système » sont seulement mathématiquement équivalentes dans le calcul des émissions évitées, mais pas dans le calcul des impacts absolus ou relatifs. Pour conclure, **les « impacts évités » peuvent être calculés en ACV attributionnelle dans le but d'évaluer les « émissions évitées » d'un produit de système multifonctionnel.**

3.3.2. APPROCHE CONSEQUENTIELLE

En ACV conséquentielle, il n'y a pas de différence importante entre les impacts évités et les émissions évitées :

- Les impacts évités sont les bénéfices environnementaux causés par les effets de substitution dus à la coproduction et au recyclage ;
- Les émissions évitées sont les bénéfices environnementaux nets causés par une décision.

La décision modélisée en ACV conséquentielle pourrait être reformulée comme « l'augmentation du recyclage de déchets plastiques ». Une conséquence de cette décision pourrait être le traitement des déchets évité ou le besoin évité de plastique primaire, qui sont tous deux des effets de substitution modélisés pour des systèmes de produit multifonctionnels et pouvant être considérés comme des « impacts évités ». Cependant, la décision modélisée n'a pas besoin de concerner le recyclage ou la coproduction ; elle inclue n'importe quelle augmentation ou diminution des impacts environnementaux due à des effets de substitution induits par la décision. Il a été discuté dans la Partie 2 de l'état de l'art que ces effets sont modélisés de la même manière que la substitution due au recyclage ou à la coproduction. De ce fait, il peut être conclu que **les « impacts évités » sont modélisés en tant que les effets de substitution dus à la coproduction et au recyclage, alors que les « émissions évitées » modélisent tous les effets de substitution causés par une décision, incluant les « impacts évités ».**

4. Etape 3 : Recommandations

4.1. Exigences des normes en vigueur

4.1.1. EXIGENCES POUR LE REPORTING DE RESULTATS AVEC UTILISATION ENVISAGEE DANS DES DECLARATIONS COMPARATIVES

La norme ISO 14044 (ISO, 2006b) fournit des exigences pour le reporting de résultats d'ACV lorsqu'ils sont communiqués à une tierce partie. Si les résultats sont destinés à être utilisés dans des études comparatives, des exigences additionnelles doivent être remplies. Une de ces exigences additionnelles est la conduite d'une revue critique par un panel de revue indépendant. La norme ISO 14071 (ISO, 2014) formule des informations supplémentaires sur l'organisation et l'exécution de ce genre de revue critique.

- Noir = exigences générales pour le reporting des résultats de l'ACV comme défini dans la norme 14044 (ISO, 2006b)
- Orange = exigences additionnelles pour des résultats destinés à être utilisés dans des déclarations comparatives, comme défini dans la norme ISO 14044 (ISO, 2006b)
- Vert = exigences additionnelles pour des revues critiques comme définies dans la norme ISO 14071 (ISO, 2014)

IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET EMISSIONS ENVIRONNEMENTALES EVITES

Tableau 46 - Exigences de la norme ISO 14044 pour le reporting des résultats d'ACV avec une utilisation prévue dans des affirmations comparatives (ISO, 2014, 2006) et leurs implications au cas d'études sur le polypropylène recyclé.

Exigences de la norme ISO 14044 pour le reporting des résultats d'ACV avec une utilisation prévue dans des affirmations comparatives (ISO, 2014, 2006)	Implications pour la communication des émissions évitées (polypropylène recyclé) – EpE Attributionnel	Implications pour la communication des émissions évitées (polypropylène recyclé) – ACV conséquentielle
Général - <i>Commissionnaire de l'ACV, praticien de l'ACV</i> - <i>Date du rapport</i> - <i>Déclaration que l'étude a été conduite selon les exigences de cette norme internationale.</i>	- Etude commanditée par ScoreLCA - Etude réalisée par Vertech Group et Université de Bordeaux - Etude conduite selon les exigences de la norme ISO 14040 et ISO 14044	
Objectif - <i>Raisons de la réalisation de l'étude</i> - <i>Applications envisagées</i> - <i>Public visé</i> - <i>Déclaration si l'étude est destinée à supporter des affirmations comparatives destinées à être rendues publiques.</i>	Raisons pour mener l'étude : - Identifier si des impacts environnementaux plus faibles peuvent être attribués au PP recyclé par rapport au PP primaire. Applications visées : - Evaluer la décision de recycler le PP, promouvoir l'utilisation de PP recyclé. Public visé : - Entreprise de recyclage, consommateurs de PP recycle, autorités publiques. L'étude est destinée à supporter des affirmations comparatives destinées à être rendues publiques.	Raisons pour mener l'étude : - Identifier si les impacts environnementaux causés par le recyclage du PP sont plus faibles que ceux liés à la production primaire de PP. Applications visées : - Evaluer la décision de recycler le PP, promouvoir l'utilisation de PP recyclé. Public visé : - Entreprise de recyclage, consommateurs de PP recycle, autorités publiques. L'étude est destinée à supporter des affirmations comparatives destinées à être rendues publiques.
Champ - <i>Fonction, dont</i> - o <i>La déclaration des caractéristiques de performance</i> - o <i>Toute omission de fonctions additionnelles pour les comparaisons</i> - o <i>Description de l'équivalence des systèmes comparés</i> - <i>Unité fonctionnelle, dont</i> - o <i>Cohérence avec les objectifs et le champ de l'étude</i> - o <i>Définition</i> - o <i>Résultat des mesures de performance</i>	Fonction - Production de PP recyclé avec les mêmes propriétés techniques que le PP primaire - Traitement du déchet en fin de vie contenant du PP. Une comparaison est faite avec l'incinération du PP.	Fonction - Production de PP recyclé avec les mêmes propriétés techniques que le PP primaire - Traitement du déchet en fin de vie contenant du PP. Une comparaison est faite avec l'incinération du PP.

- <i>Frontières du système, dont</i> - o <i>Omissions d'étapes du cycle de vie, de procédés ou des besoins de données</i> - o <i>Quantification des inputs et outputs d'énergie et de matériaux</i> - o <i>Hypothèses sur la production d'énergie</i> - <i>Critère de cut-off pour l'inclusion initiale des inputs et outputs, dont</i> - o <i>Description des critères de cut-off et des hypothèses</i> - o <i>Effets de la sélection sur les résultats</i> - o <i>Inclusion des critères de cut-off de masse, d'énergie et environnementaux</i> - o <i>Analyse des flux de matière et d'énergie pour justifier leur inclusion ou exclusion</i> - <i>Exigences de qualité des données</i> - o <i>Couverture temporelle : âge des données et période minimum durant laquelle les données devraient être collectées ;</i> - o <i>Couverture géographique : zone géographique où les données des procédés unitaires devraient être collectées pour satisfaire les objectifs de l'étude ;</i> - o <i>Couverture technologique : technologie spécifique ou mix technologique ;</i> - o <i>Précision : mesure de la variabilité des valeurs des données pour chaque donnée exprimée (ex : variance) ;</i> - o <i>Complétude : pourcentage des flux mesurés ou estimés ;</i> - o <i>Représentativité : analyse qualitative de la manière dont le set de données reflète la vraie population visée (c.-à-d. couverture géographique, période de temps et couverture technologique) ;</i> - o <i>Cohérence : analyse qualitative de la mesure dans laquelle la méthodologie employée est appliquée uniformément aux différents composants de l'analyse ;</i> - o <i>Reproductibilité : analyse qualitative de la mesure dans laquelle l'information sur la méthodologie et les valeurs des données permettrait à un praticien indépendant de reproduire les résultats reportés dans l'étude ;</i> - o <i>Sources des données ;</i> - o <i>Incertitude de l'information (ex : données, modèles et hypothèses).</i> - <i>Le type et le format du rapport doivent être définis lors de l'étape de définition du champ de l'étude.</i> - o <i>Les résultats et conclusions de l'ACV doivent être reportés complètement et précisément sans parti pris vis-à-vis du public envisagé. Les résultats, données, méthodes,</i>	- Le PP recyclé peut avoir une couleur différente du PP primaire. Unité fonctionnelle - L'unité fonctionnelle initiale était 1 kg de PP recyclé. - Pour prendre en compte la multifonctionnalité du procédé en compte, l'unité fonctionnelle est étendue à la « production d'1 kg de PP recyclé et traitement de 1.17 kg de déchet de PP ». - L'objectif est adapté à l'évaluation des impacts attribués au procédé de recyclage du PP, plutôt qu'au produit en PP recyclé. - Le PP recyclé a les mêmes propriétés que le PP primaire, même si sa couleur est différente. Frontières du système - L'étude se concentre sur le procédé de recyclage "gate-to-gate". Les étapes du premier cycle de vie (avant la production du déchet en fin de vie) et du deuxième cycle de vie (l'utilisation et la fin de vie du PP recyclé) sont omises, car elles sont identiques aux étapes du cycle de vie du scénario de référence. - L'utilisation de matériaux et d'énergie du système "gate-to-gate" est quantifiée pour les deux scénarios. - Les sources d'électricité utilisées sont conformes à une	- Le PP recyclé peut avoir une couleur différente du PP primaire. Unité fonctionnelle - Trois différentes unités fonctionnelles sont étudiées : - o La demande additionnelle pour 1 kg de PP recyclé - o L'offre additionnelle pour 1 kg de PP recyclé - o L'offre et la demande additionnelle pour 1 kg de PP recyclé - Le PP recyclé a les mêmes propriétés que le PP primaire, même si sa couleur est différente Frontières du système - L'étude se concentre sur le procédé de recyclage "gate-to-gate". Les étapes du premier cycle de vie (avant la production du déchet en fin de vie) et du deuxième cycle de vie (l'utilisation et la fin de vie du PP recyclé) sont omises, car elles sont identiques aux étapes du cycle de vie du scénario de référence. - L'utilisation de matériaux et d'énergie du système "gate-to-gate" est quantifiée pour les deux scénarios. - Les sources d'électricité utilisées sont conformes à une implémentation du procédé à un niveau global (RoW). Critère de cut-off
--	--	--

<i>hypothèses et limites doivent être transparentes et présenter suffisamment de détails pour permettre au lecteur de comprendre les complexités et compromis intrinsèques de l'ACV. Le rapport doit aussi permettre une utilisation des résultats et de l'interprétation de manière cohérente suivant les objectifs de l'étude.</i> - <i>Le champ et le type de revue critique désirée doit être défini lors de l'étape de la définition du champ de l'étude ACV et la décision du type de revue critique doit être attestée.</i> - o <i>Dans le but de diminuer la probabilité d'incompréhensions ou d'effets négatifs sur des parties intéressées externes, un panel de parties intéressées doit mener des revues critiques sur les études ACV dont les résultats sont destinés à supporter des affirmations comparatives rendues publiques.</i>	implémentation du procédé à un niveau global (RoW). Critère de cut-off - Sont exclus du système les équipements, infrastructures et installations de production, de même que les exigences liées au techniciens et personnel. - Cette exclusion pourrait résulter en une estimation légèrement inférieure des impacts finaux. Il est supposé que l'effet est similaire pour les deux systèmes comparés. - Les flux de matériaux et d'énergie des procédés exclus de l'unité fonctionnelle sont très faibles comparé aux flux de matériaux et d'énergie inclus dans les frontières du système. Exigences de qualité des données - Les sources de données principales sont ecoinvent v3.4, la littérature scientifique et des rapports industriels. - La représentativité est recherchée autant que possible, bien qu'une représentativité limitée est acceptable si les données sur des technologies spécifiques, des horizons de temps, ou des zones géographiques sont manquantes. - Des informations manquantes concernant l'incertitude et la variance des données sont acceptables. - Une cohérence méthodologique est adoptée	- Sont exclus du système les équipements, infrastructures et installations de production, de même que les exigences liées au techniciens et personnel. - Les conséquences indirectes ayant lieu dans le système d'arrière-plan et dont l'influence sur les résultats finaux est potentiellement faible sont également exclues. - Cette exclusion pourrait résulter en une estimation légèrement inférieure ou supérieure des impacts finaux. Il est supposé que l'effet est similaire pour les deux systèmes comparés. - Les flux de matériaux et d'énergie des procédés exclus de l'unité fonctionnelle sont très faibles comparé aux flux de matériaux et d'énergie inclus dans les frontières du système. Exigences de qualité des données - Les sources de données principales sont ecoinvent v3.4, la littérature scientifique et des rapports industriels. - La représentativité est recherchée autant que possible, bien qu'une représentativité limitée est acceptable si les données sur des technologies spécifiques, des horizons de temps, ou des zones géographiques sont manquantes.
---	--	---

	autant que possible, en utilisant un système unique de la base de données ecoinvent. Type et format du rapport - Les résultats sont présentés dans un document Word détaillé. Un résumé sera fourni dans une présentation Power Point. Champ et type de revue critique - Avant que les résultats soient communiqués à une tierce partie, une revue critique sera menée par un panel de parties intéressées.	- Des informations manquantes concernant l'incertitude et la variance des données sont acceptables. - Une cohérence méthodologique est adoptée autant que possible, en utilisant un système unique de la base de données ecoinvent. Type et format du rapport - Les résultats sont présentés dans un document Word détaillé. Un résumé sera fourni dans une présentation Power Point. Champ et type de revue critique - Avant que les résultats soient communiqués à une tierce partie, une revue critique sera menée par un panel de parties intéressées.
Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie - <i>Procédures de collecte des données</i> - <i>Description quantitative et qualitative des procédés unitaires</i> - <i>Sources de la littérature publiée</i> - <i>Méthodes de calcul</i> - <i>Validation des données, dont</i> - o <i>Analyse de la qualité des données</i> - o <i>Traitement des données manquantes</i> - <i>Analyses de sensibilité pour affiner les frontières du système</i> - <i>Principes d'allocation et méthodes, dont</i> - o <i>Documentation et justification des méthodes d'allocation</i> - o <i>Application uniforme des méthodes d'allocation</i>	- Les données sont collectées dans ecoinvent v3.4 et à partir d'une revue de la littérature, décrite et référencée. - Les données de l'inventaire du procédé de premier plan sont publiées dans le rapport ou référencées. - Les méthodes de calcul sont décrites. - Les choix concernant la source des données et l'utilisation de proxis sont documentés. - Les méthodes d'allocation sont expliquées et, lorsque pertinent, des analyses de sensibilité sont effectuées pour montrer leur influence sur les résultats.	- Les données sont collectées dans ecoinvent v3.4 et à partir d'une revue de la littérature, décrite et référencée. - Les données de l'inventaire du procédé de premier plan sont publiées dans le rapport ou référencées. - Les méthodes de calcul sont décrites. - Les choix concernant la source des données et l'utilisation de proxis sont documentés. - Les méthodes d'allocation sont expliquées et, lorsque pertinent, des analyses de sensibilité sont effectuées pour montrer leur influence sur les résultats.

	- Une analyse de sensibilité est effectuée sur le mix énergétique. - L'allocation est évitée par l'extension du système, méthode préférée par l'ISO 14044. Pour le système d'arrière-plan, l'allocation économique est appliquée dans les sets de données d'arrière-plan. - L'analyse de sensibilité de l'application de l'extension du système vs. réduction du système montre que le calcul des émissions évitées est robuste.	- La modélisation de procédés multifonctionnels est faite de manière cohérente par substitution – ce qui peut être interprété par une réduction du système ou une allocation utilisant des paramètres économiques. - L'analyse de sensibilité de la définition des frontières du système est faite en formulant trois unités fonctionnelles différentes. Cela démontre la sensibilité des résultats à la perspective adoptée.
Analyse des Impacts du Cycle de Vie - Une AICV doit être effectuée - Méthodes de l'AICV, calculs, et résultats de l'étude - Limites des résultats de l'AICV relatifs aux objectifs et champ définis - Catégories d'impacts et indicateurs considérés, incluant une justification de leur sélection et une référence à leur source - o Réalisation d'une évaluation des impacts du cycle de vie en utilisant une sélection de catégories d'impacts suffisamment complète (c.-à-d. en ne considérant pas seulement les émissions de GES) - o Comparaison des indicateurs de catégorie par indicateur de catégorie - o Utiliser des indicateurs internationalement acceptés et scientifiquement, techniquement et environnementalement pertinents. ▪ Inclure une déclaration de la potentielle acceptation internationale existante des indicateurs et une justification de leur utilisation. - Descriptions des ou référence aux modèles de caractérisation, aux facteurs de caractérisation et aux méthodes utilisées, incluant toutes les hypothèses et limites. - Description des ou référence à tous les choix de valeur utilisés en relation avec les catégories d'impacts, les modèles de caractérisation, les facteurs de caractérisation, la normalisation, l'agrégation, la	- Les résultats de l'AICV sont rapportés - La méthode de l'AICV est mentionnée et publiée ailleurs - Une grande diversité de catégories d'impact doit être considérée - La méthode AICV est internationalement acceptée - L'utilisation de la méthode CML est justifiée par la pertinence scientifique et la disponibilité de mise à jour régulières - Les résultats de l'AICV sont des expressions relatives et ne prédisent pas d'impacts sur des catégories end-points, le dépassement de seuils, de marges de sécurité ou de risques. - La méthode CML a des limites scientifiques, qui sont publiées ailleurs.	- Les résultats de l'AICV sont rapportés - La méthode de l'AICV est mentionnée et publiée ailleurs - Une grande diversité de catégories d'impact doit être considérée - La méthode AICV est internationalement acceptée - L'utilisation de la méthode CML est justifiée par la pertinence scientifique et la disponibilité de mise à jour régulières - Les résultats de l'AICV sont des expressions relatives et ne prédisent pas d'impacts sur des catégories end-points, le dépassement de seuils, de marges de sécurité ou de risques. - La méthode CML a des limites scientifiques, qui sont publiées ailleurs.

<i>pondération et, ailleurs que dans l'AICV, une justification pour leur utilisation et leur influence sur les résultats, les conclusions, et les recommandations.</i> - <i>Déclaration que les résultats de l'AICV sont des expressions relatives et ne prédisent pas les impacts sur des catégories end-points, le dépassement de seuils, de marges de sécurité ou de risques.</i> - o <i>Publication des limites de l'évaluation des impacts du cycle de vie (ex : choix de valeur, considérations temporelles et spatiales, information du seuil et relation dose-effet, approche relative, variation de précision parmi les catégories d'impact)</i> - <i>Et également, lorsque inclus dans l'ACV,</i> - o <i>Une description et justification de la définition et description de chaque nouvelle catégorie d'impact, catégorie d'indicateur ou nouveaux modèles de caractérisation utilisés pour l'AICV,</i> - o <i>Une déclaration et justification de chaque agrégation des catégories d'impact,</i> - o <i>Toute autre méthode transformant les résultats de l'indicateur et une justification des références sélectionnées, des facteurs de pondération, etc.,</i> - o <i>Toute analyse des résultats de l'indicateur, par exemple des analyses de sensibilité et d'incertitude ou l'utilisation de données environnementales, incluant toute implication pour les résultats, et</i> - o <i>Les données et résultats d'indicateurs obtenus avant toute normalisation, agrégation ou pondération doivent être rendus disponibles en même temps que les résultats normalisés, agrégés ou pondérés.</i>		
Interprétation du Cycle de Vie - <i>Résultats</i> - <i>Hypothèses et limites associées à l'interprétation des résultats, liées à la méthodologie et aux données</i> - <i>Analyse de la qualité des données</i> - o <i>Analyse de la précision, complétude et représentativité des données utilisées</i> - <i>Evaluation de la complétude de l'AICV</i> - <i>Résultats des analyses d'incertitude et de sensibilité</i> - o <i>Considérer les aspects prédéterminés par les objectifs et la portée de l'étude, les résultats intermédiaires et finaux, les jugements d'experts et les expériences passées</i> - o <i>Inclure la masse, l'énergie, et les critères environnementaux de cut-off pour que tous les intrants contribuant</i>	- Les résultats sont discutés - Les hypothèses et limites sont discutées concernant - o L'application d'une approche attributionnelle - o Les sources et la qualité des données - o Le choix du scénario de référence - o L'application de l'extension du système et l'unité fonctionnelle résultante	- Les résultats sont discutés - Les hypothèses et limites sont discutées concernant - o L'application d'une approche conséquentielle - o Les sources et la qualité des données - o Le choix du scénario de référence - o L'application de l'extension du système et l'unité fonctionnelle résultante

<i>cumulativement à plus d'une certaine quantité (ex : pourcentage) au total soient inclus dans l'étude</i> - o <i>Inclure les déclarations interprétatives basées sur des analyses de sensibilité détaillées</i> - <i>Evaluation de la signification des différences trouvées</i> - <i>Transparence complète en termes de choix de valeur, logiques, et jugements d'experts.</i>	- Les flux élémentaires non caractérisés sont fournis en annexe - Les règles de cut-off sont répétées - Les déclarations interprétatives sont fournies basées sur les résultats des analyses de sensibilité - La signification des différences est évaluée - Tous les choix de valeurs, logiques et jugements d'experts sont communiqués de manière transparente dans le rapport	- Les flux élémentaires non caractérisés sont fournis en annexe - Les règles de cut-off sont répétées - Les déclarations interprétatives sont fournies basées sur les résultats des analyses de sensibilité - La signification des différences est évaluée - Tous les choix de valeurs, logiques et jugements d'experts sont communiqués de manière transparente dans le rapport
Revue critique - <i>Revue critique par un panel de parties intéressées</i> - <i>Le processus de revue critique doit assurer que</i> - o <i>Les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont cohérentes avec cette norme internationale</i> - o <i>Les méthodes utilisées pour réaliser l'ACV sont scientifiquement et techniquement valides</i> - o <i>Les données utilisées sont appropriées et raisonnables en relation avec les objectifs de l'étude</i> - o <i>Les interprétations reflètent les limites identifiées et les objectifs de l'étude</i> - o <i>Le rapport de l'étude est transparent et cohérent</i> - o <i>La comparabilité des deux systèmes est évaluée et comparée</i> ▪ <i>Même unité fonctionnelle</i> ▪ <i>Considérations méthodologiques équivalentes (performance, frontières du système, qualité des données, choix des données, procédures d'allocation, évaluation des impacts)</i> ▪ <i>Toute différence entre les systèmes concernant ces paramètres doit être identifiée et rapportée.</i> - <i>La revue critique doit couvrir tous les aspects d'une ACV, dont l'appropriation et le caractère raisonnable des données, les méthodes de calcul, l'inventaire du cycle de vie, les méthodologies d'analyse d'impacts, les facteurs de caractérisation, l'ICV calculé, les résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV), et l'interprétation.</i>	Avant que les résultats ne soient communiqués à une tierce partie, une revue critique doit être menée.	

- <i>Inclusion de la déclaration de révision du rapport, du panel de revue, des commentaires des experts, des réponses aux recommandations faites par le panel dans le rapport d'ACV</i> - o <i>Les réponses données par le praticien de l'étude ACV peuvent être soit une indication des endroits où les modifications ont été faites, soit une réponse aux réviseurs.</i> - o <i>Les déclarations de la revue critique confirment si l'étude est conforme aux normes ISO 14040 et 14044 ou non et peuvent souligner des forces ou limites particulières ainsi que les potentielles améliorations restantes de l'étude ACV ou du procédé de revue critique.</i> - o <i>Dans le cas d'une revue des données, des tests d'échantillons peuvent être réalisés pendant le processus de revue critique. Par conséquent, les évaluateurs doivent indiquer quelle méthode d'échantillonnage a été utilisée et mentionner toute limite issue de la revue des données (ex : indisponibilité des données).</i> - <i>Inclusion de la description du processus de revue critique</i> - o <i>Sélection du président d'un panel de revue d'au moins trois membres</i> - o <i>Le président choisit d'autres réviseurs qualifiés indépendants et peut inclure des parties intéressées</i> - o <i>Des experts externes indépendants doivent être contractés. Les contrats des réviseurs externes ne doivent pas inclure de conditions prédéterminant le résultat de l'analyse de conformité de la revue critique.</i> - o <i>Pour l'AICV, l'expertise de réviseurs dans les disciplines scientifiques pertinentes pour les catégories d'impacts importantes de l'étude, ajoutée à d'autres expertises et intérêts, doit être considérée.</i> - <i>Pour les réviseurs critiques commençant à la fin de l'étude ACV, au moins une itération de revue des commentaires doit être effectuée et documentée dans le rapport de revue critique.</i> - <i>La déclaration de revue critique doit documenter le résultat final du procédé de revue critique.</i> - <i>Le rapport et les déclarations de la revue critique sont valides pour une ACV spécifique et une version du rapport final de l'ACV. Si le rapport de l'ACV est mis à jour, le rapport et la déclaration de revue critique ne sont plus valides. Cependant, une référence à des anciennes versions du rapport et des déclarations de la revue critique peut être faite.</i>	
--	--

- <i>Tous communiqués de presse, résumés exécutifs ou tronqués résultants de l'étude ACV doivent être soumis au praticien de l'ACV et aux réviseurs, pour un retour assurant la cohérence avec l'étude ACV.</i> - <i>Les autres exigences de l'ISO 14071 concernant les tâches et les compétences des réviseurs doivent être suivies.</i>	
---	--

CONCLUSIONS SUR LES EXIGENCES D'ISO 14044

La norme ISO 14044 présente des exigences devant être suivies lorsque les résultats de l'ACV sont communiqués à une tierce partie, et en particulier lorsque les résultats sont destinés à être utilisés dans des déclarations comparatives. A partir des études attributionnelle et conséquentielle menées sur le recyclage du PP, des éléments clés sont identifiés comme devant être reportés dans le but de fournir les informations suffisantes à l'interprétation et à la communication des résultats :

- Objectif : La raison de réaliser l'ACV doit être formulée avec suffisamment de détails pour justifier un choix entre une approche attributionnelle et conséquentielle. Une approche attributionnelle a pour but d'identifier les impacts attribués à un produit ou un procédé, alors qu'une approche conséquentielle a pour but d'identifier les impacts causés par la demande ou l'offre additionnelle pour un produit.
- Champ :
 - o Dans une ACV attributionnelle, l'unité fonctionnelle doit être formulée d'une manière clarifiant si l'extension du système ou l'allocation est appliquée :
 - Si l'extension du système est appliquée, **l'unité fonctionnelle doit inclure toutes les fonctions du système de produit**. Ici : la production d'1 kg de PP recyclé et le traitement de fin de vie d'1.17 kg de déchets. L'objectif de l'ACV doit être adapté dans le but de refléter l'évaluation du procédé de recyclage plutôt que l'évaluation du produit recyclé.
 - Si l'allocation est appliquée, l'unité fonctionnelle peut être formulée comme 1 kg de PP recyclé.
 - Appliquer l'extension du système en formulant l'unité fonctionnelle comme « 1 kg de PP recyclé » peut mener à une mauvaise interprétation des résultats, car l'information sur les fonctions additionnelles considérées dans l'analyse sont omises.
 - o Dans une ACV conséquentielle, l'unité fonctionnelle doit être formulée d'une manière clarifiant le type de décision évaluée, par ex : l'offre additionnelle pour un produit, la demande additionnelle pour un produit, ou la demande et l'offre additionnelle pour un produit.
 - o Le critère de cut-off peut être similaire pour les ACV attributionnelles et conséquentielles. Cependant, les ACV conséquentielles peuvent avoir un critère de cut-off additionnel excluant la modélisation des conséquences dont l'effet attendu sur l'impact global est limité.
- Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie :
 - o Une documentation claire des méthodes d'allocation est cruciale, car elles représentent une différence importante entre les approches attributionnelles et conséquentielles.
 - o Les analyses de sensibilité sont pertinentes en ACV attributionnelle comme en conséquentielle. Pour les ACV conséquentielles, une attention spécifique doit être donnée aux analyses de sensibilité concernant l'identification des conséquences, par exemple, due à l'identification du fournisseur ou de l'utilisateur marginal.
- Analyse des Impacts du Cycle de Vie
 - o Alors que les émissions évitées sont souvent calculées pour les émissions de Gaz à Effet de Serre, **la norme ISO 14044 requiert une large considération des catégories d'impact** si les résultats sont utilisés dans des déclarations comparatives.
- Interprétation du Cycle de Vie
 - o Des informations suffisantes doivent être fournies pour comprendre les limites des résultats et de la sensibilité des résultats aux paramètres de modélisation importants.
- Revue critique
 - o Avant que les résultats ne soient communiqués à une tierce partie, le **rapport ACV doit être révisé par un panel de réviseurs indépendants**.

4.1.2. VERIFICATION DES TECHNOLOGIES ENVIRONNEMENTALES

L'objectif de la Vérification des Technologies Environnementales comme standardisé dans la norme ISO 14034 (ISO, 2018) est de fournir une description crédible et impartiale des performances de technologies environnementales. Ce but est atteint par des évidences factuelles et pertinentes confirmant la performance des technologies de manière crédible.

Tableau 47 - Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018) et implications pour la vérification des « émissions évitées ».

Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018)		Implications pour la vérification des « émissions évitées » (cas d'étude sur le recyclage du polypropylène)
Application	Exigences d'application (information fournie par le candidat (c.-à-d. l'organisation proposant la technologie)) - Information sur le candidat - Description de la technologie - o Nom ou autre identifiant unique - o Application visée de la technologie ▪ But de la technologie ▪ Type de matériau pour lequel la technologie est destinée ▪ Propriété mesurable affectée par la technologie et manière dont elle est affectée - o Information décrivant le fonctionnement et la performance de la technologie - o Statut de développement et niveau de lecture de marché - o Information sur des alternatives pertinentes pour la technologie ▪ Performance correspondante ▪ Impacts environnementaux - o Information sur les impacts environnementaux significatifs et la valeur ajoutée environnementale - Affirmations de performance - o Proposition d'un set de paramètres de performance - o Vérification des valeurs numériques - Résultats des essais et méthodes pertinents pour obtenir ces données ayant été appliqués pour supporter les affirmations de performance - Toutes exigences légales importantes, ou normes liées à la technologie et à son utilisation	L'organisation proposant le procédé de recyclage du polypropylène doit fournir des informations détaillées concernant - L'entreprise - Une description de la technologie - o La description du procédé de recyclage, par ex. via un diagramme de flux du procédé - o La description du déchet entrant et du produit sortant - o L'efficacité de recyclage - o Des détails techniques concernant le procédé de recyclage - o Le niveau d'implémentation du procédé de recyclage - o La description et les performances environnementales d'alternatives pertinentes ▪ Procédé de traitement des déchets alternatif ▪ Procédé de production de polypropylène primaire alternatif - o Description du potentiel bénéfice environnemental du procédé de recyclage - Affirmations de performance - o Set de paramètres de performance (par ex : utilisation d'électricité, émissions de CO2, etc.) - o Valeurs numériques à vérifier (c.-à-d. Inventaire du Cycle de Vie) - Résultats des essais et méthodes pertinents pour obtenir ces données - o Mesures

Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018)		Implications pour la vérification des « émissions évitées » (cas d'étude sur le recyclage du polypropylène)
	- Si pertinent, une déclaration que la technologie adhère aux exigences réglementaires applicables - Information supplémentaire pertinente pour les parties intéressées, incluant - o Exigences et conditions d'installation et de fonctionnement ; - o Exigences de service et de maintenance ; - o Durée attendue pendant laquelle la technologie fonctionnera normalement, et ; - o Toutes exigences et considérations de sécurité et sûreté.	- o Calculs - o Estimations - Exigences légales ou normes importantes - o Exigences de pollution - o Exigences d'émissions - o Exigences standardisées du polypropylène sortant - o Une déclaration que la technologie adhère aux exigences réglementaires applicables - Information supplémentaire - o Conditions et exigences d'installation et de fonctionnement - o Exigences de service et de maintenance - o Durée de vie de la technologie - o Exigences et considérations de sécurité et sûreté - o Autres ▪ Potentielles applications du polypropylène recyclé
	Revue de l'application - Les exigences de l'application sont remplies - La technologie est une « technologie environnementale » (c.-à-d. la technologie résulte en des impacts environnementaux plus faibles qu'une technologie appliquée actuellement dans une situation similaire ou la technologie mesure des paramètres indiquant un impact environnemental). - Les affirmations de performance répondent aux besoins des parties intéressées. - Les informations sur la technologie sont suffisantes pour vérifier les affirmations de performance.	- Vérification que les exigences de documentation sont remplies et que les indicateurs de performance sélectionnés sont pertinents pour l'audience choisie. - Identification des besoins de données additionnelles pour vérifier les affirmations de performance (par ex : la consommation d'énergie et les émissions de CO2)

Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018)	Implications pour la vérification des « émissions évitées » (cas d'étude sur le recyclage du polypropylène)
Pre-vérification - Spécification de la performance à vérifier, en considérant - o L'applicabilité et suffisance pour une évaluation de la performance - o La correspondance aux besoins des parties intéressées - o La possibilité de les vérifier quantitativement grâce à des tests - o Leur valeur numérique peut être vérifiée grâce à un set de conditions opératoires - o Des plans de vérification existants et un rapport technique correspondant (par ex : méthodes de test normalisées au niveau international) - Planning de vérification (c.-à-d. description de la procédure de vérification et des conditions de test), dont - o Identification du vérificateur et du candidat - o Identification unique du plan de vérification et de la date de publication - o Description de la technologie - o Liste des paramètres de performance, de leur valeur numérique assignée, et description de la manière dont elles peuvent être vérifiées - o Détails techniques et opérationnels de la vérification planifiée - o Spécification des exigences pour les résultats des essais (qualité, quantité, condition de tests) - o Description des méthodes pour l'analyse des résultats d'essais et leur qualité ▪ Les exigences sur les données et la qualité des données peuvent se référer au niveau de qualité (par ex : concernant la reproductibilité, répétabilité, intervalles de confiance, précision, incertitudes) généralement accepté pour la	- Identification de la mesure dans laquelle les indicateurs de performance sélectionnés (par ex : utilisation d'énergie et émissions de CO2) sont pertinents, peuvent être quantifiés, et peuvent être vérifiés - Formulation d'un plan de vérification, par exemple via des procédures de revue des données établies ou via des tests sur site. - Des considérations spécifiques peuvent être pertinentes, comme - o Reporting de la variabilité des résultats - o Intervalles d'incertitude - o Sélection de sets de données d'arrière-plan pour représenter les flux intermédiaires (par ex : mix énergétiques) ainsi que leurs exigences de qualité des données (par ex : leur conformité géographique, temporelle et technologique) - Selon l'Annexe C informative (ISO, 2018), le vérificateur revise la technologie alternative concernée avec les intrants des parties intéressées.

Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018)		Implications pour la vérification des « émissions évitées » (cas d'étude sur le recyclage du polypropylène)
	technologie par la communauté scientifique ou (par défaut) dans le secteur industriel concerné.	
Vérification	- Acceptation des résultats d'essais existants, si - o Pertinents pour la vérification de la performance - o Produit et reportés selon les exigences de la norme ISO/IEC 17025 - o Répond aux exigences spécifiées dans le plan de vérification - Génération de résultats d'essais additionnels si nécessaire - Confirmation de la performance basée sur les conclusions de l'analyse des résultats d'essais	- Identification du besoin de données d'inventaire additionnelles, par exemple concernant les intervalles d'incertitude et les flux manquants - Confirmation des affirmations de performance
Reporting correspondant au plan de vérification, incluant	- Identification du vérificateur et du candidat - Identification unique du rapport et de la date de publication - Date de vérification - Description de la technologie - Résultats des essais - Vérification des résultats incluant la performance vérifiée, les conditions des essais, les contraintes et limites sous lesquelles ils sont valides - Description de la manière dont les exigences pour la vérification de la performance et pour les résultats des essais, comme spécifiés dans le plan de vérification, sont remplies, incluant le reporting de toutes déviations ; - Signature ou autre indication d'approbation par le vérificateur. - Résumé du rapport sous la forme d'une déclaration de vérification	- Etablissement d'un rapport de vérification et de déclarations de vérification
Post-vérification	- Publication des déclarations de vérification - Le candidat doit - o Assurer que la technologie pour laquelle la performance a été vérifiée est conforme aux conditions de sa	- Identification de la durée de validité du rapport et de la déclaration de vérification

Procédure de Vérification des Technologies Environnementales (ISO, 2018)		Implications pour la vérification des « émissions évitées » (cas d'étude sur le recyclage du polypropylène)
	vérification, déclaration et rapport de vérification publiés, si nécessaire ○ Informer le vérificateur, en écrivant, de chaque changement ayant été effectué à la technologie - Le vérificateur doit déterminer l'impact de tels changements sur la validité de la déclaration et du rapport de vérification - Si la déclaration et le rapport de vérification ne sont plus valide, cela doit être publiquement communiqué	

CONCLUSIONS SUR LES EXIGENCES D'ISO 14034

La norme ISO 14034 fournit une procédure pour la vérification des affirmations de performance d'une technologie environnementale – c.-à-d. une technologie avec un impact environnemental plus faible qu'une alternative pertinente, ou une technologie permettant la mesure de paramètres environnementaux. **L'utilisation potentielle de la norme dans la vérification des déclarations d'« émissions évitées » en accord avec les normes ISO 14040 et 14044 est limitée.** Premièrement, la norme décrit la vérification via des procédures de tests. Cependant, aucune définition claire du mot « test » n'est fournie. Alors qu'une étude ACV pour des déclarations comparatives requiert de mener une analyse des impacts du cycle de vie, les résultats de l'ACV ne peuvent pas être testés, puisque les résultats ne fournissent pas d'estimations sur les impacts réels ayant lieu. Par conséquent, uniquement les résultats de l'inventaire de l'étude ACV peuvent potentiellement être testés. L'ICV peut être divisé entre les données de premier plan et les données d'arrière-plan. Alors que les données de premier plan peuvent être testées, cela devient plus compliqué pour les données d'arrière-plan. En particulier dans une ACV conséquentielle, où les données d'arrière-plan sont établies par des mécanismes de marché. Les mécanismes de marché qui ont lieu dû à la demande ou l'offre additionnelle pour un produit ne peuvent pas être vérifiés, puisque de tels effets n'ont pas lieu individuellement (de la même façon que les potentiels impacts environnementaux). Par conséquent, les données de l'inventaire ne peuvent pas être testées telles quelles. D'autre part, il serait possible de tester si les procédures internationalement acceptées sont suivies dans l'identification de ces mécanismes de marché. De ce fait, **il est possible de se demander si le fait de tester permet la vérification de l'implémentation correcte des procédures internationalement acceptées.** Cependant, il n'y a pas actuellement de procédure normée pour mener une ACV conséquentielle, ce qui rend la vérification des résultats d'ACV conséquentielles pour le moment impossible.

Une autre limite de la norme ISO 14034 est le manque d'exigences concernant la vérification de la technologie alternative envisagée, c.-à-d. la technologie de référence. Alors que l'Annexe C mentionne que la technologie de référence doit être révisée et que sa pertinence soit être confirmée par les parties intéressées, **aucune exigence n'est formulée concernant la qualité des données de l'évaluation de la performance environnementale de la technologie de référence.**

D'autre part, **la norme ISO 14034 pourrait être utilisée pour évaluer les sets de données utilisés dans les études ACV dont le but est d'évaluer la performance de la technologie environnementale.** Par exemple, basé sur la norme ISO 14034, il serait possible de déterminer si les sets de données d'arrière-plan sélectionnés représentent bien la situation géographique, temporelle et technologique de la technologie environnementale, par exemple pour les mix énergétiques choisis.

4.1.3. PRINCIPES DIRECTEURS POUR LE DEVELOPPEMENT ET L'UTILISATION D'ETIQUETTES ET DECLARATIONS ENVIRONNEMENTALES

La norme ISO 14020 (ISO, 2002) résume les principes auxquels adhérer pour la communication des déclarations environnementales.

Tableau 48 - Objectifs et principes de la norme ISO 14020 et implications pour la communication des émissions évitées.

Exigences de la norme ISO 14020 (ISO, 2002)		Implications pour la communication des résultats	
		EpE	ACV conséquentielle
Objectif	<i>Encourager la demande et l'offre pour les produits et services causant moins de contraintes sur l'environnement, stimulant donc le potentiel pour des améliorations environnementales continues axées sur le marché.</i>	Les impacts attribués à un produit ou à un procédé (multifonctionnel) sont évalués et comparés aux impacts attribués à une configuration de produit ou procédé alternative, encourageant la demande pour les produits et l'implémentation de procédés pouvant être associés à des impacts environnementaux plus faibles.	Les conséquences de la demande ou de l'offre additionnelle pour un produit sont évaluées, encourageant la demande et l'offre pour des produits causant des impacts environnementaux plus faibles.
Principe 1	<i>Les étiquettes et déclarations environnementales doivent être correctes, vérifiables, pertinentes et non mensongères.</i>	Une communication claire est requise sur le fait que les impacts évalués sont <i>attribués</i> à, et non <i>causés</i> par l'utilisation ou la production additionnelle d'un produit.	Une communication claire est requise sur les fournisseurs et utilisateurs marginaux identifiés étant susceptibles de changer au cours du temps dus à des innovations technologiques.
Principe 2	<i>Les procédures et exigences pour des étiquettes et déclarations environnementales ne doivent pas être préparée, adoptées, ou appliquées en vue de, ou avec l'effet de, créer des obstacles non nécessaires au commerce international.</i>	La communication des émissions évitées et des impacts évités n'est pas considérée comme source d'obstacles au commerce international.	
Principe 3	<i>Les étiquettes et déclarations environnementales doivent être basées sur une méthodologie scientifique suffisamment rigoureuse et compréhensible pour supporter l'affirmation et produisant des résultats corrects et reproductibles.</i>	Les méthodologies sont basées sur des normes (ISO 14044) et des publications scientifiques. La justesse et la reproductibilité sont permises par une communication transparente des choix méthodologiques (procédures d'allocation, frontières des systèmes) et hypothèses (facteurs d'allocation, identification des technologies correspondantes).	

Exigences de la norme ISO 14020 (ISO, 2002)		Implications pour la communication des résultats	
		EpE	ACV conséquentielle
Principe 4	<i>Les informations concernant la procédure, la méthodologie, et tout critère utilisé pour supporter des étiquettes et déclarations environnementales doivent être disponibles et fournies sur demande à toute partie intéressée.</i>	Un rapport détaillé (dans la mesure de ce qui est permis selon les exigences de confidentialité) sur la description du système, les calculs et les choix méthodologiques devrait être fourni comme document d'arrière-plan, accessible pour les parties intéressées. Ce rapport doit spécifier si les résultats ont subi une revue critique par un panel externe. Les moyens d'obtenir le rapport (ex : un lien de téléchargement) doivent être fournis partout où le produit est commercialisé.	
Principe 5	<i>Le développement d'étiquettes et déclarations environnementales doit prendre en compte tous les aspects importants du cycle de vie du produit.</i>	Les informations communiquées considèrent seulement les étapes du cycle de vie différentes dans les deux scénarios alternatifs (c.-à-d. le traitement de fin de vie et la production primaire de polypropylène). Par conséquent, les informations déclarées doivent explicitement mentionner que les émissions évitées se réfèrent au procédé gate-to-gate du procédé de recyclage.	
Principe 6	<i>Les étiquettes et déclarations environnementales ne doivent pas contraindre l'innovation qui maintient ou a le potentiel d'améliorer la performance environnementale.</i>	L'évaluation du procédé de recyclage comparée au non-recyclage du polypropylène ne contraint pas l'innovation concernant le développement de la technologie.	
Principe 7	<i>Toutes exigences administratives ou demandes d'informations liées aux étiquettes et déclarations environnementales doivent être limitées à celles nécessaires à établir une conformité avec des critères et normes applicables des étiquettes et déclarations.</i>	L'évaluation des émissions évitées peut être complexe, spécialement si elle concerne la coproduction ou le recyclage. Par conséquent, une description claire des procédures de modélisation peut permettre l'évaluation des émissions évitées de produits et services par les praticiens de l'ACV avec différents niveaux d'expertise.	

Exigences de la norme ISO 14020 (ISO, 2002)		Implications pour la communication des résultats	
		EpE	ACV conséquentielle
Principe 8	<i>Le processus de développement des étiquettes et déclarations environnementales doit inclure une consultation ouverte et participative avec les parties intéressées. Des efforts raisonnables doivent être faits pour trouver un consensus au cours du processus.</i>	La procédure pour calculer et communiquer les émissions évitées a été établie en collaboration étroite avec et après consultation des membres du réseau ScoreLCA.	
Principe 9	<i>Les informations sur les aspects environnementaux de produits et services nécessaires à une étiquette ou déclaration environnementale doivent être disponibles pour l'acheteur et les potentiels acheteurs de la partie réalisant l'étiquette ou la déclaration environnementale.</i>	Au moment de la déclaration des émissions évitées, un lien doit pouvoir être fourni fournissant des informations expliquant comment les émissions évitées doivent être interprétées.	

CONCLUSIONS SUR LES EXIGENCES D'ISO 14020

L'importance des exigences liées aux étiquettes et déclarations environnementales comme décrites dans la norme ISO 14020 (ISO, 2002) concernant la communication des émissions évitées est évaluée. Tout d'abord, les déclarations doivent être basées sur des méthodologies scientifiques permettant la reproduction des résultats – par exemple en suivant la norme ISO 14044. D'autre part, les parties intéressées doivent fournir accès aux procédures, méthodologies, et tout autres détails supportant les déclarations environnementales. Des considérations spécifiques pour les résultats attributionnels et consécutifs sont identifiées concernant l'interprétation des « émissions évitées ». Enfin, le contexte d'évaluation des émissions doit être clairement communiqué. Il est nécessaire de clarifier que **les impacts calculés grâce à une ACV attributionnelle ne sont pas nécessairement les impacts qui auront lieu dû à une demande (ou une offre) additionnelle pour un produit**. Pour la communication des émissions évitées calculées grâce à **une ACV consécutif, le contexte de marché dans lequel ces émissions évitées sont évaluées doit être spécifié** – car il influence largement les résultats.

4.2. Recommandations pratiques pour le calcul et la communication des impacts et/ou émissions évitées

L'étude des normes en vigueur a montré beaucoup d'exigences applicables à des déclarations comparatives correspondant par définition au calcul d'émissions évitées par une solution d'analyse en comparaison avec une solution de référence. Les conclusions de cette étude viennent compléter les exigences des normes en proposant dans un premier temps des recommandations concernant l'évaluation des « émissions évitées » (4.2.1) et dans un deuxième temps leur communication et interprétation (4.2.2). Comme les normes ISO ne font pas de différence entre l'ACV attributionnelle et consécutif et donc entre le type d'impacts calculés, une première partie (4.2.1.1) met en évidence les précautions à prendre par les entreprises suivant l'une ou l'autre des approches. En plus des conseils concernant le calcul des « émissions évitées », des suggestions sont faites concernant la terminologie à préférer suivant l'approche adoptée, le type de graphiques à utiliser ainsi que les exigences de communication minimum.

4.2.1. RECOMMANDATIONS POUR EVALUER LES « EMISSIONS EVITEES »

Grâce aux résultats de l'état de l'art complétés par ceux des études de cas, plusieurs recommandations méthodologiques peuvent être proposées. Pour la plupart des critères ci-dessous les recommandations d'Entreprises pour l'Environnement peuvent être reconnues mais certains points ont été approfondis et d'autres contredits. De plus, certaines recommandations évoquées par la suite découlent naturellement des exigences des normes ISO 14040 et 14044 pour la réalisation de l'ACV mais méritent d'être soulignées dans le cadre du calcul des émissions évitées.

4.2.1.1. ACV ATTRIBUTIONNELLE OU CONSEQUENTIELLE

La première question liée au calcul d'émissions évitées repose sur le choix entre une approche attributionnelle ou consécutif car, comme abordé précédemment dans les cas d'étude, ces approches peuvent mener à des résultats très différents.

Si l'objectif de l'entreprise est de communiquer sur la proportion de charges globales pouvant être associées à un produit, l'approche attributionnelle doit être préférée et l'entreprise doit mentionner que les impacts sont **attribués** à la solution étudiée. A l'inverse, l'approche consécutif est conseillée pour calculer les conséquences directes et indirectes d'une décision et l'entreprise peut affirmer que les impacts calculés sont **causés** par leur solution. Cependant, les résultats d'une ACV consécutif, notamment pour un système multifonctionnel, sont valables à court terme car ils dépendent de l'application marginale identifiée à un instant t . Ainsi, si l'entreprise envisage une exploitation des résultats de l'étude sur le long terme, elle peut préférer une approche attributionnelle, car les résultats sont moins dépendants du contexte du marché de l'analyse et pourraient donc être stables sur une période de temps plus longue (Tableau 49). En ce qui concerne le système à ajouter/réduire (en ACV attributionnelle) ou à substituer (en ACV consécutif) au système multifonctionnel à l'étude, la technologie moyenne est préférée lorsqu'une ACV attributionnelle est suivie alors qu'une ACV

conséquentielle visera la technologie marginale. Ainsi, le choix de l'entreprise entre les deux approches peut être orienté par le type de données qu'elle possède et si l'entreprise n'a pas accès à des données de marché concernant la technologie marginale, l'application d'une ACV conséquentielle peut être la source d'incertitude concernant les résultats.

Tableau 49 - Aspects temporels des résultats attributionnels et conséquentiels

Approche ACV	Moment de l'évaluation des impacts dans le temps	Timing des impacts calculés	Validité des résultats
Attributionnelle	Les impacts historiques, actuels, ou futurs peuvent être calculés (à un instant t)	Impacts attribués à un produit ou à un procédé à un instant t	Dépendante des technologies utilisées dans le système de produit et des prix de marché des coproduits* à un instant t
Conséquentielle	Les impacts historiques, actuels, ou futurs peuvent être calculés (à un instant t)	Impacts estimés pouvant avoir lieu sur le long terme dus à une décision (t + quelques années)	Dépendante du contexte général du marché de la décision à un instant t

*Dans le cas où une allocation économique est appliquée

Les incertitudes liées à l'approche attributionnelle sont également élevées car une ACV attributionnelle peut potentiellement mener à des résultats hautement dépendants des hypothèses appliquées et des scénarios estimés comme pertinents pour l'entreprise (choix des procédés utilisés pour l'expansion du système, choix de la solution de référence...). A l'inverse, en ACV conséquentielle il n'y a théoriquement qu'un résultat « correct » par unité fonctionnelle et pour le champ d'étude considéré qui représente les impacts qui prennent place à cause d'une décision, mais celle-ci dépend intrinsèquement du paramètre temps car elle correspond à une décision prise à un instant donné et impliquant donc la technologie et/ou utilisateur marginal correspondant. La justesse des résultats de l'ACV conséquentielle dépend donc fortement de la justesse de l'identification de l'utilisateur marginal. Bien qu'il n'y ait qu'un résultat « correct », la procédure pour l'identifier pourrait ne pas être « correcte ».

Enfin, il est conseillé d'appliquer la même approche (attributionnelle ou conséquentielle) sur tous les produits/procédés de l'entreprise afin d'uniformiser la communication des résultats. Il est également recommandé de choisir la même méthode de calcul d'impacts pour la solution d'analyse et de référence.

4.2.1.2. SOLUTION DE REFERENCE

- Choisir et préciser la **solution de référence** en fonction de la situation précédant la décision (avant que la décision soit implémentée par l'entreprise ou le particulier) en conséquentiel et en suivant les recommandations d'EpE en attributionnel, notamment en vérifiant que la solution de référence
 - répond aux mêmes besoins de l'utilisateur que la solution évaluée,
 - correspond à une alternative à la solution évaluée, crédible et disponible sur le marché,
 - est partagée et reconnue par un grand nombre d'acteurs économiques du secteur ou concernés par cette solution,
 - est choisie en concertation avec les parties prenantes de l'entreprise.
 - est fondée sur le respect, au minimum, de la réglementation en vigueur ou qui entrera en vigueur prochainement, et des usages induits par cette réglementation sur un territoire donné.
- Déterminer les frontières du système de référence en respectant **la fonctionnalité** du système d'analyse (ex : pour un système multifonctionnel comme un système de recyclage, il n'est pas correct de choisir uniquement la production primaire du même matériau comme système de référence : une extension du système de référence doit être effectuée afin d'avoir deux systèmes comparables entre eux).

4.2.1.3. CAS D'UN SYSTEME D'ANALYSE MULTIFONCTIONNEL (CALCUL D'IMPACTS EVITES)

Les recommandations suivantes concernent les « impacts évités » tels que définis initialement dans ce projet. En effet, toute la modélisation d'un système multifonctionnel repose potentiellement sur le calcul de ces impacts évités et des choix méthodologiques cruciaux sont effectués à cette étape.

Si l'ACV est attributionnelle et que le système est multifonctionnel (recyclage ou coproduction) :

- Préférer une **extension du système** si l'ACV peut être axée sur le processus.
 - o Ajouter les fonctions supplémentaires à l'unité fonctionnelle et étendre le système à ces fonctions. Si le système correspondant à la technologie moyenne est également multifonctionnel, effectuer une allocation sur le système de référence.
 - o Une **réduction du système n'est pas recommandée**. En effet, la réduction du système peut mener à une mauvaise interprétation des résultats en suggérant que les impacts environnementaux résultants sont attribués à un produit unique plutôt qu'au procédé complet et donc que les impacts soustraits sont « évités ».
- Opter pour une **allocation** si l'ACV doit nécessairement être axée sur le produit.
- Note : Une soustraction des systèmes monofonctionnels correspondant à la technologie moyenne au système multifonctionnel donne les mêmes résultats qu'une extension du système, mais cela uniquement pour **le calcul des « émissions inférieures »** (ou supérieures).

Si l'ACV est conséquentielle et que le système est multifonctionnel (recyclage ou coproduction) :

- Identifier l'utilisateur marginal du coproduit ou du produit recyclé, la technologie marginale, et des effets indirects liés à la technologie marginale, grâce à des données de marché.
- Effectuer une **substitution** liée aux impacts évités de la technologie marginale en *soustrayant* l'inventaire de la technologie marginale et des effets indirects additionnels pour une augmentation de l'offre et en l'ajoutant pour une augmentation de la demande.
- Dans le cas de la coproduction, prêter une grande attention à l'identification du coproduit déterminant et du/des coproduit(s) dépendant(s).

4.2.1.4. SCENARIOS D'ANALYSE ET DE REFERENCE

- Définir les scénarios d'analyse et de référence, dans la mesure du possible :
 - o En concertation avec les parties prenantes,
 - o En vérifiant qu'ils sont partagés et reconnus par un grand nombre d'acteurs économiques du secteur ou concernés par ces scénarios.
- Construire les scénarios d'analyse et de référence en utilisant la période d'évitement la plus crédible possible suivant les observations du Tableau 50 et en considérant que l'évolution des réglementations, normes ou comportements peuvent considérablement réduire la période d'évitement.
- Les ICV comparés doivent être complets et homogènes correspondant à des frontières de systèmes clairement définies et comparables entre les deux scénarios.
- Justifier toutes les hypothèses de calcul utilisées, notamment les hypothèses liées à la procédure d'identification de l'utilisateur et de la technologie marginale en conséquentiel.
- Evaluer la sensibilité des résultats à ces hypothèses (par ex : mix énergétique, facteurs d'émissions, période d'évitement...).
- Choisir les hypothèses qui minorent les émissions « évitées ».

4.2.1.5. PERIMETRE DE CALCUL

- Ne pas omettre une étape du cycle de vie, sauf éventuellement sur les phases dont il peut être raisonnablement estimé qu'elles ont des émissions identiques entre la solution d'analyse et la solution de référence. Justifier toute omission.

4.2.1.6. CONTRIBUTION DES ACTEURS DANS LE PERIMETRE D'ANALYSE

- En attributionnel, calculer les émissions diminuées correspondant à l'ensemble de la chaîne de valeur et éviter l'attribution des émissions évitées à une partie prenante de la chaîne de valeur. L'entreprise ne peut pas s'attribuer la totalité ou une partie des émissions sans perdre en cohérence et risquer un double comptage.
- En conséquentiel, l'analyse d'une décision individuelle (ex : augmentation de l'offre en granulés de PP recyclés) permet d'attribuer 100 % des émissions évitées à l'acteur concerné. A l'inverse, si la décision analysée est conjointe, les émissions évitées peuvent être réparties suivant la contribution des acteurs si leur décision avait été individuelle.

Ainsi, lorsque nécessaire, l'attribution des émissions évitées/diminuées doit être clairement spécifiée dans les déclarations interprétatives de l'ACV.

4.2.1.7. AGREGATION DES RESULTATS

Concernant l'agrégation des résultats à l'échelle d'une entreprise :

- EpE mentionne la possibilité d'agréger les émissions au niveau d'une entreprise si celle-ci « communique de manière transparente son périmètre et la méthode de consolidation en les rendant accessibles de manière pédagogique en regard des chiffres présentés ». Cette étude montre à l'inverse que l'agrégation est **déconseillée** si l'approche est **attributionnelle**. En effet, comme l'entreprise ne peut pas s'attribuer toute l'empreinte carbone diminuée liée à un produit, et ne peut pas non plus calculer sa contribution sans risquer un double comptage, il est plus prudent de ne pas effectuer d'agrégation.
- Elle est **possible** pour des études **conséquentielles** sous deux conditions :
 - o La décision globale de l'entreprise ne doit pas affecter les paramètres de marché (par exemple, recycler 1 kg de PP pourrait ne pas mener aux mêmes conséquences que recycler 1000 tonnes de PP). Si les facteurs de marché importants ne sont pas modifiés (changements structuraux sur le marché) avec une grande unité fonctionnelle, il est possible de dire que les impacts peuvent être mis à l'échelle des conséquences totales d'une décision. Ainsi, avant d'agréger les résultats à l'échelle d'une entreprise, l'ACV de chaque décision doit avoir une unité fonctionnelle conforme à la taille de la décision (par ex : le recyclage annuel de 100 tonnes de PP).
 - o Les décisions agrégées ne doivent pas s'influencer entre elles car si c'est le cas, elles ne sont plus additives. Finalement, une entreprise pourrait communiquer sur l'impact total de toutes les décisions qu'elle a prise au cours de l'année en question.

4.2.2. RECOMMANDATIONS POUR COMMUNIQUER ET INTERPRETER LES « EMISSIONS EVITEES »

4.2.2.1. SUGGESTION DE VOCABULAIRE

Basé sur les exigences des normes ISO 14044 et 14020, des suggestions sont fournies pour des terminologies claires et explicites, ce qui limiterait une potentielle mauvaise interprétation des résultats (Tableau 50). En premier lieu, pour clarifier les résultats calculés via une approche attributionnelle ou conséquentielle, des terminologies différentes devraient être utilisées entre les « émissions évitées » calculées en **attributionnel** et les « émissions évitées » calculées en **conséquentiel**. La notion d'**évitement** est cohérente uniquement pour des impacts calculés en conséquentiel, car non seulement les émissions évitées (et augmentées) à l'intérieur, mais aussi à l'extérieur de la chaîne de valeur du produit sont considérées. Par conséquent, le déplacement des charges entre les systèmes de produits est pris en compte. Ainsi, le terme « **émissions évitées globales** » pourrait être employé pour des ACV conséquentielles. A l'inverse, le terme employé lorsque l'analyse est attributionnelle pourrait être « **empreinte carbone ou environnementale d'un produit/procédé inférieure(s)** ». Ici, le mot

“empreinte” est utilisé car les impacts calculés en ACV attributionnelle réfèrent seulement aux impacts ayant lieu dans la chaîne de valeur d'un produit. Si l'ACV attributionnelle est basée sur une extension du système (comme « le traitement de X kg de déchets et la production de X kg de produit recyclé »), cela correspondrait à une « empreinte procédé » plutôt qu'à une « empreinte produit » puisque l'analyse pourrait montrer que le procédé de recyclage a une empreinte carbone plus faible que les procédés de traitement des déchets alternatif et de production primaire. L'adjectif “inférieur” est suggéré car le scénario de référence n'est pas nécessairement le scénario qui sera substitué par la solution d'analyse – le scénario de référence peut intervenir seulement comme un benchmark.

Ainsi, l'emploi des termes évitement (conséquentiel) ou infériorité (attributionnel) permettrait une identification directe de la portée des résultats communiqués. Pour cette raison, les termes suggérés dans cette partie sont utilisés dans la suite de ce rapport.

Enfin, les « impacts évités » tel que définis dans cette étude et calculés via l'approche attributionnelle, correspondent à une **réduction du système** alors que les « impacts évités » calculés via l'approche conséquentielle sont liés à une **substitution**. Même s'il n'est pas recommandé d'appliquer la réduction du système (comme expliqué dans la section 4.2.1.3) et pour une harmonisation des pratiques, il est ainsi conseillé de garder ces termes suivant l'approche envisagée. Il est également conseillé de ne pas employer le terme « impacts évités » lorsque l'approche est attributionnelle. En effet, certains impacts ont été **soustraits** au système d'analyse mais ne sont pas « évités » pour autant.

Le vocabulaire suggéré dans ce rapport implique que les résultats calculés via le guide d'Entreprises pour l'Environnement ne devraient pas être désignés par le terme « émissions évitées » - même en suivant la définition des émissions évitées d'EpE, mais plutôt par le terme « empreinte carbone d'un produit/processus inférieure », car les recommandations d'Entreprise pour l'Environnement sont en accord avec une approche attributionnelle.

Tableau 50 - Vocabulaire suggéré pour la communication des « impacts évités » et « émissions évitées ».

Attributionnel	Conséquentiel
Impacts attribués à un produit/processus	Impacts causés par une décision
Empreinte carbone d'un produit/processus inférieure	Emissions globales évitées
Réduction du système	Substitution
Impacts soustraits	Impacts évités

4.2.2.2. GRAPHIQUES RECOMMANDES

Graphiques supports à la terminologie proposée

Pour compléter la proposition de vocabulaire de la section précédente, une représentation graphique des émissions calculées en attributionnel (Figure 66) ou en conséquentiel (Figure 67) est fournie et souligne la portée des déclarations d'émissions évitées/empreinte inférieure. En attributionnel, les émissions globales de CO₂ sont représentées par une sphère bleue. L'empreinte carbone attribuée à la solution de référence est représentée par un grand carré dans la sphère bleue. L'empreinte carbone attribuée à la solution d'analyse est représentée par un plus petit carré dans la même sphère bleue. L'empreinte inférieure (attributionnel) liée à la solution d'analyse est représentée par une flèche verte. L'influence de l'empreinte inférieure sur la quantité d'émissions globales de CO₂ (taille de la sphère bleue) n'est pas connue, car ce n'est pas l'objet d'analyse d'une ACV attributionnelle. En conséquentiel, les émissions de CO₂ globales avant la prise de décision sont représentées par une sphère transparente et les émissions de CO₂ globales résultantes après l'implémentation de la décision sont représentées par une sphère bleue. Les émissions globales de CO₂ évitées sont identifiées par une flèche verte. Noter que les visualisations des « émissions globales évitées » et de « l'empreinte carbone inférieure » ne sont pas nécessairement représentées à la même échelle et ne doivent donc pas être comparées directement.

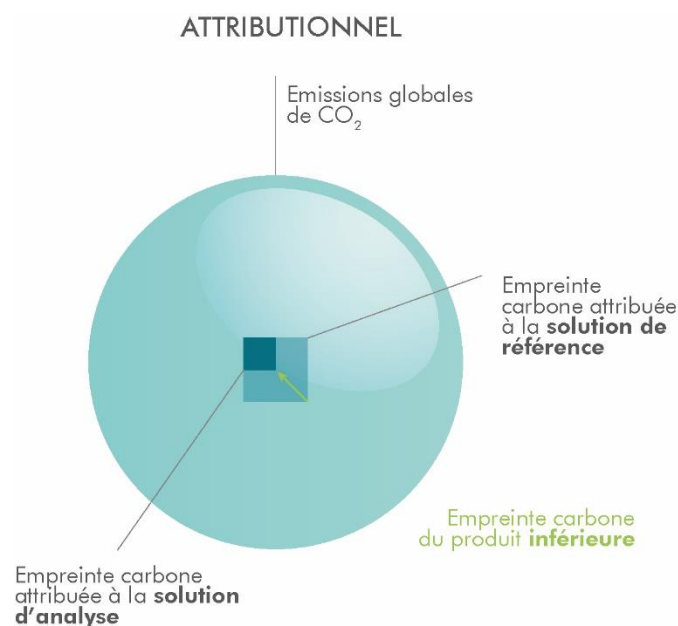


Figure 66 - Représentation des émissions de GES d'une solution d'analyse par rapport à une solution de référence menant à une « empreinte carbone inférieure » en attributionnel.

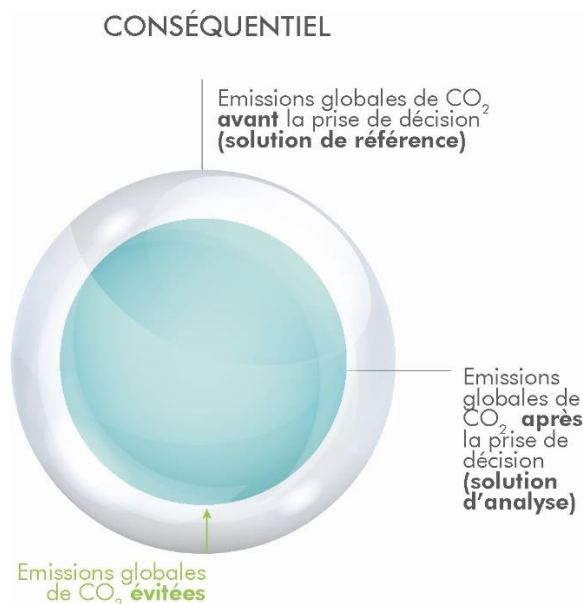


Figure 67 - Représentation des émissions de GES d'une solution d'analyse par rapport à une solution de référence menant à des « émissions globales de CO₂ évitées » en conséquentiel.

Techniques graphiques pour la communication de l'ACV

D'une manière générale, l'infographie est l'une des techniques graphiques les plus adaptée pour figurer les émissions évitées/empreintes inférieures au grand public car elle permet une communication attractive et compréhensible à travers des schémas explicatifs destinés à imager les informations. Les détails techniques les moins significatifs doivent être omis pour se centrer sur les hotspots de l'étude autant lors de la définition des objectifs et du champ que lors des résultats. Aussi, la transmission de chiffres clés comme les émissions évitées/empreintes inférieures est particulièrement adaptée à ce genre de communication. Cette considération peut entraîner une préférence pour une communication des valeurs d'émissions en pourcentages. Néanmoins, les valeurs d'émissions évitées en pourcentages ne sont pas représentatives de tout le cycle de vie du produit et **les émissions augmentées ou négatives** deviennent difficiles à présenter sur les mêmes graphiques que les émissions évitées. Il est donc préférable de présenter des **valeurs absolues ou normalisées**. Pour cette raison, il est compliqué de présenter les résultats d'une étude comparative sur un graphique en radar. En effet, en ACV

attributionnelle, bien que les émissions évitées soient les mêmes avec une extension du système ou une réduction du système, des pourcentages très différents sont calculés entre les résultats liés à l'une ou l'autre des techniques ce qui peut être sujet à induire le lecteur en erreur. De plus, le graphique en radar **n'est pas adapté si les émissions sont négatives ou s'il existe des émissions augmentées** dans certaines catégories d'impacts. La représentation en valeurs relatives est donc à éviter. Finalement, pour être le plus transparent possible, il est plutôt conseillé de présenter chacune des catégories d'impacts sélectionnées sur des **histogrammes séparés**. En effet, cela permet de transcrire les émissions négatives ainsi que les émissions augmentées comme présenté en Figure 68. Aussi, toutes représentations graphiques d'impacts liés à un système multifonctionnel doivent être accompagnées d'un **énoncé/encadré précisant les hypothèses fortes effectuées**. Un exemple d'incorporation des énoncés à la représentation graphique est aussi présenté sur la Figure 68 : l'unité fonctionnelle et les quelques hypothèses sensibles de l'étude sont mises en évidence.

EMISSIONS EVITEES PAR L'ENTREPRISE GRÂCE AU RECYCLAGE DU POLYPROPYLENE

UF: Augmentation de l'offre en déchets de Polypropylène (1,17kg) et **recyclage ou incinération**

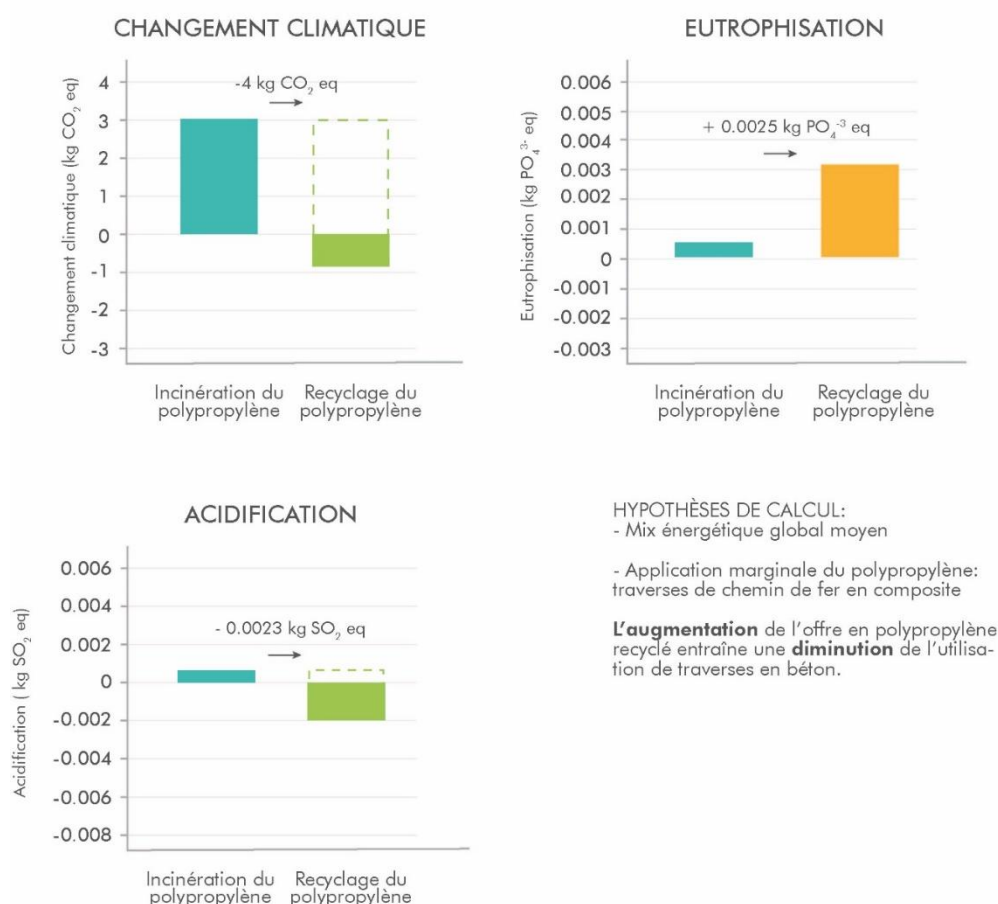


Figure 68 - Présentation des résultats de l'ACV conséquentielle concernant l'augmentation de l'offre en PP recyclé grâce à des histogrammes (perspective du producteur), mise en évidence de l'unité fonctionnelle et des hypothèses sensibles de l'étude.

Comme les résultats doivent être représentées préférentiellement en valeurs absolues, les empreintes carbone inférieures des produits ou procédé d'une entreprise ne peuvent pas être agrégées sur un graphique. A l'inverse, une possibilité de présentation des émissions évitées globales (calculées par une ACV conséquentielle) d'une entreprise sur une année est visible sur la Figure 69.

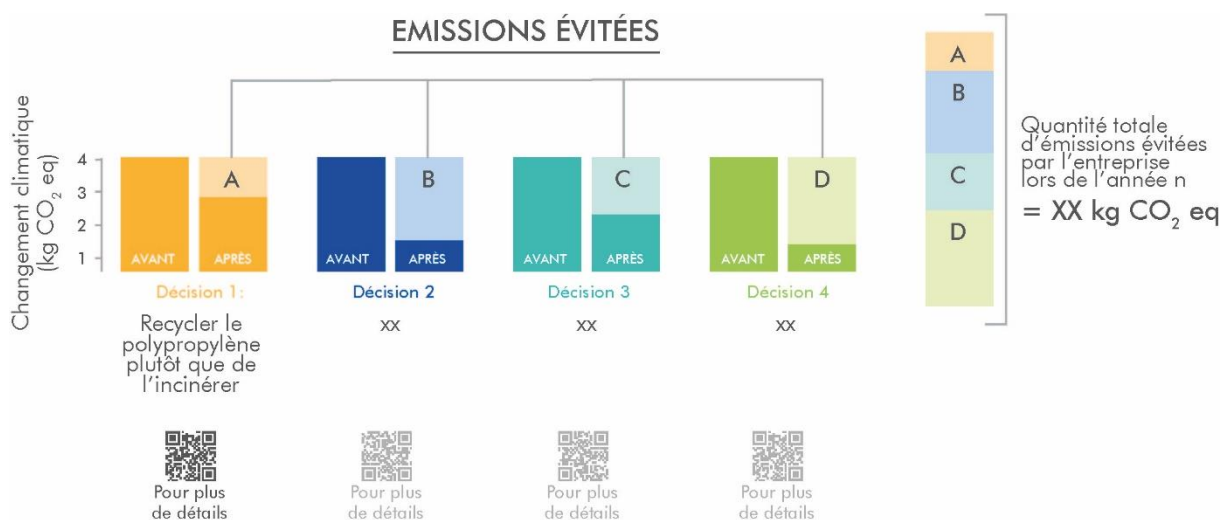


Figure 69 - Agrégation des résultats des impacts d'une entreprise sur une année (somme des émissions évitées par chaque décision) calculés en conséquentiel. Possibilité d'accéder aux détails des études grâce à des QR codes.

4.2.2.3. EXIGENCES MINIMUM DE COMMUNICATIONS

De nombreux supports et moyens de communications sont à disposition de l'entreprise pour faire part de ses résultats d'émissions évitées/empreintes inférieures. Cependant, le choix des informations à communiquer doit tenir compte de l'objectif, de l'enjeu et de la cible visée afin de définir et d'adapter au mieux la stratégie de communication. **Quel que soit le public visé et conformément aux normes ISO 14020 concernant les déclarations environnementales, il est nécessaire de mettre à disposition l'ensemble des informations fondant le calcul des émissions évitées dans un document dédié afin de guider la décision du client ou l'orientation du projet en interne.** Les stratégies à adopter suivant le type de public visé sont plus précisément détaillées dans les sections suivantes.

Pour la communication des engagements « Développement Durable » et le reporting extrafinancier d'une entreprise, le public visé est assez large et potentiellement non-expert. C'est par la communication de ses engagements ainsi que le rapport annuel que l'entreprise va expliquer comment elle fait évoluer son offre commerciale et ses solutions pour mieux prendre en compte le changement climatique dans sa stratégie pour le climat (Ministère de la Transition écologique et Solidaire, 2019). Ce type de communication sert donc entre autres à mieux informer les consommateurs et a des objectifs principalement commerciaux. Elle est à différencier des communications de projets de recherche internes à l'entreprise s'adressant à un public expert ou encore à des outils d'aide à la décision destinés à des clients industriels ou décideurs politiques et utilisées à des fins d'écoconception et de diminution des impacts sur l'environnement de produits, procédés ou services. Ce genre de communication peut permettre d'aider les décideurs politiques dans leur prise de décision et d'informer les actionnaires sur les bénéfices environnementaux des investissements.

Définition des objectifs

Les « émissions évitées/empreintes inférieures » peuvent être présentées dans des documents de communication à des fins marketing. En effet, comme la France oblige les sociétés cotées à fournir ce rapport annuel extra-financier dont le but est, entre autres, d'informer sur les mesures prises par la société et ses filiales concernant leur adaptation au changement climatique, la définition des objectifs à atteindre sur des périodes définies peut être basée sur les émissions évitées ou empreintes inférieures des solutions de l'entreprise. Comme énoncé précédemment, en attributionnel, les objectifs de développement durable de l'entreprise doivent concerner des solutions individuelles, c'est-à-dire des émissions diminuées par un procédé ou produit et non groupe de procédés ou produits. Ces objectifs sont complémentaires d'une stratégie de réduction des émissions directes et indirectes de l'entreprise. Ainsi, il est important de souligner la distinction entre les émissions évitées, empreintes inférieures et réductions d'émissions. Enfin, si des objectifs sont définis, EpE recommande notamment de veiller à respecter les recommandations de la « Task Force on Climate-related Financial Disclosures » (TCFD) en matière de communication (nature de la cible, année de référence, échéance de l'objectif, indicateurs de suivi mis en œuvre).

Pour des outils d'aide à la décision comme GreenPath développé par Veolia dont le but est d'accompagner le client dans son choix entre plusieurs solutions techniques en fonction de leurs performances environnementales (Entreprises pour l'Environnement, 2018), il est recommandé d'être particulièrement explicite sur la **portée** annoncée des émissions évitées ou empreintes inférieures. En effet, comme le but de l'outil est une *aide* à la décision, les arguments avancés doivent être complètement transparents sur la manière de calculer les impacts environnementaux des solutions et l'approche adoptée (**attributionnelle ou conséquentielle**).

Lorsque les résultats des émissions évitées/d'une empreinte inférieure sont destinés à des experts de l'ACV (ex : présentation de projets de recherche internes), il est recommandé de les figurer dans **leur globalité**. Pour mettre en évidence la portée du choix de l'approche (**attributionnelle ou conséquentielle**), l'ACViste peut représenter ses résultats finaux comme sur la Figure 71. La solution d'analyse et la solution de référence y sont décrites ainsi que les hypothèses de calcul en conséquentiel et un avertissement en attributionnel selon lequel les émissions **diminuées** calculées ne garantissent pas des émissions **évitées**.

Communication des « impacts évités » dans le cas d'un système multifonctionnel

Les « impacts évités » tels que définis initialement ne peuvent pas être communiqués à un public non averti de la même façon que dans les documents d'entreprises internes ou destinés aux experts, car ils sont **plus intrinsèquement liés aux méthodes de calcul utilisées en ACV** et donc plus compliqués à comprendre. De plus, ils ne fournissent pas de vision complète des calculs puisqu'ils ne correspondent pas aux résultats nets. Cependant, les « impacts évités » sont un paramètre essentiel du calcul des impacts environnementaux d'un système multifonctionnel et doivent être précisés dans des communications de **projets de recherche internes** car ils font partie des hypothèses et décisions méthodologiques pour lesquelles les résultats peuvent être sensibles. Finalement, il est important de diffuser uniquement les émissions évitées/l'empreinte inférieure au grand public et de détailler le calcul des « impacts évités » dans les communications scientifiques destinées à des experts ainsi que dans le document support de toute communication.

Catégories d'impacts

Lorsque que l'entreprise effectue une communication grand public, elle peut choisir de ne présenter que les catégories d'impacts mieux comprises du grand public (ex : émissions de GES, consommation en eau, etc.). Une autre option est évidemment de communiquer les résultats en catégories d'impact « end-point » (Figure 70), lorsque la différence entre la solution d'analyse et de référence est **élevée** (Brilhuis-Meijer, 2014a). En effet, les catégories d'impact « end-point » ne requièrent pas une connaissance approfondie de l'ACV mais l'incertitude des résultats est augmentée. D'autre part, il est largement **déconseillé** de choisir uniquement les catégories d'impact (mid-point ou end-point) pour lesquelles il existe des émissions évitées/empreintes inférieures.

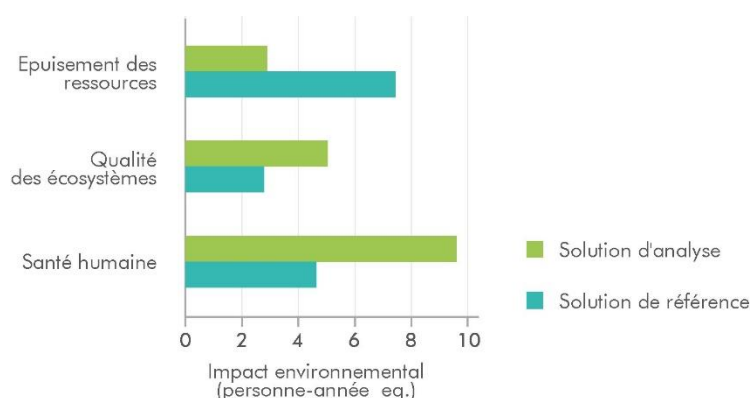


Figure 70 – Exemple fictif de résultats « end-point » entre une solution d'analyse et une solution de référence à communiquer au grand public. La différence d'impact entre les deux solutions est élevée et permet donc ce genre de communication.

Aussi, les objectifs internes de l'entreprise sont de bons indicateurs des potentiels points d'intérêt pour le public visé. Par exemple, si l'entreprise a des objectifs de réduction de son empreinte carbone et de sa consommation en eau, les catégories d'impacts correspondantes seront susceptibles de générer de

l'intérêt (Brilhuis-Meijer, 2014b). Cependant, le choix de ne présenter que certaines catégories d'impacts (par ex : potentiel de réchauffement global) implique de **ne jamais mentionner que la solution d'analyse a de « meilleures performances environnementales » que la solution de référence** puisqu'il faudrait se baser sur plus d'une catégorie pour pouvoir avancer ce genre d'affirmation.

A l'inverse, pour **des outils d'aide à la décision et la présentation de projets de recherche internes**, il est primordial que les solutions analysées ne présentent pas seulement les résultats liés aux émissions de GES. En effet, les études de cas ont montré que des émissions de GES évitées/empreintes inférieures pouvaient être associées à des émissions augmentées dans toutes les autres catégories d'impact. Les catégories d'impacts sélectionnées doivent être les plus pertinentes selon l'application et la raison de leur sélection doit être précisée. Ainsi, un outil d'aide à la décision ne peut pas affirmer qu'une solution est « meilleure pour l'environnement » qu'une autre seulement en présentant des émissions de GES évitées/une empreinte carbone inférieure. Il est donc préférable de représenter une **sélection exhaustive de catégories d'impacts « mid-point »** afin d'être le plus transparent possible et les résultats de l'entreprise seront consolidés.

Informations essentielles à communiquer

Dans une optique de transparence et de clarté, certaines informations doivent obligatoirement accompagner une communication d'émissions évitées/empreintes inférieures peu importe le public visé par la communication. Ainsi, l'annonce des informations suivantes est indispensable (Figure 71) :

- Approche attributionnelle ou conséquentielle,
- Unité fonctionnelle,
- Scénario d'analyse et de référence,

En conséquentiel :

- Technologie marginale et utilisateur marginal des produits recyclés/coproduits,
- Produit déterminant et coproduit(s) dépendant(s) dans le cas d'une coproduction,
- **Autres hypothèses** de calcul sensibles,

En attributionnel :

- Hypothèses de calcul sensibles,
- **Avertissement** : Une empreinte carbone de procédé inférieure ne garantit pas des émissions de CO₂ évitées, à cause des effets potentiels indirects sur l'empreinte carbone des autres procédés et produits. Cet avertissement est en accord avec le Principe 1 des déclarations environnementales de l'ISO 14020 (cf. 4.1.3).

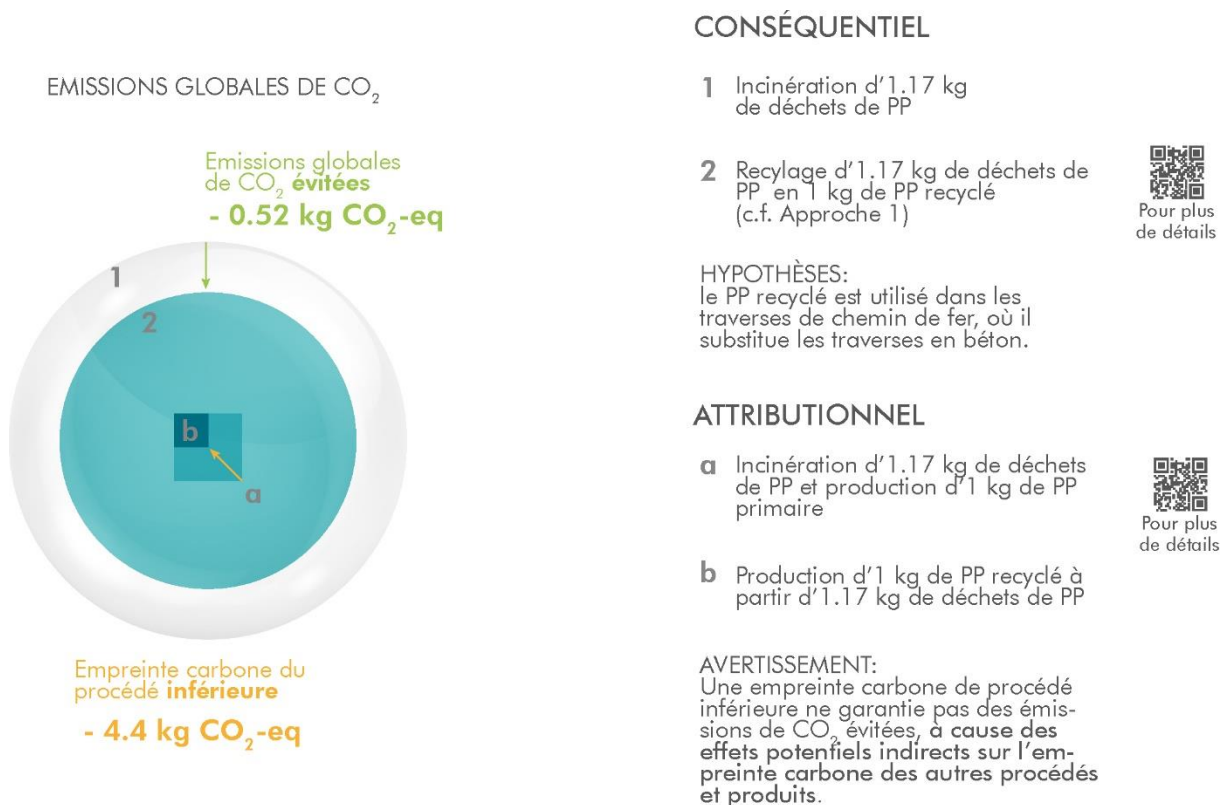


Figure 71 - Représentation graphique des résultats de l'étude de cas sur le recyclage du PP suivant l'approche envisagée (attributionnelle ou conséquentielle) et mise en avant des informations essentielles à communiquer.

4.2.2.4. SUPPORTS ANNEXES

Selon les exigences liées aux déclarations environnementales (ISO 14020), il est obligatoire de fournir un accès aux rapports sous-jacents expliquant les hypothèses sur lesquelles les résultats sont basés ainsi que les détails des calculs. Ainsi, les détails des calculs d'émissions évitées/empreintes inférieures peuvent ne pas être communiqués tels quels mais **obligatoirement disponibles** dans un rapport approfondi. Même si certaines données incluses dans les rapport ACV d'entreprise sont vouées à rester confidentiels (Brilhuis-Meijer, 2014b), un extrait du rapport mettant en évidence les résultats non confidentiels de l'étude doit être mis à disposition des lecteurs.

Les résultats peuvent être communiqué par exemple à travers un **flipbook** numérique (Figure 72) disponible via un **QR code** et menant au site internet de l'entreprise. Le flipbook est un document sous forme de brochure ou de magazine, animé par des transitions de page et numériquement référencé, c'est-à-dire que le lecteur peut tourner les pages du livret comme celui d'un véritable livre, uniquement avec sa souris d'ordinateur ou son touch pad, et parcourir le document grâce à un sommaire interactif. L'avantage de l'utilisation du flipbook est son interactivité avec celui qui le visualise ainsi que sa forme qui est ludique et invite davantage à la lecture. Cette solution permet non seulement d'exposer la nouvelle démarche de l'entreprise mais aussi de renforcer son image de marque.

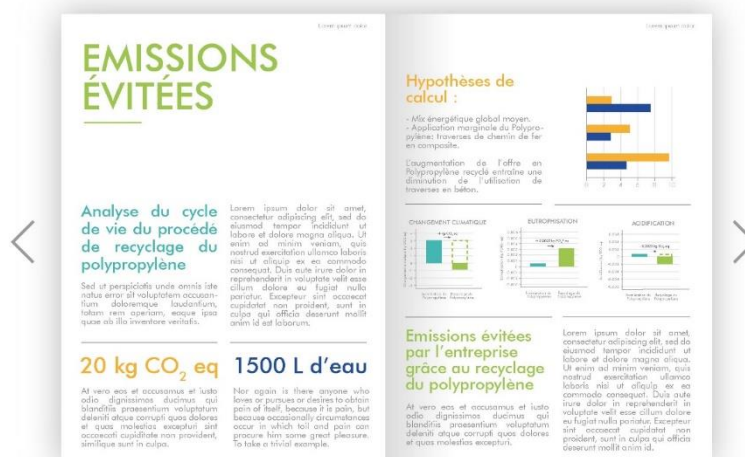


Figure 72 - Exemple d'un flipbook en ligne (accessible grâce à un QR code) visant à apporter des détails au lecteur sur l'ACV et les hypothèses de l'étude.

5. Conclusions

Ce rapport présente des recommandations pour *quantifier, communiquer, et interpréter les impacts et émissions évités générés par un acteur dans la chaîne de valeur d'un produit ou d'un service.*

D'après l'évaluation de l'état de l'art sur les méthodes d'évaluation des « émissions évitées » et des « impacts évités » et la démonstration de ces méthodes sur les cas d'études, des facteurs importants influençant l'évaluation des « émissions évitées » sont identifiés :

- L'importance d'une approche de Cycle de Vie basée sur la norme ISO 14044,
- Le besoin de sélectionner une perspective attributionnelle ou conséquentielle,
- La place du calcul des « impacts évités » en attributionnel (déconseillé) et en conséquentiel (requis),
- La sensibilité des résultats à certaines hypothèses :
 - o Le scénario de référence ;
 - o La sélection des sources de données ;
 - o Identification des utilisateurs marginaux et technologies marginales (en ACV conséquentielle).
- Le potentiel d'allouer les émissions évitées entre les acteurs de la chaîne de valeur et d'agréger les émissions évitées au niveau de l'entreprise.

Les lignes directrices actuelles fournissent une liberté de choix concernant ces facteurs, menant à un large panel de résultats potentiellement valides, résultant en un potentiel double comptage des bénéfices environnementaux, à un manque de comparabilité des résultats, et à un manque de confiance des acteurs pour compter sur ou communiquer, les résultats.

Ce rapport fournit des directives dans l'évaluation des émissions évitées contribuant à des résultats fiables, acceptables et cohérents. Pour permettre une communication transparente et sans ambiguïté des émissions évitées, les recommandations suivantes sont proposées :

- Suggestion d'un vocabulaire à adopter,
- Recommandation de graphiques,
- Exigences minimums de communication pour différents publics.

Ce travail a le potentiel de contribuer à de futurs développements et à l'harmonisation des documents proposant des lignes directrices pour l'évaluation et la communication des « émissions évitées ». La disponibilité d'une directive robuste est primordiale pour l'évaluation des opportunités d'investissement et d'innovation des entreprises pour le développement de produits et services bas carbone et respectueux de l'environnement.

6. Références

- ADEME. (2005). *Comment évaluer les impacts environnementaux l'analyse du cycle de vie (ACV). Optimisation de la gestion des déchets municipaux.*
- ADEME. (2015). *Quantifier l'impact GES d'une action de réduction des émissions - Recueil des fiches "exemple."*
- ADEME. (2016). *Quantifier l'impact GES d'une action de réduction des émissions -V2.* Angers, France. Retrieved from <https://www.ademe.fr/quantifier-limpact-ges-dune-action-reduction-emissions-v2>
- AFNOR. (2011). *BP X30-323-0 - Repository of good practices.* French agency for the environment and energy management, Paris, France.
- Amatayakul, W., & Ramnäs, O. (2001). Life cycle assessment of a catalytic converter for passenger cars. *Journal of Cleaner Production*, 9, 395–403.
- Atherton, J. (2007). Life Cycle Management Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles. *Int J LCA*, 12(1), 59–60.
- Azapagic, A., & Clift, R. (1999). Allocation of Environmental Burdens in Co-product Systems: Product-related Burdens (Part 1). *Journal of Cleaner Production*, 7(2), 101–119. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(98\)00046-8](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(98)00046-8)
- AZO Materials. (2014). Polypropylene (PP) (C3H6) Plastic Recycling.
- Binnemans, K., Jones, P. T., Van Acker, K., Blanpain, B., Mishra, B., & Apelian, D. (2013). Rare-Earth Economics : The Balance Problem, 65(7), 10–12. <https://doi.org/10.1007/s11837-013-0639-7>
- Blass, V., & Corbett, C. J. (2018). Same Supply Chain, Different Models: Integrating Perspectives from Life Cycle Assessment and Supply Chain Management. *Journal of Industrial Ecology*, 22(1), 18–30. <https://doi.org/10.1111/jiec.12550>
- Bolin, C. A., & Smith, S. T. (2013). Life Cycle Assessment of Creosote-Treated Wooden Railroad Crossties in the US with Comparisons to Concrete and Plastic Composite Railroad Crossties. *Journal of Transportation Technologies*, 03(02), 149–161. <https://doi.org/10.4236/jtts.2013.32015>
- Bouvar, F., & Hache, E. (2017). *Recommandations pratiques pour l'ACV prospective/References et exemples dans le domaine de l'énergie. Etude SCORE LCA n° 2015-07 (Vol. 181–182).* <https://doi.org/10.3917/presa.181.0441>
- Brander, M., Gillenwater, M., & Ascui, F. (2018). Creative accounting: A critical perspective on the market-based method for reporting purchased electricity (scope 2) emissions. *Energy Policy*, 112(September 2017), 29–33. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2017.09.051>
- Brilhuis-Meijer, E. (2014a). Consider Your Audience When Doing Impact Assessment.
- Brilhuis-Meijer, E. (2014b). Three Tips For Sharing YOur LCA Results With Non-experts.
- Brug, E. van de, Kerkhof, A., Neelis, M., & Terlouw, W. (2017). *Greenhouse gas emission reductions enabled by products from the chemical industry.* Retrieved from <https://www.ecofys.com/files/files/ecofys-icca-2017-avoided-emissions-roadmap.pdf>
- BSI. (2011). *PAS 2050:2011 - Specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services.* London, United Kingdom: BSI.
- BullionVault. (2017). Platine en 2018 : demande en hausse, offre en baisse.
- Caliendo, H. (2016). The Verdict Is In: Brand Owners Want Recycled PP.

CEN. (2012). *European standard NF EN 15804:2012*. Brussels, Belgium.

Cengiz, O., & Turanli, L. (2004). Comparative evaluation of steel mesh, steel fibre and high-performance polypropylene fibre reinforced shotcrete in panel test. *Cement and Concrete Research*, 34(8), 1357–1364. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2003.12.024>

Consequential-LCA. (n.d.). Glossary and definitions.

Consequential-LCA. (2015a). Determining or dependant co-products? Last updated: 2015-10-27.

Consequential-LCA. (2015b). Further theory on marginal production costs. Last updated: 2015-10-27. Retrieved November 27, 2016, from www.consequential-LCA.org

Consequential-LCA. (2015c). Further theory on normalising market trends. Last updated: 2015-10-27. Retrieved November 27, 2016, from www.consequential-LCA.org

Consequential-LCA. (2015d). Marginal Suppliers. Retrieved January 30, 2019, from <https://consequential-lca.org/clca/marginal-suppliers/>

Consequential-LCA. (2015e). When all co-products have alternatives. Last updated: 2015-10-27. Retrieved November 27, 2016, from www.consequential-lca.org

Cowley, A. (2018). *PGM Market Report (Johnson Matthey)*.

Croke, B. (2017). Developing a Polypropylene Recycling Infrastructure.

Davidson, V. (2018). Copper Market Outlook : Long term prospects are positive. In *Copper to the World Conference* (pp. 1–21). Adelaide Convention Centre.

De Camillis, C., Brandão, M., Zamagni, A., & Pennington, D. (2013). *Sustainability assessment of future-oriented scenarios: a review of data modelling approaches in Life Cycle Assessment*. Ispra, Italy. <https://doi.org/10.2788/95227>

Duarte, G. W., Pellegrin, M. Z. de, Júnior, J. F., Santos, A. L. G., Riella, H. G., & Fiori, M. A. (2013). Mechanical Properties of Recycled Compounds of Polypropylene for Building Products. *Journal of Materials Science Research*, 3(1). <https://doi.org/10.5539/jmsr.v3n1p94>

Ekvall, T. (2000). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resour Conserv Recycl*, 29(1–2), 91–109. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00057-9)

Ekvall, T., Azapagic, A., Finnveden, G., Rydberg, T., Weidema, B. P., & Zamagni, A. (2016). Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. *International Journal of LCA*. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1026-0>

Ekvall, T., & Weidema, B. P. (2004). System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *Int J LCA*, 9(3), 161–171. <https://doi.org/10.1007/BF02994190>

Elkem. (2018). How can you optimize your plastic recycling process with our foam control agents ?

Entreprises pour l'Environnement. (2018). *Avoided emissions - Companies assess their climate solutions*.

EuPR (Plastics Recyclers Europe). (2012). *How To Boost Plastics Recycling And Increase Resource Efficiency?* Brussels.

Eurofer, Eurometaux, & European Aluminum Association. (2013). *Ferrous and non-ferrous metals comments on the PEF methodology*. Brussels, Belgium.

European Commision. (2010). *ILCD Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Provisions and action steps*. <https://doi.org/10.2788/94987>

- European Commission. (2010). *ILCD Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. Ispra, Italy. <https://doi.org/10.2788/38479>
- European Commission. (2013). Product Environmental Footprint (PEF) Guide. *Oj L*, 124, 1–210.
- European Commission. (2014). *Report on Critical Raw Materials for the EU - Critical Raw Materials Profiles*.
- Farjana, S. H., Huda, N., & Mahmud, M. A. P. (2018). Environmental impact assessment of european non-ferro mining industries through life-cycle assessment, 154, 1–7.
- Finkbeiner, M. (2013). Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment? *Int J LCA*, 19(2), 266–271. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0678-x>
- Franklin Associates. (2018). Life Cycle Impacts for postconsumer recycled resins: PET, HDPE, and PP. *The Association of Plastic Recyclers*, 1–49.
- Friedman, D., Masciangioli, T., & Olson, S. (2012). Replacing critical materials with abundant materials. In *The role of the chemical sciences in finding alternatives to critical resources - A workshop summary* (pp. 21–28). Washington, D.C.: National Research Council of the National Academies.
- Frischknecht, R. (1998). *Life Cycle Inventory Analysis For Decision-Making - Scope-Dependent Inventory System Models and Context-Specific Joint Product Allocation*. Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology Zurich.
- Frischknecht, R. (2000). Allocation in Life Cycle Inventory Analysis for Joint Production. *The MIIM LCA Ph.D. Club*, 179(1999), 85–95. <https://doi.org/10.1065/lca2000.02.013>
- Frischknecht, R. (2010). LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *Int J LCA*, 15(7), 666–671. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0201-6>
- Galatola, M., & Pant, R. (2014). Reply to the editorial “Product environmental footprint—breakthrough or breakdown for policy implementation of life cycle assessment?” written by Prof. Finkbeiner (Int J Life Cycle Assess 19(2):266–271). *Int J LCA*. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0740-3>
- Glencore. (2017). *Nickel : State of the market*.
- Gouldsmith, B. A. F. S., & Wilson, B. (1963). Extraction and Refining of the Platinum Metals. *Platinum Metals Review*, 7(4), 136–143.
- Greenhouse Gas Protocol. (2014). Policy and Action Standard - An accounting and reporting standard for estimating the greenhouse gas effects of policies and actions. Retrieved from <https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/Policy and Action Standard.pdf>
- Grönman, K., Pajula, T., Sillman, J., Leino, M., Vatanen, S., Kasurinen, H., ... Soukka, R. (2019). Carbon handprint – An approach to assess the positive climate impacts of products demonstrated via renewable diesel case. *Journal of Cleaner Production*, 206, 1059–1072. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.233>
- Guinée, J. B., Heijungs, R., & Huppes, G. (2004). Economic allocation: Examples and derived decision tree. *Int J LCA*, 9(1), 23–33. <https://doi.org/10.1007/BF02978533>
- Harding, K. G., Dennis, J. S., von Blottnitz, H., & Harrison, S. T. L. (2007). Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly- β -hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *Journal of Biotechnology*, 130(1), 57–66. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2007.02.012>
- Heijungs, R. (2013). Ten easy lessons for good communication of LCA. *Int J LCA*, 19(3), 473–476. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0662-5>

- Heijungs, R., & Guinée, J. B. (2007). Allocation and “what-if” scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Manag*, 27(8), 997–1005. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.013>
- Hobson, P. (2018). Platinum market set for second consecutive surplus in 2018 - WPIC.
- ICCA. (2017). *Avoiding Greenhouse Gas Emissions: The Essential Role of Chemicals - 17 Case Studies*. <https://doi.org/10.1016/j.jacc.2016.02.052>
- ICCA, & WBCSD. (2013). *Addressing the Avoided Emissions Challenge “ The earth we live on is a precious resource for all .”*
- ICCA, & WBCSD. (2017). *Avoiding Greenhouse Gas Emissions - the Essential Role of Chemicals: Guidelines - Accounting for and Reporting Greenhouse Gas (GHG) Emissions Avoided along the Value Chain based on Comparative Studies, 2013*(October 2013), 44.
- IPA (International Platinum Group Metal Association). (n.d.). *Autocatalysts and Platinum Group Metals (PGMs)*.
- ISO. (2002). *ISO 14020 - Environmental labels and declarations - General principles*.
- ISO. (2006a). *ISO 14040: Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework* (Vol. 2006). The International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- ISO. (2006b). *ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. The International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- ISO. (2012a). *ISO/TR 14049: Environmental management—life cycle assessment—illustrative examples on how to apply ISO 14044 to goal and scope definition and inventory analysis*. The International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- ISO. (2012b). *ISO 14064-2 - Greenhouse Gases - Part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions or removal enhancements*. Geneva, Switzerland.
- ISO. (2013). *ISO/TS 14067 - Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication*. The International Organization for Standardization (ISO), Geneva, Switzerland.
- ISO. (2014). *ISO/TS 14071 - Environmental management — Life cycle assessment — Critical review processes and reviewer competencies: Additional requirements and guidelines to ISO 14044:2006*.
- ISO. (2018). *ISO 14034 - Environmental management - Environmental technology verification (ETV)*.
- ITU-T. (2014). L.1410 - Methodology for environmental life cycle assessments of information and communication technology goods, networks and services.
- Johnson, J. X., McMillan, C. A., & Keoleian, G. A. (2013). Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. *J Ind Ecol*, 17(5), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/jiec.12050>
- Kätelhön, A., Bardow, A., & Suh, S. (2016). Stochastic Technology Choice Model for Consequential Life Cycle Assessment. *Environmental Science & Technology*, acs.est.6b04270. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04270>
- KPMG. (2016). *Metals & Mining in Russia - Industry overview and investment opportunities*.
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., ... Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems - Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Manag*, 34(3), 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>

- Leib, J. (2016). RTD to try out recycled-plastic railroad ties on West light-rail line.
- Leroy, C., Thomas, J., Bollen, J., & Tikana, L. (2012). Tackling Recycling Aspects in EN15804 : the Metal Case. *LCA & Construction*. Nantes, France.
- Li, A. (2017). *COPPER MARKET OUTLOOK*.
- Ligthart, T. N., & Ansems, T. A. M. M. (2012). Modelling of Recycling in LCA. In E. Damanhuri (Ed.), *Post-Consumer Waste Recycling and Optimal Production*. InTech, Available from: <http://www.intechopen.com/books/post-consumer-waste-recycling-and-optimal-production/modelling-of-recycling-in-lca>.
- Linnenkoper, K. (2018). Lower platinum surplus expected in 2019.
- Manfredi, S., Allacker, K., Pelletier, N., Schau, E., Chomkhamisri, K., Pant, R., & Pennington, D. (2015). Comparing the European Commission product environmental footprint method with other environmental accounting methods. *Int J LCA*, 20, 389–404. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0839-6>
- McKay, D. (2018). Platinum demand surplus to top 500,000 oz in 2018 as jewellery disappoints.
- Mendoza Beltran, A., Prado, V., Font Vivanco, D., Henriksson, P. J. G., Guinée, J. B., & Heijungs, R. (2018). Quantified Uncertainties in Comparative Life Cycle Assessment: What Can Be Concluded? *Environmental Science and Technology*, 52(4), 2152–2161. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06365>
- MEPS International Ltd. (2018). MEPS - EU Carbon steel Prices.
- METI. (2018). *Guidelines for Quantifying GHG emission reductions of goods or services through Global Value Chain*.
- Ministère de la Transition écologique et Solidaire. (2019). Le reporting extra-financier des entreprises.
- Mudd, G. M., Jowitt, S. M., & Werner, T. T. (2018). Global platinum group element resources , reserves and mining – A critical assessment. *Science of the Total Environment*, 622–623, 614–625. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.350>
- Nagy, Á., & Kuti, R. (2016). The Environmental Impact of Plastic Waste Incineration. *Aarms*, 15(3), 231–237.
- National Council for Air and Stream Improvement Inc. (NCASI). (2012). *Methods for Open-Loop Recycling Allocation in Life Cycle Assessment and Carbon Footprint Studies of Paper Products*. Technical Bulletin No. 1003. Research Triangle Park, N.C.: National Council for Air and Stream Improvement, Inc.
- Norris, G. A. (2018). Avoided Emissions in Industrial Sectors. In *Contribution of Products to Avoided GHG Emissions*.
- OECD. (2018). Improving Plastics Management : Trends, policy responses, and the role of international co-operation and trade. *Environmental Policy Paper No. 12*, (12), 20.
- Pelletier, N., Ardente, F., Brandão, M., De Camillis, C., & Pennington, D. (2014). Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? *Int J LCA*. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>
- Peuportier, B., Herfray, G., Malmqvist, T., Zabalza, I., Staller, H., Tritthart, W., ... Szalay, Z. (2011). Life cycle assessment methodologies in the construction sector: the contribution of the European LORE-LCA project. In *SB11 Helsinki: World Sustainable Building Conference* (pp. 110–117). Helsinki, Finland.
- Plastics Make it Possible. (2017). What plastics are recycled? And what happens to recycled plastics

like polypropylene?

Plastics Recyclers Europe. (2012). *How to boost plastics recycling and increase resource efficiency?* Brussels, Belgium.

PlasticsEurope. (2014). Polypropylene (PP) resin Eco-profile. *Eco-Profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers*.

Rozycki, C. von, Koeser, H., & Schwarz, H. (2008). Ecology profile of the german high-speed rail passenger transport system, ICE. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(2), 83–91. <https://doi.org/10.1007/bf02978431>

Saniere, A., & Vinot, S. (2010). Li , Ni , Pt , Pd : des métaux “ critiques ” ? *IFP (Innovation Energie Environnement)*, Note de sy, 1–9.

Santero, N., & Hendry, J. (2016). Harmonization of LCA methodologies for the metal and mining industry. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(11), 1543–1553. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1022-4>

Schrijvers, D. (2017). *Evaluation environnementale des options de recyclage selon la méthodologie d'analyse de cycle de vie : établissement d'une approche cohérente appliquée aux études de cas de l'industrie chimique*. University of Bordeaux. Retrieved from <http://www.theses.fr/2017BORD0555/document>

Schrijvers, D., Tsang, M., Castells, F., & Sonnemann, G. (2018). Life-Cycle Assessment. In G. Sonnemann, M. Tsang, & M. Schuhmacher (Eds.), *Integrated Life-Cycle and Risk Assessment for Industrial Processes and Products* (pp. 33–78). CRC Press.

Schrijvers, Dieuwertje L, Loubet, P., & Sonnemann, G. (2016a). Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 994–1008. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1069-x>

Schrijvers, Dieuwertje L, Loubet, P., & Sonnemann, G. (2016b). Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 976–993. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1063-3>

Schrijvers, Dieuwertje Louise, Loubet, P., & Sonnemann, G. W. (n.d.). Improved modeling of substitution in consequential LCA with the market-driven substitution method. *Submitted to Journal of Industrial Ecology*.

Simon, F. (2018). EU official: “Growing consensus” for fresh plastic recycling laws.

Sonnemann, G. W., & Vigon, B. W. (2011). *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - A Basis for Greener Processes and Products*. Paris, France.

The Institute of LCA Japan. (2015). *Guidelines for Assessing the Contribution of Products to Avoided Greenhouse Gas Emissions The Institute of Life Cycle Assessment , Japan*.

The Institute of LCA Japan. (2018). Comments on avoided emissions. Retrieved January 30, 2019, from https://ilcaj.org/ws/doc/20180209_12e.pdf

The International EPD® System. (2013). *General programme instructions for the International EPD® system 2.01*.

The Railway Tie Association. (2005). *RTA TieReport #2: Cost Comparison of Alternate Crosstie Materials*.

Thomassen, M. A., Dalgaard, R., Heijungs, R., & de Boer, I. (2008). Attributional and consequential LCA of milk production. *Int J LCA*, 13(4), 339–349. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0007-y>

- Tillman, A.-M. (2000). Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(1), 113–123. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00035-9](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00035-9)
- Vadenbo, C., Hellweg, S., & Astrup, T. F. (2016). Let's Be Clear(er) about Substitution: A Reporting Framework to Account for Product Displacement in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 00(0), 1–12. <https://doi.org/10.1111/jiec.12519>
- van Belkom, A. (2015). *Recycled Plastic Railroad Ties*. Sneek, The Netherlands.
- Weidema, B. (2014). Has ISO 14040/44 Failed Its Role as a Standard for Life Cycle Assessment? *Journal of Industrial Ecology*, 18(3), 324–326. <https://doi.org/10.1111/jiec.12139>
- Weidema, B.P., Ekvall, T., & Heijungs, R. (2009). *Guidelines for application of deepened and broadened LCA - Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project*. ENEA, Italy.
- Weidema, Bo P. (2001). Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *J Ind Ecol*, 4(3), 11–33.
- Weidema, Bo P. (2003). *Market information in life cycle assessment*. Copenhagen, Denmark. Retrieved from <http://www.norlca.org/resources/780.pdf>
- Weidema, Bo P., Bauer, C., Hirsch, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., ... Wernet, G. (2013). *Overview and methodology - Data quality guideline for the ecoinvent database version 3* (Vol. 3). Ecoinvent Report 1 (v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre.
- Weidema, Bo P., Ekvall, T., & Heijungs, R. (2009). *Guidelines for application of deepened and broadened LCA - Deliverable D18 of work package 5 of the CALCAS project*. ENEA, Italy.
- Weidema, Bo P. (2013). *Guide to interpret the EU Product Environmental Footprint (PEF) Guide*. 2.-0 LCA consultants, Aalborg. Retrieved from <http://www.lca-net.com/files/Guide-to-interpret-the-EU-PRODUCT-ENVIRONMENTAL-FOOTPRINT.pdf>
- Weidema, Bo P., & Norris, G. A. (2002). Avoiding co-product allocation in the metals sector. In *ICMM International Workshop on Life Cycle Assessment and Metals*. Montreal, Canada.
- Whithouse, D. (2019). South Africa miners needs price swings just to stay afloat.
- Wilburn, D., & Bleiwas, D. (2005). Platinum-Group Metals — World Supply and Demand. *U.S. Geological Survey Open-File Report 2004-1224*, 1–153.
- Worldsteel Association. (2011). *Life Cycle Assessment Methodology Report*. Brussels, Belgium.
- WRI. (2018). WRI Working paper on avoided emissions - Challenges and recommended options for accounting for the avoided emissions benefits of products. In *Contribution of Products to Avoided GHG Emissions*.
- WRI, & WBCSD. (2011). *Greenhouse Gas Protocol Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*. World Resources Institute (WRI) and World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), USA.
- Yin, S., Tuladhar, R., Collister, T., Combe, M., & Sivakugan, N. (2015). Mechanical Properties and Post-crack Behaviours of Recycled PP Fibre Reinforced Concrete. In *Concrete 2015*.
- Yin, S., Tuladhar, R., Combe, M., Collister, T., Jacob, M. V, & Shanks, R. A. (2013). Mechanical properties of recycled plastic fibres for reinforcing concrete. In *Fibre Concrete 2013* (pp. 1–10).
- Yin, S., Tuladhar, R., Sheehan, M., Combe, M., & Collister, T. (2016). A life cycle assessment of recycled polypropylene fibre in concrete footpaths. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2231–2242. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.073>
- Yin, S., Tuladhar, R., Shi, F., Combe, M., Collister, T., & Sivakugan, N. (2015). Use of macro plastic

fibres in concrete: A review. *Construction and Building Materials*.
<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.05.105>

Zamagni, A., Buttol, P., Porta, P. L., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J., ... Pretato, U. (2008). *Critical review of the current research needs and limitations related to ISO-LCA practice - Deliverable D7 of work package 5 of the CALCAS project*. ENEA, Italy.

Zampori, L., Pant, R., Schau, E. M., De Schrijver, A., & Galatola, M. (2016). *Circular Footprint Formula*.

Zhou, J. H., & Xiang, H. (2011). Research on Mechanical Properties of Recycled Fiber Concrete. *Advances in Structural Engineering*, 1–3(94–96), 1184–1187.

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

Annexe

ACV attributionnelle et conséquentielle

Dans le domaine scientifique, deux approches génériques de l'ACV existent pour calculer les impacts environnementaux d'un produit, d'un service ou d'un projet, et permettent la comparaison de deux scénarios alternatifs : l'ACV attributionnelle et l'ACV conséquentielle (Tableau 51).

- Une ACV attributionnelle évalue les impacts environnementaux pouvant être attribués au produit ou procédé à l'étude, en suivant une perspective de comptabilisation (Sonnemann & Vigon, 2011). Par exemple, les impacts environnementaux sont attribués aux coproduits d'un procédé de coproduction selon les revenus économiques relatifs qu'ils génèrent.
- A l'inverse, les impacts environnementaux additionnels ou évités *causés par* une action sont évalués avec une ACV conséquentielle (Sonnemann & Vigon, 2011). **Le but d'une ACV conséquentielle est d'évaluer les conséquences environnementales d'une décision, menant à une augmentation ou une diminution de la demande pour des produits** (Sonnemann & Vigon, 2011). Les procédés modélisés lors de l'Inventaire du Cycle de Vie sont des procédés en réalité affectés par cette décision – même au-delà de la chaîne d'approvisionnement des produits à l'étude. Si, par exemple, la demande pour un sous-produit est croissante, il est peu probable que cela mène à une augmentation de la production de ce sous-produit. A l'inverse, certains arrêteront d'utiliser ce produit et utiliseront un produit alternatif à la place. Tant que les impacts de la production de ce produit alternatif sont **une conséquence de la demande croissante pour le sous-produit**, il est difficile d'affirmer que le sous-produit ne peut pas être « **accusé** » de ces impacts : les impacts ne peuvent pas être directement liés au sous-produit puisqu'ils sont liés à des mécanismes de marché. Cela constitue la différence principale entre une ACV attributionnelle et conséquentielle.

Tableau 51 - Description et effets de modélisation en ACV attributionnelle et conséquentielle selon l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (revue de (D. Schrijvers, 2017))

	ACV attributionnelle	ACV conséquentielle
Description	• Approche de modélisation du système avec laquelle les inputs et outputs sont attribués à l'unité fonctionnelle d'un système de produit en associant et/ou partageant les procédés unitaires du système selon une loi normative.	• Approche de modélisation du système considérant que les activités d'un système de produit sont liées de telle manière qu'elles sont incluses dans le système de produit seulement si elles sont supposées changer à la suite d'un changement de la demande pour l'unité fonctionnelle.
But de l'ACV	• L'approche attributionnelle tente de fournir des informations sur la proportion de charges globales pouvant être associées à un produit (et à son cycle de vie).	• L'approche conséquentielle tente de fournir des informations sur les charges environnementales ayant lieu directement ou indirectement en tant que conséquences d'une décision (généralement représentées par un changement dans la demande pour un produit).

Effets de modélisation	• En théorie, si des ACV attributionnelles de tous les produits finaux étaient conduits, cela reviendrait à observer les charges environnementales totales dans le monde • Les systèmes analysés contiennent idéalement des procédés étant en fait directement liés par des flux (physiques, d'énergie, et de services) au procédé unitaire fournissant l'unité fonctionnelle ou le flux de référence. • Cette approche utilise des données sur les fournisseurs actuels ou des données moyennes.	• En théorie, les systèmes analysés dans ces ACV sont faits uniquement de procédés étant affectés par la décision, qui change leur output dû à un signal qu'ils reçoivent d'une chaîne de cause à effet dont l'origine est une décision particulière. • Cette approche utilise des données sur le fournisseur actuel tant que ce fournisseur n'est pas contraint (c.-à-d., dans la mesure où il peut répondre à une augmentation de la demande par une augmentation égale de l'offre), ou en utilisant des données représentant la technologie marginale (c.-à-d. les fournisseurs qui répondront réellement à un changement de la demande).
Procédure d'allocation	• Cette approche utilise communément l'allocation^a comme moyen de gérer les procédés ou systèmes multifonctionnels.	• Cette approche utilise l'extension du système^b afin de gérer les procédés multifonctionnels en étendant le système d'évaluation à des procédés additionnels.

^a L'«allocation» fait référence à la répartition ou « partitioning » dans le rapport de l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2011)

^b L'«extension du système » fait référence à la substitution dans le rapport de l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative (2011)

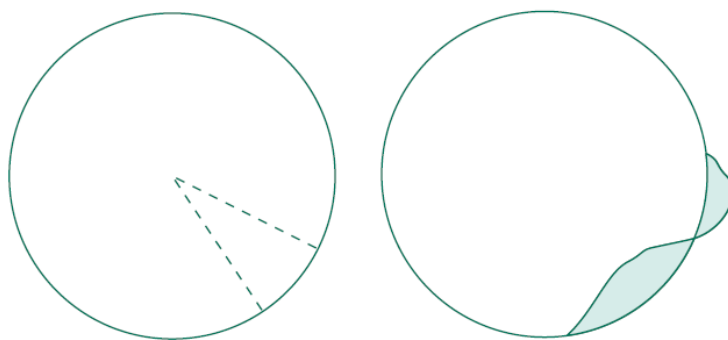


Figure 73 - Différence conceptuelle entre les approches attributionnelle (gauche) et conséquentielle (droite)
(Sonnemann & Vigon, 2011 ; Bo P. Weidema, 2003)

OBJECTIF ET CHAMP DES ACV CONSEQUENTIELLES

La plupart des ACVistes ont de l'expérience dans l'application de l'ACV attributionnelle et non conséquentielle. Par conséquent, deux facteurs importants de la définition des objectifs et du champ de l'étude influençant le type de conséquences modélisées en ACV conséquentielle sont introduits ici : l'échelle de la décision et le cadre temporel des conséquences considérées.

ECHELLE DE LA DECISION

Le type de conséquences modélisées en ACV conséquentielle dépend de la portée de la décision. Si une décision n'aura pas d'influence considérable sur le fonctionnement du marché, elle est considérée comme une décision petite ou de faible ampleur. Cela signifie que cette décision n'influencera pas la façon dont les produits sont produits ou commercialisés. Par exemple, elle n'aura pas d'effet sur la manière dont sont considérés les produits (c.-à-d. produits principaux, sous-produits, ou déchets). Ces décisions peuvent provenir d'individus ou d'entreprises en général. Dans ce cas, les changements marginaux sont modélisés. Dans le domaine de l'économie, les changements marginaux sont des changements causés par l'augmentation (ou la diminution) unitaire de la production ou de la consommation d'un bien. La taille de l'unité fonctionnelle n'est pas importante puisque l'on peut considérer que les conséquences des décisions sont liées linéairement à la taille de la décision (Bo P. Weidema et al., 2009).

Si la décision évaluée est susceptible d'influencer les paramètres de la production des produits sur le marché global, les conséquences seront grandes. Un exemple serait la décision d'utiliser un sous-produit en quantité telle que ce sous-produit deviendrait le produit principal du processus de production. De telles décisions concernent seulement les très grandes entreprises avec une très grande part de marché, les décideurs politiques, ou un changement de paradigme dans la société. Dans ce cas, l'unité fonctionnelle devrait être égale à la taille de la décision (par exemple l'achat de 100 000 voitures électriques) et les technologies affectées seraient les technologies incrémentales ou moyennes (voir Tableau 52) (Ekvall et al., 2016).

En pratique, la plupart des décisions auront des conséquences marginales sur le marché (Ekvall et al., 2016; Bo P. Weidema et al., 2009). Par conséquent, l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative recommande l'utilisation de données marginales en ACV conséquentielle (Sonnemann & Vigon, 2011).

Tableau 52 - Identification de la technologie affectée en ICV conséquentiel pour des périmètres d'ACV différents (Azapagic & Clift, 1999; Tomas Ekvall et al., 2016)

Taille prévue du changement du volume de production	Technologie affectée
Faible changement du volume de production	Marginale (c.-à-d. la technologie qui répondra à une augmentation/diminution de la demande pour 1 unité de produit).
Changement significatif du volume de production	Incrémentale (c.-à-d. le mélange de technologies qui répondra à l'augmentation/diminution de la demande pour une quantité spécifique de produit).
Changement complet du système de production	Moyenne (c.-à-d. toutes les technologies qui seront affectées par l'augmentation/diminution de la demande pour une quantité spécifique de produit).

Le site internet (Consequential-LCA, 2015d) donne des recommandations pour l'identification de la technologie marginale affectée par une décision (Figure 74). S'il n'y a qu'un fournisseur affecté par une décision, il est également le fournisseur marginal. Cependant, si un produit est acheté sur le marché, le fournisseur marginal sera le plus concurrentiel en termes de coûts dans un marché grandissant, et le moins concurrentiel dans un marché en déclin. Les technologies limitées, par exemple à cause de raisons politiques (ex : les centrales au charbon), ne peuvent pas être des technologies marginales. Si le volume de production d'un produit est limité, par exemple parce qu'il est un sous-produit, aucun fournisseur marginal augmentera la production de ce produit. Dans ce cas, l'utilisateur marginal (l'utilisateur le plus susceptible d'arrêter l'utilisation de ce produit et d'utiliser un autre produit, en appliquant la substitution) doit être identifié. Les conséquences seront donc modélisées comme la production augmentée de ce substitut.

CADRE TEMPOREL DES CONSEQUENCES

Lorsque les conséquences d'une action sont considérées, celles-ci peuvent être intéressantes à court terme ou à long terme. (Bo P. Weidema et al., 2013) affirment que ce ne sont pas les conséquences à court terme, mais les conséquences à long terme qui sont d'intérêt en ACV conséquentielle, car les conséquences à long terme sont les résultats cumulés de plusieurs effets à court terme. Par exemple,

si un choix de ne pas prendre l'avion est fait à court terme, le changement dans les impacts environnementaux sera négligeable. En effet, il est prévu que l'avion parte de toute façon. Cependant, si plusieurs personnes font ce choix de manière cohérente, moins de vols seront planifiés et cela mènera à une diminution des émissions liées à l'utilisation de l'avion. De ce fait, beaucoup d'études conséquentielles ont pour but d'évaluer les conséquences à long terme d'un changement, permettant la prise de décisions sur l'investissement de capitaux (voir Tableau 53). (Frischknecht, 1998) différencie par ailleurs les conséquences à long terme et à très long terme. A très long terme, un développement technologique peut avoir lieu. Les décisions peuvent donc affecter la recherche et le développement de technologies plus efficaces que celles utilisées actuellement.

La base de données Ecoinvent v3 propose un inventaire de cycle de vie pour les études conséquentielles. Le périmètre du système modélisé est « long terme, marginal », il reflète les conséquences des choix qui ne changent pas les paramètres opérationnels actuels sur le marché et qui affectent les décisions d'investissement concernant les technologies disponibles actuellement (Bo P. Weidema et al., 2013).

Tableau 53 - Identification de la technologie affectée en ICV conséquentiel pour différents horizons temporels en ACV (Frischknecht, 2000; B P Weidema et al., 2013)

Délai des conséquences prévues	Technologie affectée
Court terme	Capacité de production actuellement installée
Long terme	Investissements dans la capacité de production des technologies actuellement disponibles
Très long terme	Investissements dans la capacité de production de technologies en développement

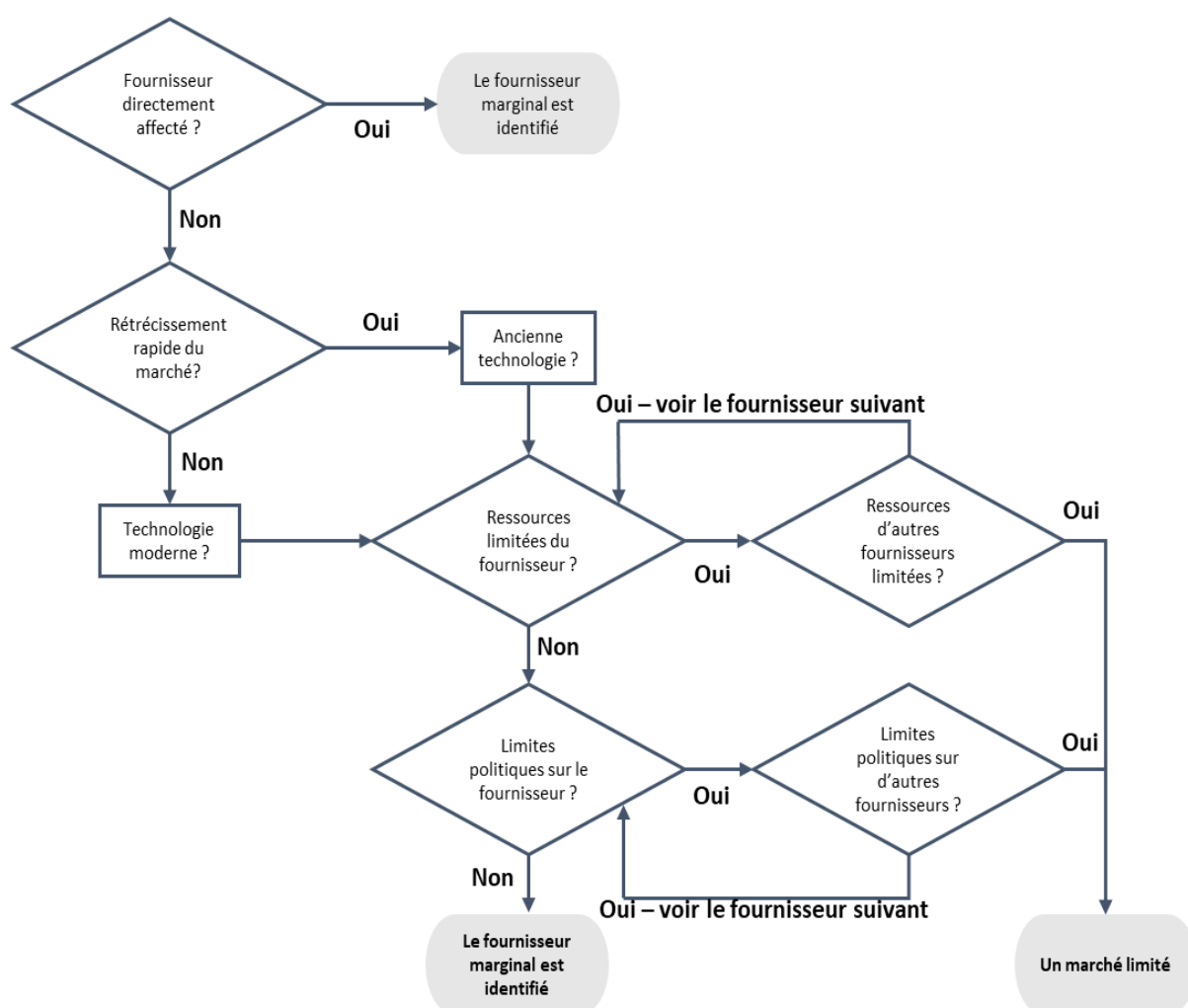


Figure 74 - Arbre de décisions pour choisir le fournisseur marginal d'un produit (Consequential-LCA, 2015d)