

Titre: Approche régionalisée et prospective pour l'analyse du cycle de vie
Title: de la gestion des matières recyclables

Auteur: Arianne Provost-Savard
Author:

Date: 2024

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Provost-Savard, A. (2024). Approche régionalisée et prospective pour l'analyse du
Citation: cycle de vie de la gestion des matières recyclables [Thèse de doctorat,
Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/60245/>

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/60245/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Guillaume Majeau-Bettez, & Robert Legros
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Approche régionalisée et prospective pour l'analyse du cycle de vie de la
gestion des matières recyclables**

ARIANNE PROVOST-SAVARD

Département de génie chimique

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

Génie chimique

Octobre 2024

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Approche régionalisée et prospective pour l'analyse du cycle de vie de la gestion des matières recyclables

présentée par **Arianne PROVOST-SAVARD**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiæ Doctor*

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

Bruno BLAIS, président

Guillaume MAJEAU-BETTEZ, membre et directeur de recherche

Robert LEGROS, membre et codirecteur de recherche

Anne-Marie BOULAY, membre

Annie LEVASSEUR, membre externe

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier mes deux directeurs, Guillaume et Robert. Merci Robert de m'avoir donné la piqure pour la gestion des matières résiduelles il y a de cela plusieurs années. Ton accompagnement et tes conseils tout au long de mes études supérieures ont été très précieux. Merci Guillaume d'avoir été aussi présent, investi, à l'écoute, encourageant et généreux, malgré ton horaire de premier ministre. Merci d'avoir accordé autant de temps à nos nombreuses heures de rencontre. Je crois réellement que ce sont ces moments qui m'en ont le plus appris sur la recherche. À vous deux, merci pour votre accompagnement soutenu et bienveillant, qui a fait de mon parcours aux études supérieures une expérience tellement positive. Je vous en suis extrêmement reconnaissante.

Merci à tous mes collègues et amis du CIRAIG, de la CRVMR et de Polytechnique que j'ai côtoyés au cours des dernières années. Un merci spécial à Fabrice, Laurie et Julien P. pour vos précieux conseils, à Laura pour les cours de poterie et les pomodoros, à Han et Lisa d'avoir égayé les TD de GCH1220, à Jonas pour ta patience avec mes questions sur Energyscope, à Nomena d'avoir enjolivé les conférences et à Florence et Christelle pour le support moral. Merci à ma jumelle de cœur Mathilde d'avoir fait de mes premières années à Poly des années inoubliables, qui m'ont donné envie de poursuivre durant 10 ans! Merci à Félix, Jade, Olivier, Sarrah, Simon, Vanessa, Victoria et Yann d'avoir égayé mon parcours à Polytechnique. Et à tous les autres qui ont croisé mon chemin et l'ont rendu si agréable. Mon parcours au doctorat n'aurait pas été le même sans une petite pause de quelques mois au Togo. Merci à Annabelle B., Julien D., Mélodie et Véronique d'avoir partagé avec moi cette formidable aventure. Merci à Olivier pour l'accueil chaleureux à Compiègne. Merci aux partenaires du CIRAIG et au FRQNT pour leur appui financier.

Finalement, un merci particulier à mes amis et ma famille. Alessia, Annabelle R.-L., Mélanie, Palina, Roxanne, merci d'être depuis plus de 10 ans de si grandes sources d'inspiration. Yanick, merci pour tous tes conseils et ton écoute. Tu m'ouvres le chemin depuis que je suis toute petite. Merci maman et papa pour votre support inconditionnel, votre patience, votre écoute. Vous avez toujours su me pousser à aller au-delà de mes doutes, à sortir de ma zone de confort, et à croire en mes capacités. Grand-maman, merci pour ta joie de vivre et ta résilience contagieuses. Renaud, merci de rendre ma vie plus douce depuis déjà plus de 11 ans, et de partager avec moi ta présence rassurante, ta patience, et ton grand cœur.

RÉSUMÉ

Malgré une croissance continue de la production de matières résiduelles recyclables, les taux de recyclage de ces dernières demeurent globalement bas. Des mesures doivent être mises en place pour accroître la valorisation des matières recyclables par des procédés respectueux de l'environnement, et pour limiter les impacts environnementaux liés à leur gestion en fin de vie. Pour réduire ces impacts, il faut d'abord savoir les évaluer adéquatement, puis être en mesure de prédire les conséquences des solutions envisagées. L'analyse du cycle de vie (ACV) est un outil de choix pour l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les concernant. Elle fait néanmoins actuellement face à certains défis méthodologiques entravant sa capacité à guider efficacement la prise de décision dans le secteur du recyclage.

D'abord, la globalisation des flux de matières résiduelles recyclables, principalement menée par des pays développés en exportant de grandes quantités vers des pays en développement, réduit la traçabilité de ces matières. Les impacts environnementaux générés sont potentiellement exacerbés par l'exportation de matières recyclables vers des régions où les infrastructures de recyclage sont insuffisantes et où les réglementations environnementales sont peu strictes. Néanmoins, très peu d'études d'ACV régionales, principalement dans les pays en développement, ont été réalisées sur les procédés de recyclage, et les études existantes sont peu harmonisées en ce qui a trait aux hypothèses posées et aux frontières des systèmes analysés. Compte tenu de la variation importante des caractéristiques de ces procédés en fonction de la région dans laquelle le recyclage a lieu, il devient primordial de développer une approche facilitant l'estimation des impacts d'ACV régionalisés des systèmes de recyclage globalisés. Un deuxième défi méthodologique pour l'ACV est la représentation de procédés multifonctionnels, comme le recyclage, qui offre un service de traitement de la matière résiduelle tout en produisant une matière recyclée utilisable dans un autre cycle de vie. Les procédés multifonctionnels demandent un effort de modélisation supplémentaire pour répartir les impacts environnementaux entre les différentes fonctions assurées par le système à l'étude. La plupart des études d'ACV traitant de systèmes de gestion des matières résiduelles modélisent la multifonctionnalité par l'approche de substitution, bien que cette dernière soit communément considérée incompatible méthodologiquement avec la perspective d'ACV attributionnelle. Il importe d'adresser cette incohérence afin de clarifier les lignes directrices guidant la modélisation de la multifonctionnalité des systèmes de gestion des matières recyclables.

Finalement, un troisième défi méthodologique relevé dans la revue de littérature concerne l'évaluation des conséquences de décisions sur les impacts environnementaux globaux prospectifs. Les méthodes existantes sont soit trop complexes à appliquer, soit trop générales et basées sur des heuristiques n'étant pas représentatives de dynamiques de marché réalistes. Les lignes directrices pour la réalisation d'ACV prospectives avec une perspective conséquentielle doivent être clarifiées et améliorées pour guider efficacement la prise de décision dans le secteur du recyclage.

Les défis méthodologiques identifiés ont mené à la formulation de l'objectif général de cette thèse, soit de développer un cadre méthodologique permettant de guider efficacement l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les concernant, à travers la prise en compte de la régionalité, de la multifonctionnalité, et de l'évolution prospective des systèmes de production. Trois objectifs spécifiques ont été élaborés pour répondre à cet objectif général, soit (1) développer une approche méthodologique pour la génération paramétrée et semi-automatisée d'inventaires du cycle de vie (ICV) régionalisés; (2) évaluer la cohérence méthodologique de traiter la multifonctionnalité par l'approche de substitution au sein de l'ACV attributionnelle (ACVA); (3) raffiner les directives pour la réalisation d'ACV conséquentielles (ACVC) basées sur les données de sortie de macro-modèles prospectifs.

Le premier objectif spécifique a été atteint, d'abord en développant le cadre méthodologique, décliné en trois étapes principales, soit la définition du cadre de l'étude et des paramètres de procédé à régionaliser, la collecte et l'estimation de données, et l'évaluation de la qualité des données. À partir de ce cadre méthodologique, un outil de régionalisation des ICV du recyclage du papier, comprenant 13 paramètres, a été construit. Des études de cas ont confirmé la grande variabilité régionale des impacts environnementaux du recyclage du papier, ces derniers fluctuant mondialement, pour l'impact sur les changements climatiques, de 0,27 à 2,25 kg CO₂-Eq émis par kg de papier résiduel traité. Pour ce qui est du second objectif spécifique, à travers l'étude des caractéristiques méthodologiques propre à la perspective attributionnelle d'ACV, il a été montré de façon intuitive, par des exemples, et par une généralisation mathématique de la solution à l'ensemble des cas possibles, que la substitution peut être compatible méthodologiquement avec l'ACVA. Deux conditions ont été formulées pour garantir cette compatibilité, soit l'attribution des impacts du procédé substitué au produit secondaire et la substitution de données marginales. L'Objectif spécifique 3 a permis de raffiner la méthode et les lignes directrices pour la réalisation d'ACVC prospectives basées sur les données de sortie de macro-modèles décrivant de possibles

futures trajectoires socioéconomiques. Le rôle de ce type d'ACV, les intervalles de temps délimitant les types d'ajustement de production possibles pour répondre à un changement de demande, et la méthode de calcul des mixes marginaux prospectifs ont été raffinés et clarifiés. Finalement, une étude de cas a permis d'illustrer l'intégration des cadres méthodologiques développés aux Objectifs spécifiques 1 et 3, en analysant les conséquences environnementales de recycler ou d'enfouir localement les papiers journaux exportés par le Québec en Inde.

Quelques limites ont été rencontrées dans cette thèse, et mettent la table pour des avenues de recherche futures. D'abord, la collecte et le tri des matières recyclables ont été exclus de l'étude et pourraient ultérieurement y être intégrés pour élargir le système analysé. Également, la base de données régionalisées sur laquelle repose l'outil paramétré de régionalisation des ICV de recyclage du papier aurait avantage à être étoffée avec plus de données, et continuellement mise à jour. De plus, les données d'arrière-plan n'ont pas été régionalisées ni marginalisées, et devraient l'être pour assurer une cohérence dans l'application des cadres développés. Une attention particulière devrait également être portée pour faciliter l'évaluation du potentiel de substitution, qui a été défini de façon rudimentaire dans les études de cas. Finalement, une méthode de désagrégation géographique et technologique des données de sortie des macro-modèles prospectifs contribuerait à limiter les incertitudes dans l'application de la méthode élaborée à l'Objectif spécifique 3.

Les cadres méthodologiques développés dans cette thèse, bien que visant à être appliqués au secteur du recyclage, couvrent des enjeux plus larges et contribuent à une rigueur méthodologique renforcée dans les branches de la régionalisation, de la représentation de la multifonctionnalité, et de l'évaluation des données marginales prospectives du domaine de l'ACV. Ultimement, les développements méthodologiques présentés dans cette thèse constituent un pas vers une robustesse accrue dans l'évaluation des impacts environnementaux de systèmes étudiés avec l'approche d'ACV.

ABSTRACT

Despite continuous growth in the production of recyclable waste materials, recycling rates remain generally low. Measures must be implemented to enhance the valorization of recyclable materials through environmentally friendly processes and to limit the environmental impacts associated with their end-of-life management. To reduce these impacts, it is first necessary to adequately assess them, and then to predict the consequences of the possible solutions. Life-cycle assessment (LCA) is a valuable tool for evaluating the environmental impacts associated with recyclable materials management systems. However, this approach currently faces several methodological challenges that hinder its ability to effectively guide decision-making in the recycling sector.

First, the globalization of recyclable waste flows, primarily driven by developed countries exporting large quantities of these materials to developing countries, reduces their traceability. The environmental impacts generated are potentially exacerbated by the export of recyclables to regions with inadequate recycling infrastructure and less stringent environmental regulations. Nevertheless, very few regional LCA studies, especially in developing countries, have been conducted on recycling processes, and the existing studies are poorly harmonized in terms of assumptions and system boundaries. Given the significant variation in process characteristics depending on the region where recycling takes place, it becomes crucial to develop an approach that facilitates the estimation of the regionalized LCA impacts of globalized recycling systems. A second methodological challenge for LCA is the representation of multifunctional processes, like recycling, which provides waste material treatment while producing recyclable material usable in another life cycle. Multifunctional processes require additional modeling effort to allocate environmental impacts among the different functions provided by the system under study. Most LCA studies dealing with waste management systems model multifunctionality using the substitution approach, although this approach is commonly considered methodologically incompatible with the attributional perspective of LCA. It is important to address this inconsistency to clarify the guidelines for modeling the multifunctionality of recyclable material management systems. Finally, a third methodological challenge identified in the literature review concerns the evaluation of the consequences of decisions on prospective global environmental impacts. Existing methods are either too complex to apply, or too general and based on heuristics that are not representative of realistic market dynamics. The guidelines for conducting prospective LCAs with

a consequential perspective need to be clarified and improved to effectively guide decision-making in the recycling sector.

The identified methodological challenges led to the formulation of the general objective of this thesis, which is to develop a methodological framework that effectively guides the evaluation of the environmental impacts associated with recyclable material management systems, by considering regionality, multifunctionality, and the prospective evolution of production systems. Three specific objectives were developed to address this general objective: (1) develop a methodological approach for the parametrized and semi-automated generation of regionalized life cycle inventories (LCIs); (2) evaluate the methodological coherence of addressing multifunctionality through the substitution approach within attributional LCA (ALCA); (3) refine the guidelines for conducting consequential LCAs (CLCAs) based on output data from prospective macro models.

The first specific objective was achieved by developing the methodological framework, divided into three main steps: defining the study's scope and the process parameters to regionalize, collecting and estimating data, and evaluating data quality. Based on this methodological framework, a tool for the regionalization of paper recycling LCIs, including 13 parameters, was constructed. Case studies confirmed the significant regional variability of the environmental impacts of paper recycling, which fluctuate globally for climate change impacts from 0.27 to 2.25 kg CO₂-Eq emitted per kg of residual paper treated. Regarding the second specific objective, through the study of the methodological characteristics specific to the attributional LCA perspective, it was shown intuitively, with examples, and through a mathematical generalization of the solution, that substitution can be methodologically compatible with ALCA. Two conditions were formulated to guarantee this compatibility: the attribution of the substituted process impacts to the secondary product and the substitution of marginal data. Specific objective 3 refined the method and guidelines for conducting prospective CLCAs based on output data from macro models describing possible future socioeconomic trajectories. The role of this type of LCA, the time intervals defining the possible production adjustment types responding to a change in demand, and the method for calculating prospective marginal mixes were refined and clarified. Finally, a case study was conducted to illustrate the integration of the methodological frameworks developed in Specific objectives 1 and 3, by analyzing the environmental consequences of recycling or landfilling locally the newspapers exported by the province of Quebec to India.

Some limitations were encountered in this thesis, which set the stage for future research avenues. First, the collection and sorting of recyclable materials were excluded from the study and could be integrated in the future to broaden the analyzed system. Additionally, the regionalized database on which the parametric tool for the regionalization of paper recycling LCIs is based would benefit from being expanded with more data and continuously updated. Background data were neither regionalized nor marginalized and should be to ensure consistency in applying the developed frameworks. Special attention should also be paid to facilitating the evaluation of the substitution potential, which was defined rudimentarily in the case studies. Finally, a method for the geographical and technological disaggregation of output data from prospective macro models would contribute to limit uncertainties in the application of the method developed for Specific objective 3.

The methodological frameworks developed in this thesis, although aimed at the recycling sector, address broader issues and contribute to increased methodological rigor in the areas of regionalization, representation of multifunctionality, and evaluation of prospective marginal data in the field of LCA. Ultimately, the methodological developments presented in this thesis constitute a step towards greater robustness in the evaluation of the environmental impacts of systems studied with the LCA approach.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ.....	iv
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	x
LISTE DES TABLEAUX.....	xv
LISTE DES FIGURES.....	xvi
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	xxi
LISTE DES ANNEXES.....	xxiii
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Le recyclage et l'analyse du cycle de vie	1
1.2 Défis et besoins liés à la modélisation par analyse du cycle de vie des systèmes de gestion des matières recyclables	1
1.3 Buts poursuivis et approche envisagée	3
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Le secteur du recyclage	5
2.1.1 Globalisation des flux de matières recyclables	5
2.1.2 Systèmes de gestion des matières recyclables.....	7
2.2 L'analyse du cycle de vie	15
2.2.1 Méthodologie générale.....	15
2.2.2 Analyses du cycle de vie attributionnelle et conséquentielle.....	16
2.2.3 Régionalisation des inventaires du cycle de vie des systèmes de gestion des matières résiduelles.....	20
2.2.4 Paramétrisation des inventaires du cycle de vie.....	23
2.2.5 Multifonctionnalité.....	23

2.2.6	L'analyse du cycle de vie prospective.....	33
2.2.7	Comparaison des résultats d'analyses du cycle de vie du recyclage des fibres à ceux d'autres modes de traitement.....	37
2.3	Concepts complémentaires	39
2.3.1	L'analyse des flux de matières	39
2.3.2	La circularité des systèmes de gestion des matières recyclables	39
2.4	Synthèse critique de la revue de littérature.....	40
CHAPITRE 3	OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE	43
3.1	Objectifs de la thèse.....	43
3.2	Méthodologie générale	44
3.2.1	Objectif spécifique 1 – Inventaires du cycle de vie régionalisés	46
3.2.2	Objectif spécifique 2 – Compatibilité entre la substitution et l'analyse du cycle de vie attributionnelle	48
3.2.3	Objectif spécifique 3 – Directives pour l'analyse du cycle de vie conséquentielle prospective	50
3.2.4	Étude de cas.....	52
CHAPITRE 4	ARTICLE 1 : PARAMETRIZED REGIONALIZATION OF PAPER RECYCLING LIFE-CYCLE ASSESSMENT.....	53
4.1	Présentation de l'article	53
4.2	Manuscrit	53
4.2.1	Abstract	53
4.2.2	Introduction	54
4.2.3	Methods and data	58
4.2.4	Results	69
4.2.5	Discussion, limitations of the study and future work.....	74

4.2.6	Conclusion.....	75
CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : SUBSTITUTION MODELING CAN COHERENTLY BE USED IN ATTRIBUTIONAL LIFE CYCLE ASSESSMENTS 77		
5.1	Présentation de l'article	77
5.2	Manuscrit	77
5.2.1	Abstract	77
5.2.2	Introduction	78
5.2.3	Misconception 1: The use of substitution in ALCA violates the conservation of environmental impacts.	85
5.2.4	Misconception 2: Because ALCA describes a system in a given state, and substitution describes a change in state (a perturbation, something avoided), the two cannot logically and coherently be mixed.	95
5.2.5	Corollary 1: There is a logic to marginal substitution in ALCA.....	98
5.2.6	Discussion	100
5.2.7	Conclusion.....	102
CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : GUIDELINES FOR PROSPECTIVE CONSEQUENTIAL LCA BASED ON DATA FROM INTEGRATED ASSESSMENT MODELS 103		
6.1	Présentation de l'article	103
6.2	Manuscrit	103
6.2.1	Abstract	103
6.2.2	Introduction	104
6.2.3	Role of p-CLCA	108
6.2.4	Time intervals that delimit possible production adjustment types.....	114
6.2.5	Mix of technologies responding to a demand perturbation.....	124
6.2.6	Example of updated guidelines application	129

6.2.7	Discussion, limitations of the study, and future work.....	133
6.2.8	Conclusion.....	134
6.2.9	Acknowledgements	134
6.2.10	Data availability.....	134
CHAPITRE 7 ÉTUDE DE CAS INTÉGRATIVE : ANALYSE DU CYCLE DE VIE CONSÉQUENTIELLE DU RECYCLAGE DES PAPIERS JOURNAUX RÉSIDUELS PRODUITS AU QUÉBEC.....		135
7.1	Mise en contexte et objectifs	135
7.2	Méthodologie et hypothèses	137
7.3	Résultats et analyse.....	141
7.3.1	Mixes marginaux.....	141
7.3.2	Résultats d'analyse du cycle de vie des scénarios.....	144
7.3.3	Analyse des conséquences sur le changement climatique	146
7.4	Limites.....	148
7.5	Conclusion.....	149
CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE		151
8.1	Objectif spécifique 1 – Inventaires du cycle de vie régionalisés.....	151
8.1.1	Principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche	151
8.1.2	Limites et futures avenues de recherche	152
8.1.3	Recommandations	154
8.2	Objectif spécifique 2 – Compatibilité entre la substitution et l'analyse du cycle de vie attributionnelle	155
8.2.1	Principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche	155
8.2.2	Limites et futures avenues de recherche	155
8.2.3	Recommandations	156

8.3	Objectif spécifique 3 – Directives pour l’analyse du cycle de vie conséquentielle prospective	157
8.3.1	Principaux résultats et apports à l’avancement de la recherche	157
8.3.2	Limites et futures avenues de recherche	158
8.3.3	Recommandations	159
8.4	Étude de cas	160
8.4.1	Principaux résultats et apports à l’avancement de la recherche	160
8.4.2	Limites et futures avenues de recherche	160
8.4.3	Recommandations	161
CHAPITRE 9	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	162
RÉFÉRENCES.....		166
ANNEXES		186

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Principales différences entre l'ACVA et l'ACVC	18
Table 4.1 : Pedigree matrix indicator scores descriptions (from Weidema et al. (2013)) and examples of each indicator score category for geographical and technological correlation linked to paper recycling processes.....	65
Table 5.1 : Symbols used in the general framework representing the substitution modeling approach that allows for a conservation of total impacts in attributional studies	91
Table 6.1 : Important moments and timeframes for the identification of the time intervals that delimit the possible production adjustment types	117
Table 6.2 : Start and end of the time interval delimiting the possibility of each production adjustment type for a positive and a negative demand perturbation	122
Tableau 7.1 : Valeur des paramètres régionalisés des procédés de recyclage québécois et indien	139
Table A.1 : Translation of the impact sources into evaluable metrics (suite).....	188
Table A.2 : Lower bound, upper bound and references for sensitivity analysis on process parameters (suite)	191
Table A.3 : Sensitivity analysis on parameters results (suite).....	194
Table A.4 : Inventory data quality (suite)	198
Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite) ...	200
Table A.6 : Parameters used in the process model.....	210
Table A.7 : Paper and deinking sludge composition.....	212
Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)	214
Table A.9 : Activities of the new sludge incineration process created	220
Table B.1 : Emission factors and substitution ratio (from (Brander & Wylie, 2011)).....	231
Tableau D.1 : Procédés choisis dans la base de données ecoinvent pour représenter chaque technologie de production d'électricité	244

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Procédés de recyclage mécanique (en bleu) et chimique (en bleu et en rose) des fibres	11
Figure 2.2 : Cadre méthodologique de l'ACV selon la norme ISO 14044	16
Figure 2.3 : Méthodes de modélisation de la multifonctionnalité comprises dans la hiérarchie de la norme ISO 14044	25
Figure 2.4 : Application de la substitution à un coproduit puis à l'autre, menant à une violation du principe d'additivité par la non-conservation des impacts totaux du procédé de coproduction	32
Figure 2.5 : Positionnement des SSP sur les échelles de défis d'adaptation et de mitigation. Adaptée de (O'Neill et al., 2013) avec des informations provenant de (Riahi et al., 2017).	34
Figure 3.1 : Méthodologie générale de la thèse	45
Figure 4.1 : Methodological framework to guide the parametrization and systematization of the generation of life-cycle inventories for the recycling of different material types.....	59
Figure 4.2 : Included and excluded activities in the LCA paper recycling regionalization tool...	60
Figure 4.3 : Classification of the paper recycling regionalization tool process parameters into the two technological variability categories (non-grade-specific parameters and grade-specific parameters) and the two geographical variability categories (parameters linked to economic development and parameters linked to available resources and physical environment).....	64
Figure 4.4 : Regionalization results for the Efficiency process parameter a) Level 1 and 2 geographical indicator score countries according to the pedigree matrix for wastepaper recycling efficiency b) Estimation of wastepaper recycling efficiency for all countries with a paper recycling system	67
Figure 4.5 : Impact on climate change (kg CO ₂ -Eq) of recycling 1 kg of wastepaper per country a) Graphic paper production b) Newsprint production c) Corrugated cardboard production ...	70
Figure 4.6 : Normalized scenario analysis results on 18 ReCiPe midpoint impact categories for the recycling of 1 kg of wastepaper from Quebec's sorting centers	73

Figure 5.1 : Illustration of the differences between the functional unit expansion and the substitution approaches. The investigated process is the Co-production process, providing the primary Function 1 and the secondary Function 2. The Avoided process is a monofunctional process providing Function 2. The expansion of the functional unit in the functional unit expansion approach leads to a multifunctional unit, providing Functions 1 and 2, while the subtraction of the Avoided process from the Co-production process in the substitution approach leads to a system providing only Function 1.81

Figure 5.2 : **a)** Illustration of the comparison of the functional unit expansion, partition and substitution approaches, as described by Brander and Wylie (2011). This application of substitution is erroneous, and leads to double-counting the benefits of substitution, with a credit attributed to the co-production process for substituting Function 2 and a burden-free system attributed to Function 2. **b)** Correction of the erroneous application of substitution in the worked example of Brander and Wylie (2011). The system attributed to Function 2 must be the Avoided process to conserve the impacts of the initial unattributed co-production process.87

Figure 5.3 : **a)** Illustration of the recycled content approach. The recycled material input is considered burden-free. **b)** Illustration of the end-of-life substitution approach. A credit is attributed for the substitution of virgin material production by the production of recycled material output. The material input is considered to be 100% virgin. **c)** Erroneous combination of the recycled content and of the end-of-life substitution approaches.88

Figure 5.4 : Mathematical generalization of the conservation of global impacts when applying substitution modeling to attributional studies. *The processes downstream of Process M are optional and determined by the functional unit (in the primary product value chain) and by the point of substitution (in the secondary product value chain). a) Representation of the global technosphere T without substitution modeling. A is the attributional multifunctional studied system, providing the primary final demand product flow $f_{o,A}$ and the secondary final demand product flow $f_{s,A}$. b) Representation of the global technosphere T using substitution modeling. The value chain of the substituted flow $p_{s',S}$ is subtracted from the value chain of multifunctional system A to yield the system attributed to the studied final product (A_{FINAL}).

The system attributed to the secondary product is the value chain of the substituted flow $p_{s',s}$ (A_{SECOND}). 92

Figure 6.1 : Illustration of two types of prospective decomposition analyses. a) Attributional decomposition analysis: evolution of the average technology mix allocated to a stable consumption (Consumption 1) between 2030 and 2040 in a particular market. As the production of Technology 3 fades over time, its share in the average mix attributed to Consumption 1 gradually diminishes, and conversely for Technology 2. b) Change decomposition analysis: evolution of the technology mix allocated to a consumption (Consumption 1') increasing its production linearly between 2030 and 2040. 110

Figure 6.2 : a) p-CLCA assuming the reference trajectory is in a status quo state b) p-CLCA assuming the reference trajectory is evolving outside the studied decision..... 112

Figure 6.3 : Illustration of the p-CLCA approach: the demand increase is a perturbation of the reference trajectory's total demand. a) Perturbation caused by an increased demand relative to the reference market trajectory maintained from years 2030 to 2046. Erroneous interpretation of the perturbation after 2046, leading to an overestimation of its consequences. b) Same situation as a), but it is assumed that this increased demand is already included in the reference trajectory from 2046. 113

Figure 6.4 : Methods of Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) for the definition of time intervals that delimit the possible production adjustment types 116

Figure 6.5 : Time intervals for potential production adjustment types. a) Positive perturbation, perfect foresight b) Positive perturbation, no foresight c) Positive perturbation, limited foresight d) Negative perturbation, perfect foresight e) Negative perturbation, no foresight f) Negative perturbation, limited foresight 123

Figure 6.6 : Data approximation levels for the identification of the technologies composing the marginal mix 128

Figure 6.7 : Illustration of the application of p-CLCA algorithm for marginal mixes calculation, for a positive 100 GW-yr demand perturbation between 2030 and 2060 in the OECD electricity market, assuming suppliers have a perfect foresight..... 132

Figure 7.1 : Trajectoires réelle (2018-2023) et anticipée (2024-2028) des exportations annuelles de papier journal résiduel du Québec vers l'Inde	136
Figure 7.2 : Courbes de variation de production liées aux ajustements de capacités installées entre 2005 et 2100.....	142
Figure 7.3 : Mixes électriques marginaux obtenus pour les différents SSP, types de vision, types de perturbation, et régions.....	143
Figure 7.4 : Résultats normalisés des impacts d'ACV au niveau problème calculés avec la méthode ReCiPe, pour les scénarios de recyclage au Québec (OCDE) et d'enfouissement au Québec (OCDE), et pour les différents SSP et types de vision.....	145
Figure 7.5 : Conséquences sur le changement climatique calculées avec la méthode ReCiPe, pour les différents SSP et types de vision.....	147
Figure A.1 : Sensitivity analysis on parameters results	197
Figure A.2 : Biomass fraction of total energy use.....	222
Figure A.3 : Sludge treatments.....	223
Figure A.4 : Other solid wastes treatments	224
Figure A.5 : Substitution ratio.....	225
Figure A.6 : Virgin material input.....	226
Figure B.1 : Multifunctional process (Process 1) providing the function related to the functional unit (Function 1) and a secondary function (Function 2), and monofunctional process (Process 2) providing the function related to the functional unit (Function 1).....	228
Figure B.2 : Compared systems with the functional unit expansion approach	228
Figure B.3 : Compared systems with the substitution approach	229
Figure B.4 : Illustration of the aggregation of functional units in the functional unit expansion approach	230
Figure B.5 : Representation of the transition between the reference state R and the studied state T . In the transition, multifunctional system A is added to the reference state R , which leads to the	

substitution of Process S and all the upstream processes in the value chain. The resulting studied state corresponds to the addition of the transition to the reference state. 237

Figure B.6 : Example of the evolution of the substituted marginal mix with the CHP process, showing attributional and consequential perspectives 239

Figure C.1 : Resulting production adjustments for a myopic foresight 243

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ABM	Agent-based model
ACV	Analyse du cycle de vie
ACVA	Analyse du cycle de vie attributionnelle
ACVA-p	Analyse du cycle de vie attributionnelle prospective
ACVC	Analyse du cycle de vie conséquentielle
ACVC-p	Analyse du cycle de vie conséquentielle prospective
AFM	Analyse des flux de matières
ALCA	Attributional life-cycle assessment
BOD	Biological oxygen demand
CC	Corrugated cardboard
CHP	Combined heat and power
CLCA	Consequential life-cycle assessment
COD	Chemical oxygen demand
DS	Dissolved solids
GDP	Gross domestic product
GES	Gaz à effet de serre
GHG	Greenhouse gas
GMR	Gestion des matières résiduelles
GP	Graphic paper
GWI	Global warming impact
IAM	Integrated assessment model
ICV	Inventaire du cycle de vie
IEA	International Energy Agency
ISO	International Organization for Standardization
ISRI	Institute of Scrap Recycling Industries
LCA	Life-cycle assessment
LCI	Life-cycle inventory
MFA	Material flow analysis

NP	Newsprint
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
p-ALCA	Prospective attributional life-cycle assessment
p-CLCA	Prospective consequential life-cycle assessment
PEM	Partial equilibrium model
RoW	Rest of World
SS	Suspended solids
SSP	Shared Socioeconomic Pathway

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Informations supplémentaires liées à l'article 1	186
Annexe B Informations supplémentaires liées à l'article 2.....	227
Annexe C Informations supplémentaires liées à l'article 3.....	240
Annexe D Informations supplémentaires liées à l'étude de cas.....	244

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Le recyclage et l'analyse du cycle de vie

La génération mondiale annuelle de matières résiduelles municipales est actuellement estimée à un peu plus de 2 milliards de tonnes, et il est prévu qu'elle s'accroisse de 56 % d'ici 2050 (UNEP, 2024). L'importance environnementale d'une réduction drastique de cette génération est universellement reconnue, mais cette transition souhaitée rencontre actuellement de nombreux freins dans les sociétés de consommation (RECYC-QUÉBEC, 2022). Il devient primordial d'employer diverses stratégies pour circulariser les boucles de matières, en valorisant et réintégrant les matières résiduelles dans l'économie, afin de limiter les impacts environnementaux d'une économie linéaire caractérisée par une exploitation importante de ressources primaires et une génération tout aussi importante de matières résiduelles non valorisées (Fondation Ellen MacArthur, 2012). Le recyclage, par le reconditionnement et la réintroduction de matières résiduelles sur les marchés, fait partie des stratégies priorisées par les gouvernements pour une transition des modes de gestion des matières résiduelles (GMR) vers une économie circulaire et une pression environnementale réduite sur les ressources naturelles (European Commission, 2008; LégisQuébec, 2023).

L'analyse du cycle de vie (ACV), par ses approches attributionnelle et conséquentielle, alloue respectivement une part des impacts environnementaux globaux à un système fournissant une ou plusieurs fonctions, et à une décision les conséquences environnementales globales qu'elle engendre (UNEP/SETAC, 2011). Elle constitue donc un précieux outil permettant d'attribuer normativement des impacts environnementaux à des systèmes de GMR ou d'orienter les décisions de remaniement de ces systèmes vers l'atteinte de cibles de réduction des émissions et extractions environnementales.

1.2 Défis et besoins liés à la modélisation par analyse du cycle de vie des systèmes de gestion des matières recyclables

Un enjeu important pour les preneurs de décisions consiste en l'acquisition d'une vision claire des mesures les plus efficaces à mettre en place pour réduire les impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables. La modélisation par ACV de ces systèmes complexes

comporte plusieurs défis, dont trois sont abordés dans cette thèse. L'incapacité à représenter fidèlement les paramètres et dynamiques observables dans ces systèmes à l'aide de la méthodologie d'ACV peut entraver la fiabilité des résultats obtenus ainsi que leur applicabilité.

L'un de ces défis est lié au phénomène de globalisation des flux de matières recyclables. En juillet 2017, la Chine, alors plus grand pays importateur de matières résiduelles au monde, a établi une politique interdisant l'importation de divers types de matières résiduelles d'origine municipale, dont plusieurs catégories de matières recyclables comme les plastiques et les papiers mixtes (Bureau du Conseil d'État chinois, 2017; Liu et al., 2020; Ren et al., 2020). Les pays exportateurs ont donc dû enfouir ou incinérer de grandes quantités de matières recyclables, faute de débouchés locaux, mais également se tourner vers d'autres pays autorisant les importations de matières résiduelles, notamment la Thaïlande, la Malaisie, l'Indonésie et l'Inde (Qu et al., 2019). La forte contamination des matières recyclables exportées, les capacités limitées des installations de recyclage, les réglementations environnementales souples ainsi que la présence de réseaux de recyclage illégaux menant des pratiques comme le brûlage ou l'enfouissement à ciel ouvert (Confederation of Indian Industry, 2020; Greenpeace Malaysia, 2018; Gunarathne et al., 2018; OECD, 2018) engendrent fort probablement des impacts environnementaux importants dans les pays importateurs. Le cas de la province de Québec, au Canada, illustre bien cette multiplication des échanges internationaux de matières recyclables. En 2023, le Québec a exporté des papiers résiduels vers 21 destinations différentes, principalement l'Inde et les États-Unis (Statistique Canada, 2024). La variabilité technologique des procédés de recyclage étant importante entre les différents pays, en ce qui a trait à divers paramètres comme l'efficacité du recyclage, les mixes électrique et énergétique utilisés ou les modes de traitement des rejets, cette globalisation des flux de matières destinées au recyclage complexifie l'évaluation des impacts environnementaux liés aux systèmes de recyclage globaux. Pour estimer adéquatement les impacts de ces systèmes et prendre des décisions pertinentes concernant leur amélioration environnementale, il devient primordial de prendre en compte ces variabilités géographiques.

Un second défi provient du caractère multifonctionnel du recyclage. Sa première fonction consiste à offrir un service de gestion et de traitement des matières recyclables, alors que sa seconde fonction est de générer un produit recyclé pouvant être utilisé dans un ou plusieurs autres systèmes de produits (European Commission, 2010). La distribution des impacts environnementaux des systèmes multifonctionnels entre leurs différentes fonctions est une question qui a une incidence

majeure sur les résultats d'une ACV, et qui conséquemment a été fortement débattue dans les dernières années (Hohenthal et al., 2019; Moretti et al., 2020; Tsalidis & Korevaar, 2019; Weidema, 2000). Le principal bénéfice environnemental de la production de matières recyclées réside dans la possibilité qu'elle a de substituer les processus énergivores d'extraction et de transformation de ressources primaires (Palazzo et al., 2019; Zink et al., 2016). Sans la prise en compte de cette substitution, les impacts environnementaux du processus complet de recyclage de la matière comprenant le transport, le tri et les procédés de conditionnement et de recyclage, peuvent facilement devenir largement plus élevés que ceux liés à l'élimination de ces matières, par exemple par enfouissement. Une approche possible pour prendre en compte la multifonctionnalité du recyclage en ACV consiste donc à accorder un crédit d'impacts environnementaux au système de gestion des matières recyclables pour la production d'une matière recyclée substituant une production primaire. Il convient donc de représenter de façon cohérente cette substitution de matières vierges dans les ACV portant sur les systèmes de recyclage.

Un troisième défi réside dans la difficulté à estimer les conséquences environnementales globales de décisions modifiant les systèmes de gestion des matières recyclables. Plusieurs modèles prospectifs ont été élaborés dans les dernières années afin de prédire les trajectoires socioéconomiques et environnementales globales les plus probables selon différents scénarios et hypothèses (Gambhir et al., 2019; Riahi et al., 2017). Ces modèles constituent une précieuse ressource complémentaire à l'ACV (Arvesen et al., 2018; Mendoza Beltran et al., 2018; Pauliuk et al., 2017; Sacchi et al., 2022), mais l'utilisation de ces deux outils conjointement pour l'évaluation des conséquences futures de décisions en est encore à une phase embryonnaire. Comment des décisions à petite échelle peuvent-elles influencer les trajectoires socioéconomiques et environnementales anticipées par les macro-modèles prospectifs? Il est nécessaire pour les preneurs de décision dans le domaine de la GMR de se fixer des objectifs de réduction des impacts environnementaux, mais il leur est d'autant plus primordial de savoir précisément quelles décisions et actions doivent être entreprises pour atteindre ces objectifs à court, moyen et long terme.

1.3 Buts poursuivis et approche envisagée

Cette thèse vise le développement de cadres méthodologiques d'ACV, liés aux trois défis présentés à la [section 1.2](#), permettant ultimement de perfectionner, faciliter et clarifier la modélisation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les

concernant. Une modélisation plus exacte et accessible de ces systèmes permettra de guider de façon plus efficace leur remaniement vers un impact environnemental réduit. Les outils et méthodes élaborés dans cette thèse, bien que poursuivant l'objectif principal d'être applicables dans le secteur de la GMR, couvrent des contextes d'application plus larges dans les domaines de la régionalisation d'inventaires du cycle de vie (ICV), de la modélisation de systèmes multifonctionnels et de la perspective conséquentielle prospective basée sur les données issues de macro-modèles socioéconomiques globaux.

Une revue critique de la littérature est d'abord présentée au [Chapitre 2](#), suivie du [Chapitre 3](#) sur les objectifs ainsi que la méthodologie générale de recherche. Les Chapitres [4](#), [5](#) et [6](#) présentent respectivement les trois articles publiés et soumis sur la régionalisation d'ICV, la modélisation de la substitution en ACV attributionnelle (ACVA), et la méthodologie d'ACV conséquentielle (ACVC) basée sur les données de sortie de modèles socioéconomiques prospectifs. Une étude de cas intégrant les cadres développés au cours de cette thèse est présentée au [Chapitre 7](#). Finalement, une discussion énonçant les principales contributions, limites, et futures avenues de recherche est présentée au [Chapitre 8](#), suivie d'une conclusion au [Chapitre 9](#).

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LITTÉRATURE

Cette revue de littérature couvre l'essentiel des notions utilisées pour réaliser cette thèse. D'abord, le secteur du recyclage est abordé, comprenant une explication de la globalisation des flux de matières recyclables et une description du procédé de recyclage s'appuyant sur le cas particulier du recyclage du papier. Ensuite, l'ACV est présentée, à travers sa méthodologie générale, les approches attributionnelle et conséquentielle, la régionalisation et la paramétrisation d'ICV, la multifonctionnalité, l'ACV prospective et les ACV de recyclage. Finalement, des concepts complémentaires, comme l'analyse des flux de matières (AFM) et la circularité, sont présentés. Une synthèse critique de cette revue termine cette section, et met la table pour la définition des objectifs et de la méthodologie présentés au [Chapitre 3](#).

2.1 Le secteur du recyclage

Des 2,1 milliards de tonnes de matières résiduelles d'origine municipale générées annuellement à l'échelle mondiale, environ 12 % sont du plastique, 17 % des fibres (papiers et carton), 4 % du métal et 5 % du verre (UNEP, 2024). Les procédés de recyclage de ces quatre types de matières sont bien établis techniquement, mais ne sont pas accessibles dans toutes les régions du monde. Même dans les régions où des systèmes de collecte, de tri, et de recyclage de ces matières sont bien implantés, les taux de recyclage de ces matières sont parfois faibles en raison d'une faible adhésion de la population au recyclage ou de procédés de collecte, de tri et de recyclage manquant d'efficacité (RECYC-QUÉBEC, 2023). Les taux de recyclage fluctuent entre les régions, mais demeurent généralement bas à l'échelle mondiale, variant de 4 % en Afrique sub-saharienne à 56 % en Europe de l'Ouest (UNEP, 2024).

2.1.1 Globalisation des flux de matières recyclables

L'exportation de matières résiduelles recyclables afin qu'elles soient traitées et recyclées à l'international comporte certains avantages économiques, en raison des faibles coûts de main-d'œuvre, des restrictions environnementales moins rigides, et des industries manufacturières situées majoritairement directement dans les pays en développement important ces matières. Cette pratique profite autant aux pays exportateurs qu'importateurs, respectivement en offrant une voie de valorisation des matières résiduelles peu coûteuse, et en générant des opportunités pour la main-d'œuvre et le développement d'industries (L. Brooks et al., 2018; Qu et al., 2019). La globalisation

des flux de matières recyclables suscite néanmoins des questionnements quant à ses impacts environnementaux.

Depuis les années 1980, la Chine importait de grandes quantités de matières résiduelles, principalement issues de pays développés (Qu et al., 2019), afin de combler des besoins manufacturiers grandissants associés à un développement industriel rapide (Ren et al., 2020; Yoshida et al., 2005). En 2016, des 15 millions de tonnes de plastiques et des 16 millions de tonnes de papiers résiduels exportés globalement pour être recyclés, 40 % étaient importés par la Chine (Qu et al., 2019). Le système de gestion des matières recyclables qui domine l'industrie du recyclage en Chine est caractérisé par des centres de recyclage de petite taille où les équipements et le support technique manquent. Ce système a contribué à accroître la pollution et la pression écologique dues aux activités de recyclage dans le pays (Liu et al., 2020). Des infrastructures et des procédés de recyclage ne respectant pas les normes environnementales, l'importation de matières dangereuses ou prohibées dans les ballots ainsi que de faibles taux de recyclage ont ainsi entraîné des dommages importants sur l'environnement (Li, 2019; Ren et al., 2020).

En juillet 2017, la Chine a pris la décision d'interdire l'importation de 24 types de matières résiduelles d'origine municipale (Bureau du Conseil d'État chinois, 2017; Lin et al., 2023; Ren et al., 2020). Le ralentissement de la demande en matières premières de ses industries et l'augmentation de la quantité de matières recyclables générées directement au pays a diminué la nécessité d'importer des matières recyclables de l'étranger. Cette décision a eu des impacts considérables sur la gestion globale des matières recyclables, engendrant une augmentation des matières entreposées ou éliminées dans les pays qui exportaient des matières vers la Chine, mais également une diversification des destinations d'exportation (Qu et al., 2019). Notamment, les exportations globales de déchets plastiques ont diminué de 45,5 % suite aux restrictions imposées par la Chine, alors que les pays d'Asie du Sud-Est ont vu leurs importations de plastiques résiduels presque quadrupler (Wen et al., 2021). Il a été montré que les restrictions émises par la Chine peuvent avoir un impact global négatif sur l'environnement par la mauvaise gestion des matières recyclables résultante, et par l'augmentation de la nécessité d'exploiter certaines matières vierges en Chine (Ren et al., 2020). Cependant, des impacts environnementaux positifs peuvent aussi être observés, dus à la plus grande proportion de matières recyclées localement par les pays développés (Wen et al., 2021). L'exportation de matières vers des destinations où les capacités et les standards des industries de recyclage sont peu élevés peut entraîner des impacts environnementaux non-

négligeables. Plusieurs pays, dont le Vietnam, la Thaïlande, la Malaisie, l'Indonésie et l'Inde ont dû restreindre les importations de plastiques pour limiter les impacts environnementaux engendrés par leur recyclage (Greenpeace Malaysia, 2018; Gunarathne et al., 2018; OECD, 2018).

De manière générale, la globalisation des flux de matières recyclables réduit leur traçabilité et complexifie l'évaluation des impacts environnementaux de leur traitement.

2.1.2 Systèmes de gestion des matières recyclables

Les composantes générales d'un système de recyclage comprennent la collecte, le transport des matières entre les différentes étapes, le tri et les procédés de conditionnement et de recyclage. À chaque étape, des pertes matérielles peuvent être occasionnées et des impacts environnementaux sont générés. Pour chaque type de matière recyclable, diverses technologies peuvent être employées pour les recycler. Le recyclage peut être réalisé en boucle fermée, c'est-à-dire que le produit recyclé est réacheminé vers le système de produit initial, ou en boucle ouverte, si le produit est acheminé vers un autre système de produit (Raymond, 2017).

2.1.2.1 La collecte

Il existe quatre principaux systèmes de collecte des matières recyclables. Le premier est la collecte avec séparation à la source, où chaque type de matière est séparé par le consommateur avant d'être collecté. Le consommateur est généralement invité à se rendre dans un lieu de collecte et à trier ses matières recyclables dans différents bacs désignés. Ce type de collecte permet de limiter les étapes de tri des matières préalables au recyclage, mais demande un grand effort de la part des consommateurs. Les deuxième et troisième types de collecte correspondent à une collecte mixte, c'est-à-dire que les matières recyclables sont collectées conjointement, puis triées dans un centre de tri des matières recyclables. La collecte à deux voies récupère dans un premier lieu les papiers et cartons, et dans un deuxième lieu les plastiques, les métaux et le verre. La collecte à voie unique récupère toutes les matières recyclables conjointement. Les coûts associés au tri des matières issues de collectes à voie unique sont généralement plus élevés que pour les collectes à deux voies, principalement en raison de l'investissement initial en capital pour les équipements de tri (Waste Diversion Ontario Continuous Improvement Fund Office, 2013). Cependant, la collecte à simple courant augmente la participation des consommateurs et permet généralement de détourner une plus grande quantité de matières de l'enfouissement (Raymond, 2017). Finalement, le quatrième

type de collecte consiste à récupérer toutes les matières résiduelles conjointement, incluant les matières recyclables, les matières organiques et les autres types de matières résiduelles, pour ensuite les trier dans un centre de tri des matières résiduelles. Ce type de centre de tri est cependant encore peu répandu (Raymond, 2017). Il est généralement reconnu que plus le nombre de catégories de matières collectées conjointement augmente, plus la quantité d'impuretés et de matières triées de manière inadéquate sera grande dans les ballots sortant des centres de tri (Eriksen, Damgaard, et al., 2018).

2.1.2.2 Le tri

Les centres de tri utilisent généralement des opérations de traitement mécaniques pour séparer les flux de matières résiduelles en vue de leur recyclage. Les objectifs de ces traitements sont de retirer les contaminants, de séparer les matières en fractions distinctes et d'homogénéiser les flux de matières à recycler (Bilitewski, 2010). Dans les centres de tri, les matières sont triées en diverses sous-catégories et agglomérées en ballots. La diversité et les types de sous-catégories de ballots dépendent de facteurs économiques et techniques propres à chaque centre de tri. La plupart des équipements utilisés dans les centres de tri séparent les matières en fonction d'une caractéristique, par exemple leur densité, leurs propriétés optiques ou leur magnétisme. Certains centres de tri utilisent également des équipements de réduction de taille pour homogénéiser la taille de particules des matières récupérées, notamment du verre, ce qui permet de mieux répondre aux besoins des marchés de matières secondaires. Différents équipements de tri sont les tamis vibrants, les trommels, les séparateurs à disques, les classificateurs à air, les séparateurs balistiques, les séparateurs magnétiques, les séparateurs à courant de Foucault, les séparateurs optiques et le tri manuel. Ces équipements de séparation engendrent des coûts d'achat et d'opération variés (Bilitewski, 2010).

La performance des centres de tri est souvent caractérisée par deux mesures. D'abord, la pureté (ou grade) G_m de la matière m récupérée dans le courant de sortie désiré i est définie comme suit (m' représentant toutes les autres catégories de matières présentes dans le courant de sortie i), $f_{i(m)}^{m'}$ étant la masse de matière m' dans le courant de sortie i visant la récupération de la matière m (Ip et al., 2018):

$$G_m = \frac{f_{i(m)}^m}{\sum_{m'} f_{i(m)}^{m'}} \quad (2.1)$$

Ensuite, le taux de récupération R_m de la matière m dans le courant de sortie désiré i est défini comme suit, μ_m étant la masse de matière m totale à l'entrée du centre de tri (Ip et al., 2018) :

$$R_m = \frac{f_{i(m)}^m}{\mu_m} \quad (2.2)$$

De hautes puretés et de hauts taux de récupération sont habituellement recherchés, d'une part pour augmenter la valeur de la matière récupérée et son applicabilité dans différents marchés, mais également pour limiter les pertes matérielles lors du processus de tri. Néanmoins, il est en pratique difficile d'augmenter les taux de récupération ainsi que les puretés des ballots produits par un centre de tri sans en modifier la configuration. Une augmentation des puretés des ballots récupérés engendre généralement une diminution des taux de récupération, et vice-versa. Un équilibre doit donc être trouvé entre ces deux paramètres pour maximiser le bénéfice environnemental du tri (Bilitewski, 2010; Fellner et al., 2018). Rechberger and Laner (s.d.) soutiennent que l'énergie à fournir croît exponentiellement avec les taux de récupération des matières recyclables visés. Ils estiment qu'il existe un taux de récupération optimal pour chaque type de matière dans chaque contexte, pour lequel l'impact environnemental est minimal. Haupt et al. (2018) supportent également l'existence de taux de récupération optimaux, au-delà desquels les bénéfices environnementaux du recyclage décroissent.

Étant donné le lien étroit entre les puretés et les taux de récupération obtenus, les puretés exigées par les recycleurs et les conditionneurs de matières secondaires limitent les taux de récupération atteignables. L'*Institute of Scrap Recycling Industries* (ISRI) fournit des spécifications concernant les matières acceptées et refusées dans chaque type de ballot sortant des centres de tri des matières recyclables, ainsi que les pourcentages de contamination acceptables (ISRI, 2024). Ces spécifications demeurent des lignes directrices, et les matières secondaires n'y sont pas toujours réellement confrontées; des ententes entre les centres de tri et les conditionneurs et recycleurs, ainsi que des réglementations nationales dictent les prix des matières ainsi que la contamination acceptée (Cascadia Consulting Group Inc., 2006).

Il est de plus en plus complexe de concevoir des centres de tri hautement performants, principalement en raison des variations constantes dans la composition des courants de matières entrants, mais également en raison des besoins fluctuants des marchés de matières secondaires. Les marchés de matières secondaires sont en constante évolution et les besoins en termes de pureté et

de qualité des matières évoluent (RECYC-QUÉBEC, 2017). Les habitudes de consommation changent également constamment, par exemple en raison de l'avènement du numérique, qui diminue la quantité de papiers journaux acheminés aux centres de tri dans les pays développés. L'apparition et l'augmentation de la consommation de nouveaux matériaux, par exemple les bioplastiques, complexifient les besoins des systèmes de tri et engendrent la nécessité d'implanter de nouvelles technologies. Également, les centres de tri doivent s'adapter aux nouvelles réglementations, par exemple l'élargissement de la consigne ou le bannissement de certains types de plastiques à usage unique, qui ont un impact considérable sur la composition et le volume des courants de matières alimentés aux centres de tri (Cimpan et al., 2015). Il a été montré que l'efficacité d'un centre de tri, en termes de puretés et de taux de récupération obtenus, dépend largement de la composition du courant d'alimentation (Pressley et al., 2015; Wolf, 2011). Par exemple, un courant présent en petite fraction dans l'alimentation a plus de chance d'être fortement contaminé à sa sortie du centre de tri (Mastellone et al., 2017). Ces facteurs combinés font en sorte que la performance des chaînes de tri est hautement tributaire de leur flexibilité et de leur adaptabilité (Cimpan et al., 2015; Pressley et al., 2015; RECYC-QUÉBEC, 2017). Le type (incluant la taille et le niveau technologique) et le nombre d'équipements, leur disposition ainsi que la présence de boucles de recirculation affectent également les puretés, les taux de récupération et l'impact environnemental du procédé de tri (Caputo & Pelagagge, 2002; Cimpan et al., 2015; Pressley et al., 2015; Wolf, 2011).

2.1.2.3 Le conditionnement et le recyclage des fibres

Les fibres (papiers et cartons) constituent la catégorie de matières résiduelles recyclables générée le plus abondamment au niveau mondial (UNEP, 2024). En 2021, les papiers et cartons composaient plus de 80 % des matières sortantes des centres de tri québécois (RECYC-QUÉBEC, 2023). Le recyclage de ces matières est particulièrement problématique en ce qui a trait à la qualité des matières recyclées produites, en raison de la dégradation de leurs propriétés et de l'accumulation de contaminants au fil des cycles de recyclage (Pivnenko et al., 2016; Stromberg, 2004). Un autre obstacle à leur recyclage dans les pays développés est la demande décroissante pour certains types de fibres, principalement les papiers journaux. En raison de l'avènement du numérique, un déséquilibre grandissant entre l'offre et la demande de papiers journaux recyclés est observable dans les pays développés. Ce déséquilibre est compensé par l'augmentation de leur exportation vers des pays en développement ayant de grands besoins en matières premières, et

offrant des prix compétitifs et des critères flexibles de taux de contamination (ReMM Group, 2019; Seigné-Itoiz et al., 2015; Stromberg, 2004).

Le procédé général de recyclage des papiers et cartons, illustré à la Figure 2.1, consiste d'abord en un pré-tri, réalisé à l'aide de centrifugeuses et de trieuses à pression, et permettant de retirer les impuretés solides des fibres résiduelles, comme les plastiques ou les métaux. Le recyclage peut être réalisé à l'aide d'un procédé mécanique ou chimique. Le procédé mécanique est utilisé pour des applications de plus basse qualité, comme le carton ondulé, alors que le recyclage chimique permet le désencrage et le blanchiment du papier pour générer des produits à plus haute valeur, comme le papier de bureau. Dans la Figure 2.1, les étapes en bleu sont communes aux procédés mécanique et chimique alors que les étapes en rose sont exclusives au procédé chimique. Dans le cas d'un recyclage mécanique, le papier passe immédiatement par une étape de raffinage suite à son pré-tri : il est lavé, trié, et broyé. Dans le cas d'un recyclage chimique, le papier est d'abord broyé en même temps qu'y soit ajouté des produits chimiques, comme de l'hydroxyde de sodium, des sulfates et un agent dispersant pour ajuster son pH et séparer les fibres des autres composantes. La pâte est ensuite nettoyée et tamisée. Pour les applications de plus haut grade, la pâte est aussi désencrée, ce qui permet d'enlever la majorité des impuretés, produisant une grande quantité de boues de désencrage résiduelles. Finalement, les dernières étapes permettent un dernier lavage,

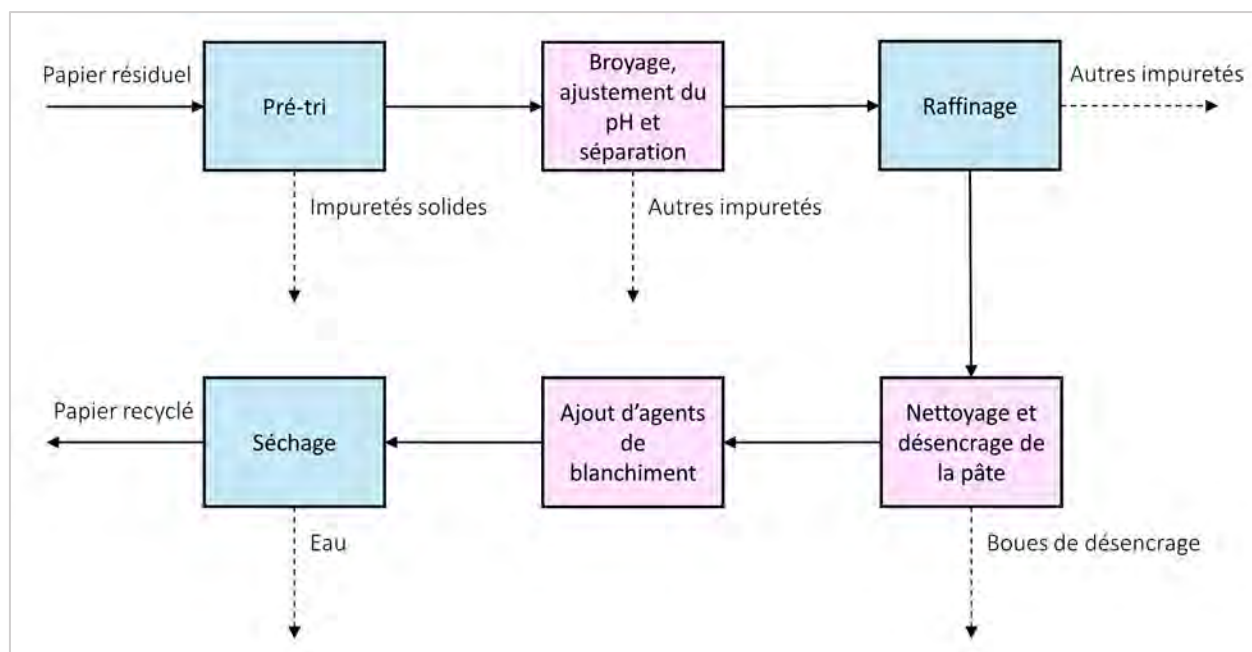


Figure 2.1 : Procédés de recyclage mécanique (en bleu) et chimique (en bleu et en rose) des fibres

d'ajouter certains produits, notamment des agents de blanchiment si nécessaire, et de diminuer le taux d'humidité afin d'obtenir un produit de papier ou de carton fini (Christensen & Damgaard, 2010; Confederation of Indian Industry, 2020; Rahman et al., 2013).

Plusieurs produits chimiques utilisés dans la production de papiers et cartons sont considérés comme nocifs pour l'environnement. Le papier recyclé contient généralement plus de produits chimiques que le papier vierge, le recyclage ne permettant pas de retirer tous les contaminants. Ainsi, les contaminants s'accumulent au fil des cycles de recyclage, et impactent négativement les propriétés mécaniques des papiers et cartons recyclés (Eriksen, Pivnenko, et al., 2018; Rigamonti et al., 2018). Pivnenko et al. (2015) ont effectué une revue de littérature afin d'identifier les produits chimiques nocifs pouvant être accumulés au fil des cycles de recyclage des papiers. Ils ont établi une liste de presque 10 000 produits chimiques pouvant se retrouver dans le papier, dont 157 étaient considérés comme des produits dangereux; 51 de ces substances ont été qualifiées de hautement problématiques en raison de leur persistance dans la matrice fibreuse durant le recyclage. L'élimination de certains produits chimiques dans les boues générées lors du recyclage peut avoir un impact nocif sur l'environnement.

La perte de qualité des fibres due à leur rétrécissement lors du recyclage entraîne la nécessité d'ajouter environ 30 % de fibres vierges en début de procédé, processus appelé dilution, pour obtenir un produit recyclé possédant les mêmes propriétés mécaniques qu'un produit vierge (Wang et al., 2012). En théorie, après avoir été recyclées six à sept fois, les fibres sont trop raccourcies pour permettre leur recyclage (Villanueva & Wenzel, 2007). En pratique, les papiers sont en moyenne recyclés seulement 3,5 fois avant d'être acheminés vers d'autres types de traitements comme l'enfouissement ou l'incinération (Pivnenko et al., 2016).

Les pertes matérielles, soit la quantité de fibres entrantes dans le procédé qui ne se retrouve pas dans le produit fini, sont généralement d'environ 17 ou 18 % (Wang et al., 2012). Ces pertes peuvent néanmoins être beaucoup plus élevées, dépendamment du procédé de recyclage et de la qualité des fibres résiduelles utilisées. Par exemple, en Inde, le rendement du procédé de recyclage du papier peut diminuer jusqu'à 60 % lorsque la qualité des papiers résiduels à recycler est insuffisante. L'industrie du recyclage du papier en Inde est approvisionnée à 40 % par des importations de fibres post-consommation, principalement des fibres non triées, dont la qualité

n'est pas uniforme (Chaudhary et al., 2024; Confederation of Indian Industry, 2020). Ces faibles rendements engendrent une grande quantité de rejets de procédé à traiter.

Les rejets engendrés par les procédés de production de fibres recyclées sont nombreux. Le procédé de recyclage des fibres peut générer une variété de matières résiduelles, comme les cendres, les lies de liqueur verte, la boue carbonatée et les boues résiduelles issues du traitement de l'eau. Actuellement, le traitement le plus commun pour ces résidus consiste à les enfouir. Cependant, la valorisation de ces résidus est de plus en plus explorée afin de limiter les conséquences de l'enfouissement d'une grande quantité de déchets pouvant contenir des composés dommageables pour l'environnement (Simão et al., 2018). De plus, la sévérité des réglementations et les coûts associés à l'enfouissement sont de plus en plus élevés globalement, ce qui pousse les pays à chercher d'autres alternatives (Ochoa de Alda, 2008).

L'un des principaux défis du procédé de recyclage du papier est le traitement des eaux usées. Ces eaux sont générées en grande quantité, et 60 % des coûts associés au traitement de ces eaux viennent de la gestion en fin de vie des biosolides (boues) résiduels (Faubert et al., 2016; Simão et al., 2018). Ces biosolides constituent le principal rejet des usines de pâtes et papiers. Dans le procédé de traitement des eaux usées issues des usines de pâtes et papiers, la première étape consiste en une clarification par sédimentation ou par flottation, qui produit la boue primaire. Le recyclage du papier génère également un autre type de boues primaires, les boues de désencrage. Environ 150 kg de boues de désencrage sèches sont générés en moyenne par tonne de papier produit, ce qui en fait le plus grand résidu du procédé de recyclage (Deviatkin et al., 2016). La quantité et la composition de ces boues sont très variables entre les installations. Les boues primaires sont généralement composées de fibres de bois et d'agents de remplissage, mais peuvent également contenir des cendres et certains métaux toxiques. Elles sont généralement composées de plus de 50 % d'eau, et doivent être partiellement ou totalement déshydratées avant leur utilisation ou leur élimination. Parfois, un traitement secondaire permet de diminuer le contenu en matières organiques des boues. Le traitement secondaire utilise des microorganismes, qui transforment la matière organique en dioxyde de carbone et en eau, ce qui réduit la présence de composés organiques toxiques (Ochoa de Alda, 2008; Simão et al., 2018).

Les voies de valorisation ou d'élimination de ces biosolides varient entre les pays. Les voies de valorisation possibles comprennent la valorisation énergétique, l'utilisation comme engrais en

agriculture et l'utilisation comme matériau de remplissage dans le ciment, le carton ou le plastique. Les deux premières méthodes sont les substituts à l'enfouissement les plus couramment utilisés. La valorisation énergétique permet de réduire le volume des boues, de générer 5 à 34 % de l'énergie nécessaire à l'usine de recyclage, tout en générant un résidu pouvant être utilisé comme engrais. Néanmoins, le séchage préliminaire à la combustion est un procédé qui demande beaucoup d'énergie. L'utilisation comme engrais permet quant à lui d'augmenter la fertilité des sols, mais suscite certaines craintes quant à l'augmentation de leur teneur en métaux lourds (Faubert et al., 2016). Une étude a montré que l'ajout de 2,5 % de boues de désencrage au ciment améliorerait son absorption d'eau sans compromettre ses propriétés (Yan et al., 2011). Les boues, ayant une teneur élevée en fibres, peuvent être utilisés comme source de fibre dans des produits de papier et de carton pour lesquels l'apparence et la qualité a peu d'importance, étant donné les impuretés qu'elles contiennent. Cependant, les boues utilisées doivent avoir une faible teneur en cendre pour que les propriétés mécaniques du carton produit demeurent acceptables (Ochoa de Alda, 2008). Au Québec par exemple, les boues résiduelles des usines de pâtes et papiers sont envoyées à 29 % à l'enfouissement, à 31 % à l'épandage dans les milieux agricoles pour la fertilisation des sols, à 35 % à la valorisation énergétique, et 5 % sont disposées par d'autres pratiques (Faubert et al., 2016). Au Québec, la quantité de solides dans les boues doit être au minimum de 55 % pour qu'elles puissent être enfouies (LégisQuébec, 2020).

Dans les pays moins développés, comme en Inde, la majorité des industries n'ont pas de méthodes de traitement des résidus appropriées et certains effluents, directement ou après un prétraitement sommaire, sont relâchés à l'environnement. La plupart des petites et moyennes usines n'ont pas de système de récupération des produits chimiques, augmentent leurs capacités de production sans augmenter leur capacité de traitement des effluents et n'ont pas de systèmes automatisés de contrôle de procédé. L'industrie indienne de production de papier utilise en moyenne 200 % plus d'eau, 10 % plus de produits chimiques, 30 % plus de matières premières et 30 % plus d'énergie que les industries standards des pays développés. Une étude réalisée en 2009 sur l'eau traitée issue des usines de pâtes et papiers du Sud de l'Inde a montré que sa composition ne respectait pas les standards nationaux pour l'irrigation des terres, engendrant notamment une surcharge de métaux lourds dans les champs, les rivières ou les drains où elle est déversée (Devi et al., 2011; Tewari et al., 2009). Les boues résiduelles des usines indiennes sont principalement séchées, puis envoyées

comme matériau de remplissage vers des recycleurs de carton ou à des manufactures de ciment (Confederation of Indian Industry, 2020; Tewari et al., 2009).

2.2 L'analyse du cycle de vie

L'ACV est un outil pour l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un système fournissant une ou plusieurs fonctions, durant les principales étapes de son cycle de vie, typiquement l'acquisition de matières premières, la production, l'utilisation et la fin de vie. Elle est utilisée, entre autres, pour identifier comment améliorer la performance environnementale de produits et services, pour renseigner les preneurs de décisions (dans les industries ou les organisations, par exemple) quant aux pratiques les plus favorables à adopter du point de vue environnemental, pour le développement d'indicateurs de performance environnementale et pour le marketing (ISO 14044, 2006).

2.2.1 Méthodologie générale

La méthodologie générale d'ACV repose sur quatre phases.

1. D'abord, la **définition des objectifs et du champ de l'étude** permet de poser l'application envisagée de l'étude et les raisons pour lesquelles elle est menée, puis de déterminer la ou les fonctions du système de produit étudié, l'unité fonctionnelle, les frontières du système, les choix méthodologiques et d'identifier les limitations de l'étude (ISO 14044, 2006; Jolliet et al., 2017).
2. La deuxième phase, soit l'**inventaire des émissions et des extractions du cycle de vie**, ou ICV, implique de quantifier les intrants et extrants du système étudié, comprenant tous les flux d'énergie, les émissions polluantes et les extractions de ressources engendrés par chacun des procédés permettant de remplir l'unité fonctionnelle (ISO 14044, 2006; Jolliet et al., 2017).
3. La troisième étape, soit l'**évaluation des impacts du cycle de vie**, permet de classer les émissions et extractions identifiées lors de la deuxième phase en fonction des impacts environnementaux auxquels elles contribuent, et de les agréger sous une unité commune correspondant à chaque type d'impact. Il existe plusieurs méthodes de caractérisation des impacts, chacune présentant ses propres méthodologie, catégories d'impacts, avantages et inconvénients (ISO 14044, 2006).

4. La quatrième étape consiste à **interpréter les résultats**, comprenant une évaluation des données utilisées pour réaliser l'étude, l'identification des principaux facteurs contribuant à l'impact environnemental du système à l'étude, et l'élaboration de recommandations en lien avec les résultats obtenus (ISO 14044, 2006).

La méthodologie générale d'ACV est illustrée à la Figure 2.2.

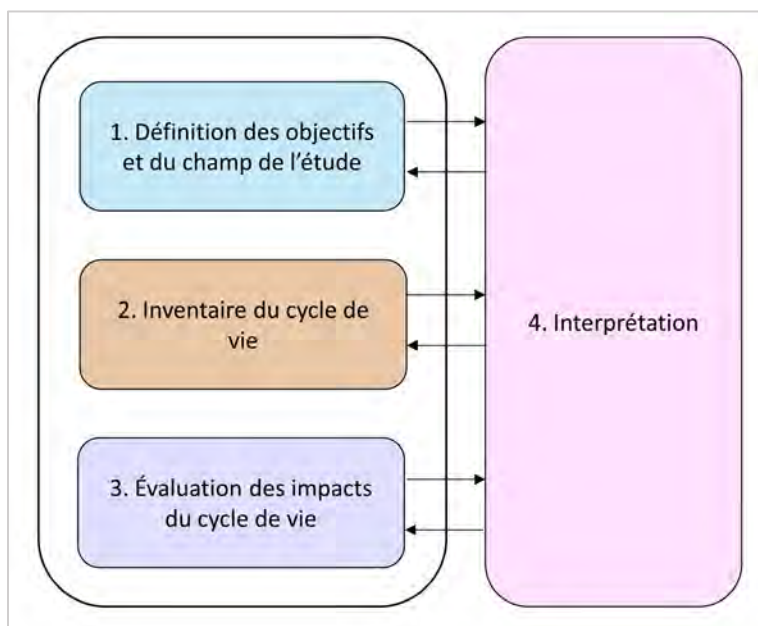


Figure 2.2 : Cadre méthodologique de l'ACV selon la norme ISO 14044

2.2.2 Analyses du cycle de vie attributionnelle et conséquentielle

Il existe deux principales perspectives en ACV, traduites en deux approches méthodologiques distinctes : les perspectives attributionnelle et conséquentielle. Une ACVA, aussi appelée analyse « descriptive » (Guinee, 2002) car elle vise la description d'un état, attribue normativement à un système de produit une fraction des impacts environnementaux globaux, par la modélisation des flux physiques, d'énergie, et de service liés à l'unité fonctionnelle étudiée par des relations directes de production et de consommation (UNEP/SETAC, 2011). Théoriquement, par le principe d'additivité, la somme des impacts environnementaux attributionnels associés à tous les systèmes de produits finaux, définis comme les produits consommés directement par l'humain et n'intervenant dans aucun autre système de produit (Finnveden et al., 2022), devrait correspondre à la somme des impacts environnementaux globaux (Heijungs, 1997; Tillman, 2000). Une ACVC

est considérée comme la description d'un changement plutôt que d'un état, car elle vise à modéliser comment les impacts environnementaux globaux sont modifiés lors d'une prise de décision provoquant une altération du système étudié (UNEP/SETAC, 2011). Une compréhension robuste des mécanismes de causalité sociaux, économiques et physiques qui régissent le système à l'étude est primordiale pour réaliser une ACVC estimant efficacement les conséquences de la décision étudiée (Palazzo et al., 2019).

L'approche attributionnelle se distingue méthodologiquement de l'approche conséquentielle par l'utilisation de données moyennes plutôt que marginales (Ekvall & Andrae, 2005; Ekvall & Weidema, 2004; Finnveden et al., 2009; Sandén & Karlström, 2007). Les données moyennes correspondent à l'impact environnemental moyen associé à la production d'un bien ou d'un service, alors que les données marginales représentent la variation d'impact environnemental observée lors d'une légère modification de l'alimentation du bien ou du service au système (Finnveden et al., 2009). Cette distinction méthodologique découle directement des caractéristiques de chaque perspective; l'utilisation de données moyennes en ACVA permet de respecter le principe d'additivité, alors que l'utilisation de données marginales en ACVC permet de représenter réalistement les mécanismes conséquentiels découlant d'une décision. L'utilisation de données moyennes permet aussi une linéarité des modèles attributionnels : l'empreinte attributionnelle d'un système est considérée comme évoluant proportionnellement à sa taille (Menten et al., 2015). Les conséquences d'une décision n'évoluent cependant pas nécessairement linéairement en fonction de la taille du changement engendré, justifiant l'utilisation de données marginales non-linéaires (Blanc, 2015; Dandres et al., 2011). Les frontières du système étudié varient également entre les deux approches. Les frontières d'un système attributionnel se résument aux procédés comprenant un lien direct de production-consommation avec l'unité fonctionnelle, alors que les frontières d'un système conséquentiel comprennent tous les procédés directement et indirectement liés par un mécanisme de conséquence à la décision étudiée (Ekvall, 2019; Schaubroeck et al., 2021). Une autre différence méthodologique entre les deux perspectives concerne les méthodes de modélisation de la multifonctionnalité considérées compatibles méthodologiquement avec chaque approche. Cet aspect est discuté plus en détail à la [section 2.2.5](#).

Un débat important perdure depuis plusieurs années dans la communauté de praticiens d'ACV quant à la pertinence de chaque perspective et aux contextes dans lesquels elles devraient être utilisées (Finnveden et al., 2022). Il est généralement admis que l'ACVC devrait être priorisée pour

soutenir les prises de décision (Plevin et al., 2014; Tillman, 2000; Weidema, 2003), alors que l'ACVA devrait habituellement être préférée dans un but de comptabilisation, de suivi ou de rapportage des impacts environnementaux, d'apprentissage ou de marketing, et lorsqu'aucun scénario précis de modification du système n'est envisagé (Ekvall et al., 2016; Ekvall et al., 2005).

Les principales différences entre les perspectives attributionnelle et conséquentielle sont résumées dans le Tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Principales différences entre l'ACVA et l'ACVC

	ACVA	ACVC
Objectif	Description d'un état	Description d'un changement
Données	Moyennes	Marginales
Frontières du système	Procédés comprenant un lien direct de production-consommation avec l'unité fonctionnelle	Procédés directement et indirectement liés par un mécanisme de conséquence à la décision étudiée
Prise en compte de la multifonctionnalité	Voir la section 2.2.5	
Utilité	Attribuer normativement une part des impacts environnementaux à un système : comptabilisation, suivi ou rapportage, apprentissage, marketing	Évaluer les conséquences environnementales d'une décision : éclairer les prises de décision

Plusieurs études d'ACV ne spécifient pas la perspective utilisée et ne justifient pas les choix de modélisation en découlant (Moretti et al., 2020; Weidema et al., 2018). Cependant, en examinant les choix méthodologiques réalisés dans 2687 études d'ACV, Bamber et al. (2019) ont constaté que 94 % de ces études utilisent en pratique la perspective attributionnelle. De nombreuses ACV sont menées avec cette perspective, même si leur objectif est clairement explicité comme étant de déterminer la décision ayant le moins de conséquences dommageables sur l'environnement (Andrae, 2014; Weidema, 2016), objectif s'avérant parfaitement aligné avec la méthodologie conséquentielle. L'utilisation d'une approche n'ayant pas été développée pour répondre à la question principale posée par l'étude peut entraver la fiabilité des résultats obtenus, étant donné les requis méthodologiques distincts associés à chaque perspective (Weidema, 2016).

Un facteur pouvant expliquer la faible popularité de l'ACVC est sa complexité d'application. Une décision peut avoir des conséquences directes et indirectes sur une multitude de systèmes (Earles & Halog, 2011; Ekvall & Weidema, 2004; Sandén & Karlström, 2007; Zamagni et al., 2012). La représentation de tous les systèmes affectés par les mécanismes conséquentiels découlant d'une décision peut rapidement devenir très fastidieuse, et la réalisation d'une ACVC implique

actuellement de poser plusieurs hypothèses augmentant l'incertitude des résultats obtenus. Plusieurs méthodes ont été développées pour modéliser ces mécanismes, et sont utilisées conjointement avec la méthodologie d'ACVC pour identifier les systèmes affectés par une décision. Parmi les principales, on compte les modèles économiques d'équilibre partiel ou général, les modèles de dynamiques des systèmes, les modèles de choix technologiques et les modèles à base d'agents. Les modèles économiques d'équilibre déterminent l'offre et la demande des produits en fonction des prix et d'autres variables. Les modèles généraux représentent l'ensemble des régions et marchés de l'économie mondiale ainsi que leur interdépendance, alors que les modèles partiels se concentrent sur un marché, qui est supposé isolé du reste de l'économie. Les modèles de dynamiques des systèmes utilisent des réseaux de nœuds liés entre eux par des liens de causalité, et calculent les flux de matières et l'accumulation des stocks dans le système en fonction de ces liens de causalité. Les modèles de choix technologiques optimisent la répartition des technologies permettant de répondre à la demande d'un marché sous différentes contraintes et objectifs reliés par exemple aux coûts et aux impacts environnementaux. Finalement, les modèles à base d'agents visent la modélisation des interactions humaines, traduites par des agents qui agissent selon des règles déterminées. Tous ces types de modèles représentent certains liens de causalité permettant d'estimer les conséquences de décisions. Cependant, de nombreuses données d'entrée doivent les alimenter et leur utilisation requière une expertise significative étant donné leur complexité (Palazzo et al., 2020).

Une approche heuristique simplifiée en quatre étapes a également été développée pour identifier les technologies marginales répondant à un changement de demande lors de la réalisation d'une ACVC (Weidema, 2003; Weidema et al., 2009; Weidema et al., 1999). Cette procédure comprend l'identification :

1. de la magnitude et de l'horizon temporel du changement étudié, qui déterminent respectivement si la décision changera la direction du marché, et comment les systèmes de production peuvent s'adapter à ce changement;
2. des limites du marché, permettant de circonscrire le marché affecté par le changement de demande;
3. de la tendance du marché, permettant d'identifier quelles technologies devraient être affectées prioritairement par un changement de demande (il est supposé que dans un marché

en croissance, ce sont les technologies compétitives qui seront affectées, alors que dans un marché en décroissance, ce sont plutôt les technologies désuètes);

4. des changements dans l'offre et la demande, permettant d'identifier les contraintes technologiques et les technologies qui répondent au changement de demande.

Cette procédure distingue notamment les conséquences à « court terme » d'un changement de demande, définies comme les ajustements d'utilisation des capacités existantes, des conséquences à « long terme », soit les ajustements de capacités totales installées. Il est considéré que les capacités existantes peuvent répondre instantanément à des changements de demande dans la mesure où les capacités existantes inutilisées ou utilisées sont suffisantes pour absorber la perturbation. Cependant, ces changements d'utilisation de capacités existantes ne dureront normalement que jusqu'à ce que les capacités totales installées puissent être ajustées au changement de demande, ce qui explique le choix de l'appellation « court terme ». Certains délais peuvent être nécessaires avant qu'une décision visant à ajuster les capacités totales installées n'ait de conséquences réelles sur les niveaux de production, en raison des temps de planification et de construction des installations. Par exemple, l'augmentation ou la diminution de l'installation de nouvelles capacités ou le devancement ou le ralentissement de mises à la retraite d'installations sont considérés comme des effets à « long terme ». Les heuristiques proposées dans cette procédure constituent encore à ce jour une référence importante dans le domaine de l'ACVC. Elles ont notamment été utilisées dans la création d'une base de données conséquentielle qui fournit des mixes technologiques marginaux régionalisés dans le secteur de l'électricité (Vandepaer et al., 2018). Néanmoins, les heuristiques générales présentées dans cette procédure ne s'appliquent pas universellement à toutes les situations étudiées en ACVC, et la procédure ne fournit pas suffisamment d'informations pour être indubitablement traduite en une méthode de calcul des mixes marginaux.

De nombreux défis restent à surmonter pour que l'exécution d'ACVC puisse être réalisée efficacement et de manière à limiter les incertitudes.

2.2.3 Régionalisation des inventaires du cycle de vie des systèmes de gestion des matières résiduelles

Il a été montré que la représentation régionalisée des chaînes de valeur diminuait les incertitudes d'une ACV, par une représentation plus fidèle des procédés utilisés. L'acquisition de données

régionalisées constitue cependant un défi important, pour des raisons de confidentialité, d'accessibilité, et car la plupart des entreprises ne connaissent pas tous les acteurs de la chaîne de valeur de leurs produits (Hellweg & Canals, 2014).

La quantification de la performance environnementale des systèmes de GMR relève principalement de leurs émissions directes, de leurs besoins en matières et en énergie et de la possibilité de substitution de matières premières ou d'énergie par la production de matières recyclées ou par la valorisation énergétique des déchets (Viau et al., 2020). Ces facteurs dépendent à leur tour fortement de la qualité des matières récupérées, de l'efficacité des technologies de recyclage et des marchés de matières secondaires. Ceci rend la modélisation environnementale des procédés de recyclage fortement dépendante des contextes géographique et technologique (Brogaard et al., 2014; Merrild et al., 2008). La dépendance technologique des résultats d'ACV portant sur des procédés de recyclage a été étudiée par Merrild et al. (2008). Ils ont comparé les impacts sur les changements climatiques de plusieurs combinaisons de procédés de recyclage du papier de différents niveaux technologiques et de types de papiers vierges substitués. Les grandes variations d'impacts obtenus entre les scénarios étaient principalement dues à des différences dans la consommation d'électricité et d'énergie. Seigné-Itoiz et al. (2015) ont également quantifié les gaz à effet de serre (GES) générés par le système national espagnol de recyclage des papiers et cartons en ayant recours à l'AFM, concluant à une influence importante des lieux d'exportation des fibres résiduelles et des marchés d'utilisation des produits secondaires sur les impacts environnementaux du système.

La revue de 222 études d'ACV de GMR par Laurent, Bakas, et al. (2014), dont 117 comprenant des procédés de recyclage, a montré que la plupart des études modélisaient des procédés nord-américains, ouest-européens, chinois et australiens, et que très peu d'études avaient été réalisées en Afrique, en Amérique du Sud et sur le continent asiatique. Les auteurs soulignent que certaines études publiées dans le langage local pourraient avoir été omises de la revue, mais que le manque de données sur les systèmes de GMR ainsi que la sous-représentation de la recherche par ACV dans les pays en développement influaient certainement sur la quantité d'études disponibles dans ces régions. De plus, les ACV existantes présentaient des résultats très divergents et fortement influencés par le contexte géographique. La nécessité de générer des ACV représentatives du contexte, de la composition des déchets, de l'efficacité des traitements et du mix énergétique propres aux pays où le traitement a lieu a été identifiée par les auteurs.

La base de données d'ACV ecoinvent, l'une des principales utilisées par les praticiens, intègre quelques procédés de GMR régionalisés (Wernet et al., 2016). Ces procédés sont basés sur les travaux de Doka (2018), qui présentent les données utilisées pour régionaliser les procédés de brûlage à ciel ouvert, d'enfouissement à ciel ouvert et d'enfouissement non-sanitaire. Cinq différentes classes climatiques sont disponibles pour chaque procédé de traitement des matières résiduelles, afin de représenter notamment l'infiltration d'eau dans les sols en fonction de la région. Il subsiste néanmoins un besoin de régionaliser la représentation des technologies de recyclage dans la base de données ecoinvent. La plupart des procédés de recyclage du papier, du plastique, du métal et du verre disponibles dans la version 3.10 de cette base de données sont construits à partir de données européennes décrivant des systèmes de haut niveau technologique. Un procédé indien est disponible pour le recyclage du plastique (Wernet et al., 2016).

Une approche paramétrée a été développée pour régionaliser les ACV du brûlage à ciel ouvert, de l'enfouissement à ciel ouvert, et de différents types d'enfouissement sanitaire et d'incinération. Cette approche repose sur des paramètres climatiques (par exemple, la quantité de précipitations) et technologiques (par exemple, la hauteur du site d'enfouissement), ainsi que sur les caractéristiques des matières résiduelles (par exemple, leur composition) (Doka, 2021).

La [section 2.1.1](#) a montré que le commerce international de matières recyclables est une pratique répandue. La représentation de ce commerce et des technologies de recyclage dans les pays importateurs complexifie la modélisation par ACV des systèmes de recyclage internationaux. La présente section a montré que les contextes géographique et technologique influencent significativement les résultats des ACV de recyclage, et que les ACV de recyclage existantes ont une couverture géographique principalement limitée aux pays développés. De plus, les données d'ACV disponibles dans la littérature et les bases de données sont souvent basées sur des hypothèses divergentes, notamment en ce qui a trait aux frontières des systèmes étudiés et à la modélisation des processus multifonctionnels. Ce manque d'harmonisation empêche l'utilisation des résultats de ces travaux de façon conjointe dans des études visant à représenter des systèmes de recyclage complexes dans lesquels des matières sont exportées vers de multiples destinations. Ceci pointe vers la nécessité de faciliter la génération d'ICV régionalisés basés sur des hypothèses communes pour modéliser les impacts environnementaux des procédés de recyclage.

2.2.4 Paramétrisation des inventaires du cycle de vie

La réalisation d'une ACV propre au contexte (géographique, technologique, temporel) étudié peut être laborieuse en raison de la recherche exhaustive de données qui l'accompagne, ainsi que de la difficulté à trouver et obtenir l'accès à ces données. Une alternative à l'exécution d'ACV individuelles propres à divers contextes spécifiques, et requérant chacune une collecte de données intensive et une modélisation du système étudié, est le développement de cadres et d'outils sectoriels de paramétrisation des ICV. Cette approche consiste d'abord à sélectionner divers paramètres ayant une influence significative sur les résultats d'ACV réalisées dans le secteur visé. Ensuite, il devient possible de concevoir un cadre au sein duquel ces paramètres peuvent être modifiés afin d'adapter les ACV à différents contextes (géographiques, technologiques ou temporels), tout en conservant les hypothèses de base de l'étude (par exemple, les frontières du système et l'approche de modélisation de la multifonctionnalité). La paramétrisation d'ICV permet de représenter plusieurs variantes d'un même procédé et d'en comparer les impacts environnementaux de façon agile et efficace (Mueller, 2004). Il résulte de cette approche une augmentation de la transparence des études, du potentiel de représentation de diverses variantes de procédé, et des possibles interprétations des résultats (Cooper et al., 2012).

Un cadre de paramétrisation des ICV dans le secteur du recyclage n'a pas encore été développé à ce jour. Un tel cadre pourrait permettre de prendre en compte la variabilité géographique et technologique de certains paramètres des procédés de recyclage, par exemple, leur efficacité, la consommation d'énergie, d'électricité et de matières premières, les modes de traitements des rejets de procédé et les marchés d'utilisation des matières secondaires générées. Tel qu'abordé dans la [section 2.2.3](#), ces paramètres peuvent influencer les résultats de l'ACV et varier de façon importante selon le niveau technologique du procédé et la région dans laquelle le recyclage est mené.

2.2.5 Multifonctionnalité

Il arrive souvent dans le domaine de l'ACV que les systèmes étudiés comprennent des procédés multifonctionnels, aussi appelés coproductions. Un procédé multifonctionnel remplit plusieurs fonctions simultanément (Ekvall & Finnveden, 2001). Par exemple, le recyclage est considéré comme un procédé multifonctionnel, car il permet d'abord d'offrir un service de traitement des matières résiduelles, mais également de fournir un nouveau produit pouvant être utilisé dans un

autre cycle de vie (Ekvall & Finnveden, 2001; European Commission, 2010). La distribution des impacts entre les différentes fonctions des systèmes multifonctionnels est depuis longtemps source de nombreux débats et questionnements (Hohenthal et al., 2019; Moretti et al., 2020; Tsalidis & Korevaar, 2019; Weidema, 2000).

2.2.5.1 Hiérarchisation des approches pour traiter la multifonctionnalité

Les normes de l'Organisation internationale de normalisation (*International Organization for Standardization* (ISO)) recommandent d'utiliser l'ordre de priorité suivant pour prendre en compte la multifonctionnalité (ISO 14044, 2006) :

- a) éviter l'affectation par
 - 1) subdivision;
 - 2) expansion de système;
- b) partition suivant les relations physiques sous-jacentes;
- c) partition basée sur d'autres relations.

Ces approches sont illustrées à la Figure 2.3. Les systèmes à l'étude sont encadrés de lignes pointillées dans la figure. La subdivision peut être utilisée lorsque le procédé générant les coproduits peut être scindé en plusieurs sous-procédés technologiquement indépendants générant chacun l'un des coproduits (Figure 2.3a). Néanmoins, dans plusieurs cas, les coproduits sont partiellement ou totalement couplés technologiquement, c'est-à-dire qu'ils sont générés par certaines technologies de production communes et ne peuvent donc pas être modélisés de façon parfaitement indépendante (Majeau-Bettez et al., 2018). Lorsque la subdivision n'est pas possible, la hiérarchie suggère de recourir à l'expansion de système. Deux approches sont communément reconnues dans la littérature comme des expansions de système, et utilisées de manière interchangeable par les praticiens. La première, que nous appellerons l'« expansion de l'unité fonctionnelle » telle que nommée par (Schaubroeck et al., 2022), implique d'élargir les frontières du système afin qu'elles comprennent les multiples fonctions du procédé de coproduction compris dans l'étude (Wardenaar et al., 2012) (Figure 2.3b). La seconde, que nous appellerons la « substitution », telle que couramment appelée dans la littérature, consiste à identifier un coproduit primaire, soit le coproduit qui détermine le volume de production du procédé (Weidema, 2003), et un ou des coproduits secondaires. Les impacts totaux de la coproduction sont alloués au coproduit primaire, dont sont crédités les impacts environnementaux des productions primaires substituées

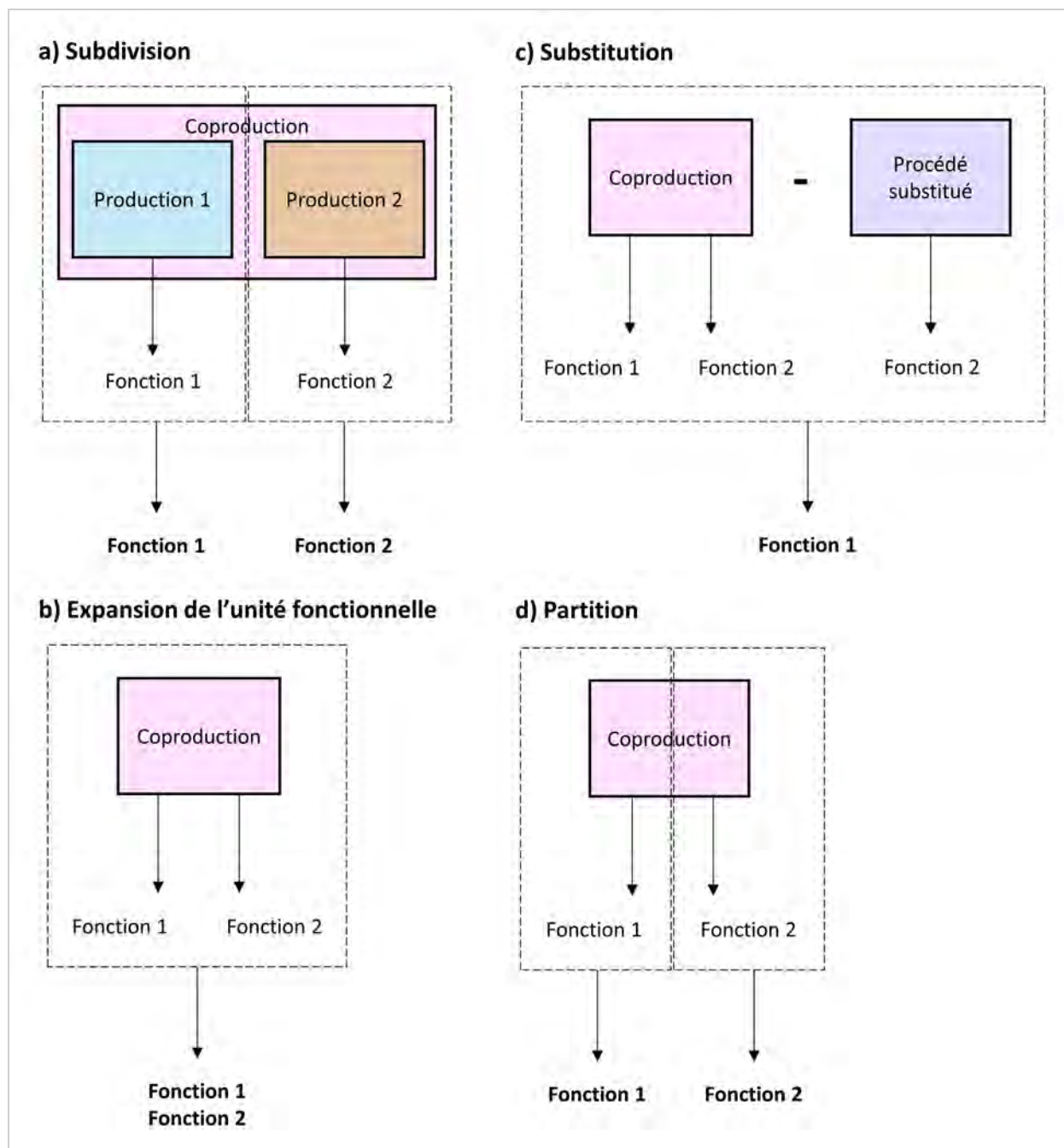


Figure 2.3 : Méthodes de modélisation de la multifonctionnalité comprises dans la hiérarchie de la norme ISO 14044

par la génération des coproduits secondaires (Heijungs et al., 2021; Schrijvers et al., 2016b) (Figure 2.3c). Bien qu'il ne soit pas spécifié dans la hiérarchie de la norme ISO 14044 de quel type d'expansion du système il soit question, l'Amendement 2 implique que l'une ou l'autre des approches puisse être acceptée comme une expansion de système (ISO 14044, 2020). L'expansion

de l'unité fonctionnelle et la substitution sont souvent considérées comme des approches méthodologiquement équivalentes, depuis que Tillman et al. (1994) ont démontré la concordance des systèmes obtenus avec les deux approches lors de la réalisation d'une étude d'ACV comparative. Si l'expansion de système ne peut être appliquée, la partition, soit la distribution des impacts entre les fonctions selon une relation définie, doit être employée (Figure 2.3d). Cette relation peut par exemple être le rapport des masses, des prix, ou des contenus énergétiques des coproduits.

Plusieurs auteurs dénoncent l'imprécision des directives de la norme ISO 14044 pour le traitement de la multifonctionnalité. Weidema (2014) stipule que les lignes directrices basées sur cette norme (notamment la norme française BPX 30-323 ou le *Product Environmental Footprint Guideline for the European Union*) en font différentes interprétations et sont non-harmonisées, ce qui témoigne de son manque de précision. Il souligne également une ambiguïté dans la norme, qui stipule que l'ordre de priorité proposé pour prendre en compte la multifonctionnalité s'applique aux procédés de recyclage, mais qui propose ensuite une hiérarchie différente pour les systèmes de recyclage et de réutilisation. Heijungs et al. (2021) soutiennent que l'Amendement 2 ne fait que renforcer la confusion entre les méthodes d'expansion de l'unité fonctionnelle et de substitution, qui devraient à leur avis être différenciées dans la hiérarchie étant donné la méthodologie différente employée pour les appliquer. Schaubroeck (2022) met en évidence une autre incohérence dans la norme, soit que le texte informe que la solution choisie pour prendre en compte la multifonctionnalité devrait dépendre de l'objectif de l'étude, puis que la norme propose une hiérarchie rigide à suivre. Schaubroeck et al. (2022) réitèrent que l'approche de traitement de la multifonctionnalité est liée à l'objectif de l'étude, et plus spécifiquement à la perspective (attributionnelle ou conséquentielle) employée, et ne peut faire l'objet d'une hiérarchie unique et rigide.

2.2.5.2 Traitement de la multifonctionnalité dans les systèmes de recyclage

La méthode choisie pour traiter l'aspect multifonctionnel des systèmes de gestion des matières recyclables peut avoir de grands impacts sur les résultats de l'étude (Johnson et al., 2013; Laurent, Clavreul, et al., 2014). Le recyclage et la réutilisation ont été considérés historiquement comme nécessitant une stratégie différenciée pour traiter la multifonctionnalité (Ekvall & Finnveden, 2001; Toniolo et al., 2017; Weidema, 2000). Les principales raisons de cette différenciation sont que le matériau recyclé peut être réutilisé dans de nombreux cycles de vie (Ekvall & Finnveden, 2001;

Weidema, 2000), et que le recyclage et la réutilisation peuvent altérer les propriétés de la matière, et conséquemment sa fonctionnalité (ISO 14044, 2006). La norme ISO 14044 stipule que la même hiérarchie que celle présentée à la [section 2.2.5.1](#) devrait s'appliquer aux procédés de recyclage et à la réutilisation, mais définit une hiérarchie distincte pour la partition, recommandant qu'elle soit basée sur l'ordre de priorité suivant : (1) sur les propriétés physiques, comme la masse; (2) sur la valeur économique; (3) sur le nombre de cycles de réutilisation de la matière recyclée (ISO 14044, 2006). L'affectation basée sur le nombre de cycles de réutilisation consiste à diviser les impacts de la production initiale entre les différents cycles de vie de la matière. Par exemple, si l'on considère qu'un produit de fibres est recyclé en tout cinq fois, l'impact de la production de fibres vierges initiale est réparti également sur les six cycles d'utilisation, donc 1 kg de fibres recyclées substituera 0,833 kg ($1 - 1/6$ kg) de fibres vierges (Hohenthal et al., 2019; Rigamonti et al., 2018; Rigamonti et al., 2009).

Une approche fréquemment utilisée pour modéliser la multifonctionnalité des systèmes de recyclage est l'approche de partition basée sur la règle de coupure (aussi appelée approche du contenu en recyclé, ou approche 100:0) telle que présentée par Ekvall and Tillman (1997). Cette règle attribue 100 % des impacts de la production primaire au premier produit, et les impacts du recyclage de ce produit en fin de vie au deuxième cycle de vie de la matière. Les impacts du recyclage sont donc pris en compte dans le procédé de production, si le produit étudié présente un contenu en recyclé (Civancik-Uslu et al., 2019; Frischknecht, 2010; Visintin et al., 2020). Cette approche ne permet cependant pas de prendre en compte la performance du recyclage en fin de vie, et elle ne permet pas de considérer les bénéfices environnementaux du recyclage du produit, par exemple si celui-ci a été conçu pour faciliter son recyclage ou maximiser son équivalence fonctionnelle avec la matière vierge une fois recyclé. Inversement, si l'ACV porte sur un produit à haut contenu en matières recyclées, mais qu'il ne peut être recyclé adéquatement en fin de vie, l'approche de la règle de coupure ne prendra pas en compte cette faible recyclabilité (Johnson et al., 2013). D'autres règles de partition sont également utilisées, comme (1) l'approche 0:100, dans laquelle les impacts du recyclage sont attribués au produit transformé en matières recyclées en fin de vie, et aucun impact n'est attribué aux produits utilisant des matières recyclées; (2) l'approche 50:50, qui alloue la moitié des impacts du recyclage au produit recyclé en fin de vie et l'autre moitié au produit utilisant la matière recyclée produite (Allacker et al., 2017).

Le principal aspect favorisant le recyclage par rapport à l'élimination des matières résiduelles est la possibilité de limiter l'extraction de matières premières, par une substitution de ces dernières par des matières recyclées (Geyer et al., 2016; Yang, 2016; Zink et al., 2016). Sans substitution, le recyclage ne permet que de repousser l'élimination des matières recyclées, sans apporter de bénéfice environnemental (Palazzo et al., 2019; Zink & Geyer, 2018). L'intérêt environnemental du recyclage ne réside donc pas dans les émissions directes qu'il génère, mais dans les impacts qu'il peut éviter; le premier facteur qui influence la performance environnementale des stratégies de GMR est le potentiel que possèdent les matières secondaires à substituer les matières vierges, dont l'extraction et la transformation sont habituellement beaucoup plus polluantes que le recyclage (Andreasi Bassi et al., 2017; Rigamonti et al., 2018; Zink et al., 2016). La revue de 222 ACV de systèmes de GMR effectuée par Laurent, Clavreul, et al. (2014) conclut que 75 % des études traitent la multifonctionnalité par la méthode de substitution, alors que seulement 4 % utilisent la partition. 13 % des études ne justifient pas la méthode employée, et la majorité restante utilise une combinaison de plusieurs approches. La substitution est l'approche la plus communément utilisée pour résoudre les problèmes de multifonctionnalité dans les systèmes de GMR (Rigamonti et al., 2018; Tsalidis & Korevaar, 2019).

La méthode de substitution appliquée au recyclage se traduit en allouant les bénéfices engendrés par l'évitement de la production de matière vierge à la gestion en fin de vie de la matière recyclée (Zink et al., 2016). Le crédit environnemental accordé fait donc état d'une production primaire externe au système de traitement de la matière résiduelle à recycler, qui aurait eu lieu si le recyclage n'avait pas été effectué (Koffler & Finkbeiner, 2017). Cette approche est basée sur l'hypothèse d'une offre inélastique, car cette dernière est dictée par la quantité de matières résiduelles générées (Ekvall & Weidema, 2004; Johnson et al., 2013). Ainsi, il peut être supposé qu'une augmentation de la quantité de matières recyclées produites entraînera sur les marchés une réduction de la production de la matière vierge en compétition si la demande pour la matière est fixe (Viau et al., 2020). La substitution est fortement influencée par l'équivalence fonctionnelle entre le produit recyclé et le produit vierge, ainsi que par la réponse des marchés à l'introduction de matières secondaires (Viau et al., 2020). Le lien entre la qualité de la matière issue du processus de recyclage et le potentiel qu'a cette matière de substituer une matière vierge est indéniable.

Le crédit environnemental accordé dans la méthode de substitution vient fortement influencer les résultats de l'ACV (Lazarevic et al., 2010; Viau et al., 2020). Zink and Geyer (2018) insistent sur

l'importance de s'assurer d'une forte substitution de matières primaires lors de la mise en marché de matières secondaires. Une substitution de 1:1 est communément considérée dans les ACV de recyclage, c'est-à-dire que la mise en marché d'une certaine quantité de matière recyclée entraîne la substitution d'une même quantité de matière vierge (Civancik-Uslu et al., 2019; Gala et al., 2015; Palazzo et al., 2019). Cela suggère une préférence équivalente des consommateurs pour le produit primaire et le produit recyclé (Zink et al., 2016). Cette hypothèse n'est valide que si la demande pour le produit demeure inchangée suite à la production de matières recyclées et si cette production n'affecte pas d'autres parties du système (Merrild et al., 2008). En réalité, la production d'une matière recyclée n'entraîne pas automatiquement l'évitement d'une même quantité de production primaire. L'adoption d'une telle hypothèse entraîne donc le risque de minimiser les impacts environnementaux calculés par rapport aux impacts réels du recyclage (Ekvall, 1999; Geyer et al., 2016; Zink et al., 2016).

Le potentiel de substitution est utilisé pour représenter la quantité de matière primaire substituée par unité fonctionnelle de matière secondaire traitée. Vadenbo et al. (2017) ont développé un cadre méthodologique permettant d'évaluer le potentiel de substitution grâce à quatre facteurs :

$$\gamma = U^{rec} \cdot \eta^{rec} \cdot \alpha^{rec:disp} \cdot \pi^{disp} \quad (2.3)$$

Où γ est le potentiel de substitution, U^{rec} est la quantité de matière visée possiblement récupérable dans le courant de matières résiduelles traité, η^{rec} est l'efficacité de conversion de la ressource en matière recyclée, représentant les pertes dues au rendement du procédé complet de recyclage, $\alpha^{rec:disp}$ est le ratio de substitution, représentant l'équivalence fonctionnelle entre la matière produite et la matière substituée, et π^{disp} est la réponse du marché, représentant le changement dans le marché de matière primaire ayant lieu suite à la mise en marché de la matière secondaire.

Viau et al. (2020) ont évalué 51 articles traitant de la substitution dans les ACV de GMR, afin de déterminer si les quatre paramètres suggérés par Vadenbo et ses collègues étaient pris en compte. Le ratio de substitution ($\alpha^{rec:disp}$) était mentionné dans 100 % des articles, suivi par U^{rec} , mentionné dans 57 % des articles et par η^{rec} , mentionné dans 49 % des articles. Aucun article n'a traité de π^{disp} . Des ratios de substitution mentionnés, peu étaient justifiés. Lorsque ce ratio était justifié pour les matières recyclables (métal, papier, plastique, verre), c'était principalement par une condition de qualité équivalente ou de différence de qualité entre la matière recyclée produite

et la matière substituée, par le ratio du prix de la matière recyclée sur la matière substituée, ou par le nombre de cycles d'utilisation.

La méthode proposée par Vadenbo et al. (2017) est intéressante conceptuellement, mais difficile à mettre en pratique. Des lignes directrices claires pour l'évaluation des paramètres, principalement le ratio de substitution et la réponse du marché, manquent. Il n'existe actuellement pas de consensus pour évaluer la quantité de matière vierge substituée par une matière recyclée mise en marché. Les mécanismes complexes de substitution de production primaire par la mise en marché de matières secondaires sont encore peu compris. Zink et al. (2016) suggèrent que l'augmentation des taux d'acheminement des matières au recyclage puisse globalement augmenter les impacts environnementaux si la substitution de production primaire est faible. Certains auteurs recommandent de baser l'évaluation du ratio de substitution sur la base des propriétés de la matière recyclée, du nombre de cycles de recyclage ou du prix de la matière recyclée par rapport à la matière vierge (Rigamonti et al., 2018). Heijungs and Guinee (2007) proposent de prendre en compte la substitution par l'élaboration de scénarios dans la définition initiale de l'étude.

2.2.5.3 Traitement de la multifonctionnalité dans les analyses du cycle de vie attributionnelles et conséquentielles

La norme ISO 14044 présente une hiérarchie unique de traitement de la multifonctionnalité, sans distinguer quelles approches sont compatibles méthodologiquement avec les perspectives d'ACV attributionnelle et conséquentielle. Néanmoins, la compatibilité méthodologique des approches de modélisation de la multifonctionnalité avec ces deux perspectives est un sujet fortement controversé et débattu dans la littérature, particulièrement la compatibilité de l'approche de substitution avec les ACVA (Moretti et al., 2020).

Majeau-Bettez et al. (2018) définissent trois caractéristiques que doivent respecter les approches de modélisation de la multifonctionnalité pour être méthodologiquement compatibles avec les ACVA. La première caractéristique est le respect du principe d'additivité. Tel que mentionné dans la [section 2.2.2](#), une caractéristique fondamentale de la perspective attributionnelle est que la somme de toutes les ACVA menées sur des produits finaux devrait donner la somme des impacts environnementaux globaux, sans double-comptage ni omission d'impact (UNEP/SETAC, 2011). Ainsi, la méthode de modélisation de la coproduction employée ne devrait pas compromettre le respect de cette caractéristique. La subdivision, l'expansion de l'unité fonctionnelle et la partition

respectent indéniablement cette caractéristique, en ne faisant qu'élargir la description du système ou diviser les impacts existants de ce dernier (Majeau-Bettez et al., 2018). Heijungs (1997) a cependant émis des réserves quant à la conservation de l'additivité lors de l'utilisation de la substitution dans les ACVA. Si la substitution est appliquée successivement à un coproduit, puis à l'autre, la somme des impacts des deux systèmes ne redonne pas les impacts totaux du procédé multifonctionnel initial. Cet exemple est illustré à la Figure 2.4. Brander and Wylie (2011) ont également montré par un exemple que la substitution ne conservait pas les impacts totaux du système original, car elle impliquait l'inclusion d'un crédit d'impact pour des émissions n'ayant pas eu lieu. Majeau-Bettez et al. (2018) se sont basés sur cette étude pour confirmer l'incompatibilité entre la substitution et la conservation du principe d'additivité dans les ACVA. Une seconde caractéristique établie par Majeau-Bettez et al. (2018) pour la modélisation de la multifonctionnalité dans les ACVA est la description d'un état. Les ACVA doivent représenter un système dans un état précis, et non un changement à ce système (Brander & Wylie, 2011; Camillis et al., 2013). Encore une fois, les approches de subdivision, d'expansion de l'unité fonctionnelle, et de partition ne contreviennent pas à cette caractéristique (Majeau-Bettez et al., 2018). Cependant, puisque la substitution représente un effet dynamique de marché, où une production primaire est remplacée par une production secondaire, plusieurs auteurs soutiennent qu'elle n'est pas cohérente avec la définition d'une ACVA (Brander & Wylie, 2011; Camillis et al., 2013; Heijungs, 1997; Heijungs & Guinee, 2007; Majeau-Bettez et al., 2018; Pelletier et al., 2014; Peñaloza et al., 2016). Une dernière caractéristique est la prise en compte exclusive des procédés reliés à l'unité fonctionnelle par des liens de production ou de consommation dans le système à l'étude (Majeau-Bettez et al., 2018; UNEP/SETAC, 2011). Alors que, comme pour les autres caractéristiques, celle-ci est respectée par toutes les autres approches de modélisation de la coproduction, la substitution fait intervenir dans le système de produit étudié des procédés n'ayant pas de lien de production ou de consommation avec l'unité fonctionnelle, mais y étant plutôt reliés par des effets de marché.

Pour ces raisons, la substitution est considérée incompatible avec l'ACVA dans la littérature. Une contradiction peut néanmoins être soulevée : l'expansion de l'unité fonctionnelle et la substitution sont considérées comme des approches d'expansion du système méthodologiquement équivalentes (tel que discuté dans la [section 2.2.5.1](#)), mais il est considéré que ces approches diffèrent dans leur compatibilité avec les requis méthodologiques de l'ACVA. De plus, la revue de 532 études d'ACV

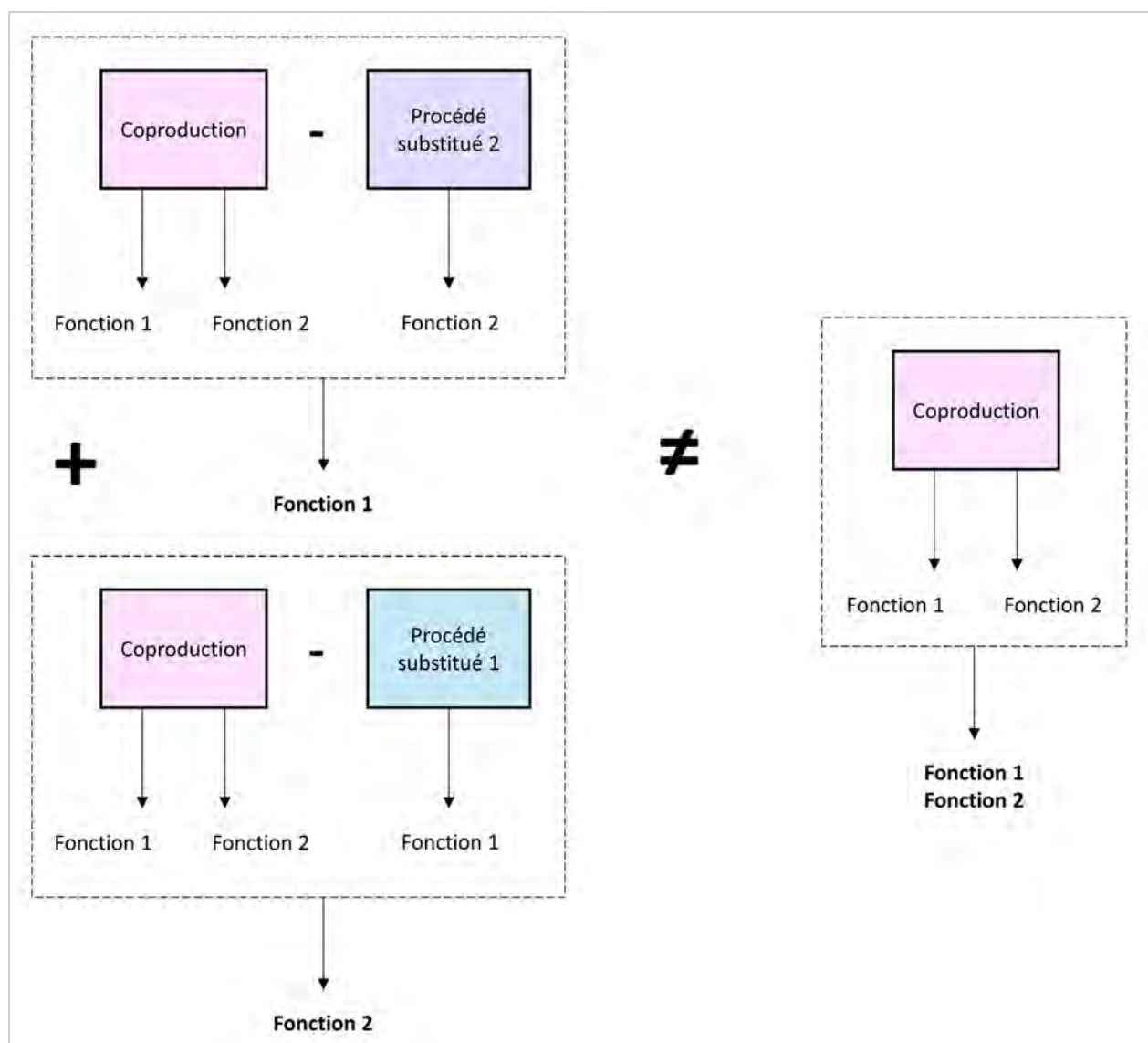


Figure 2.4 : Application de la substitution à un coproduit puis à l'autre, menant à une violation du principe d'additivité par la non-conservation des impacts totaux du procédé de coproduction

comprenant des systèmes multifonctionnels par Moretti et al. (2020) permet de constater que la substitution est largement utilisée en pratique dans les ACVA, malgré leur supposée incompatibilité méthodologique; des études réalisées avec la perspective attributionnelle, 31 % ont utilisé la substitution pour résoudre les enjeux de multifonctionnalité. Un cadre conceptuel a été développé par (Schrijvers et al., 2016b) pour établir des lignes directrices concernant le traitement de la multifonctionnalité en fonction des perspectives attributionnelle et conséquentielle. L'expansion de l'unité fonctionnelle et la partition sont désignées comme étant les seules méthodes à pouvoir être utilisées dans une ACVA.

Pour ce qui est des ACVC, leur compatibilité méthodologique avec les différentes approches de traitement de la multifonctionnalité ne fait pas spécialement débat. La subdivision et la substitution sont reconnues comme étant compatibles méthodologiquement avec les mécanismes de causalité représentés dans ce type d'analyse (Majeau-Bettez et al., 2018; Schrijvers et al., 2016b).

2.2.6 L'analyse du cycle de vie prospective

Lorsque les systèmes étudiés en ACV sont des systèmes futurs ou évoluant dans le futur, il devient essentiel de prédire l'évolution des trajectoires socioéconomique et environnementale afin de limiter les incertitudes dans l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes étudiés.

L'idée de l'importance de réaliser des ACV prospectives a émergé il y a quelques décennies, alors qu'un groupe de travail sur le développement de scénarios en ACV a été formé en 1998 pour réfléchir aux enjeux posés par la réalisation d'ACV concernant le futur (Pesonen et al., 2000). Börjeson et al. (2006) ont élaboré une typologie des scénarios décrivant le futur. Les scénarios prédictifs visent à anticiper ce qui a la plus forte probabilité de survenir dans le futur, et deviennent parfois autoréalisateurs. Les scénarios exploratifs ont pour objectif de prédire ce qui pourrait arriver selon différents développements alternatifs possibles. Finalement, les scénarios normatifs visent à déterminer comment certains objectifs spécifiques peuvent être atteints (Börjeson et al., 2006).

En parallèle avec la réflexion menée sur la nécessité d'inclure l'utilisation de données de projections futures dans les ACV, la génération de macro-modèles intégrés (les *integrated assessment models* (IAMs)) décrivant des trajectoires socioéconomiques futures possibles a connu un essor important depuis le début des années 1990. Ces modèles sont créés par la combinaison d'informations provenant de différentes disciplines (Parson & Fisher-Vanden, 1997). Ils décrivent l'évolution possible des trajectoires des systèmes humains (socioéconomiques) et naturels (biophysiques) (Endejan, 2001; Parson & Fisher-Vanden, 1997) en utilisant principalement des modèles économiques d'équilibre (Pauliuk et al., 2017; Stanton et al., 2011; van Vuuren et al., 2009) et des modèles décrivant les systèmes environnementaux comme le climat et l'utilisation des terres (Mendoza Beltran et al., 2018; van Vuuren et al., 2015). Parmi la multitude de modèles ayant été créés, certains ont été sélectionnés pour représenter des scénarios de référence (appelés *Shared Socioeconomic Pathways* (SSPs)) décrits par différentes narratives dépeignant divers futurs possibles (O'Neill et al., 2013; van Vuuren et al., 2013). Ces scénarios se positionnent à différents endroits sur les échelles de défis à relever en termes d'adaptation et de mitigation, tel qu'illustré à

la Figure 2.5. Ils sont modélisés en utilisant différents modèles intégrés (Riahi et al., 2017), et leurs résultats peuvent être adaptés en fonction de niveaux de forçage radiatif s'échelonnant entre 2,6 et 8,5 W/m² à l'année 2100, représentant diverses concentrations de GES dans l'atmosphère (van Vuuren et al., 2013). Le développement de ces scénarios répond au besoin de s'appuyer sur des scénarios prospectifs universels, basés sur des hypothèses communes et intégrant des éléments provenant de plusieurs disciplines (van Vuuren et al., 2013).

Le développement simultané des modèles prospectifs intégrés et de l'ACV prospective ont donné lieu à une volonté d'incorporer les informations fournies par ces modèles dans les études d'ACV (Bisinella et al., 2021). Plusieurs initiatives ont été menées pour intégrer les données issues de macro-modèles prospectifs aux ACVA. Mendoza Beltran et al. (2018) ont développé une approche systématique pour inclure les données de sortie prospectives du macro-modèle IMAGE dans les procédés fournis par la base de données attributionnelle d'ecoinvent, complémentée d'un logiciel

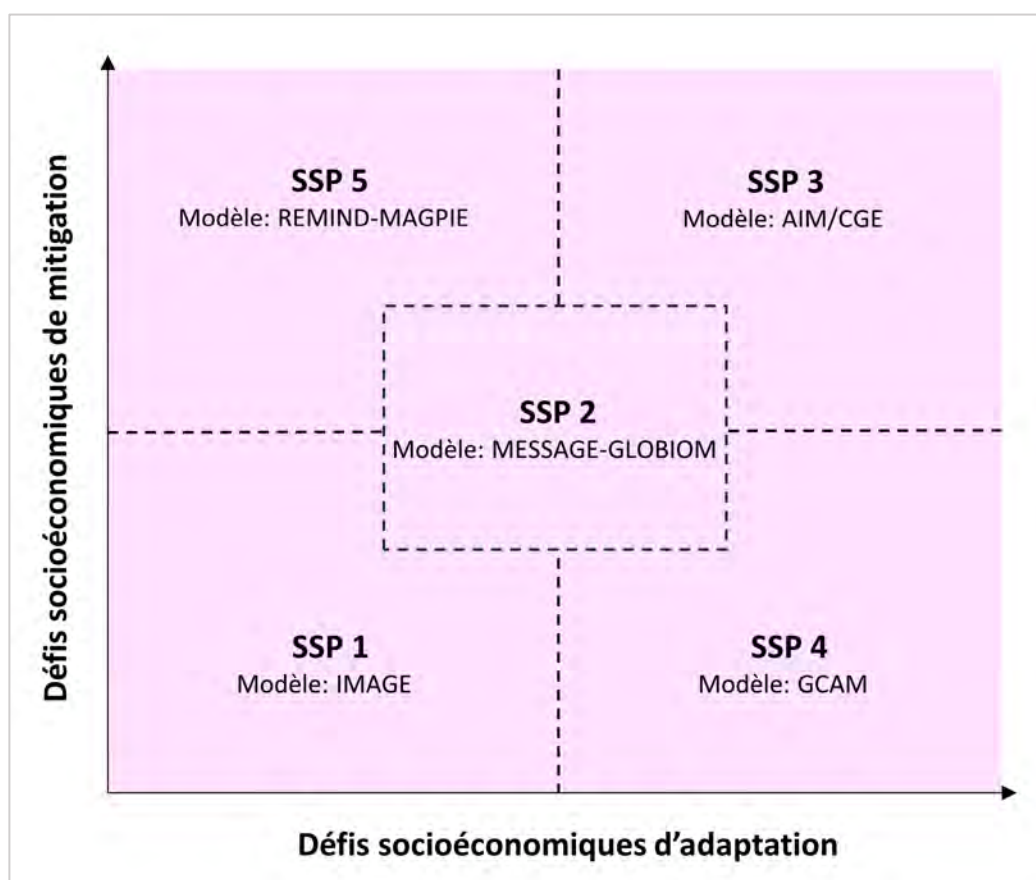


Figure 2.5 : Positionnement des SSP sur les échelles de défis d'adaptation et de mitigation. Adaptée de (O'Neill et al., 2013) avec des informations provenant de (Riahi et al., 2017).

d'application de l'approche intitulé Wurst. Joyce and Björklund (2021) ont créé Futura, un outil permettant le développement de scénarios d'évolution des données disponibles dans ecoinvent, pour ajouter de nouvelles technologies, régionaliser les technologies, ou modifier les compositions des marchés selon les évolutions futures envisagées. L'outil premise, développé par Sacchi et al. (2022), permet également d'intégrer les données de différents macro-modèles (dont IMAGE et REMIND) dans la description des procédés fournis dans ecoinvent selon une perspective attributionnelle.

Bien que le développement des bases de données et des approches pour mener des ACVA prospectives (ACVA-p) connaisse un essor important depuis plusieurs années, le développement de méthodes permettant d'évaluer les données marginales prospectives dans un contexte d'ACVC est moins rapide. De nombreuses études d'ACVC reposent encore sur l'utilisation de données historiques, supposées représentatives du futur (Buyle et al., 2019; Maes et al., 2023). Une option possible pour estimer les conséquences prospectives de décisions serait de modéliser la décision à étudier directement dans les macro-modèles prospectifs, et d'évaluer les conséquences des changements engendrés en mesurant la différence avec le scénario prospectif de base n'incluant pas cette décision. Cependant, ces modèles sont complexes à utiliser (Vandepaer et al., 2018) et sont communément hautement agrégés aux niveaux technologique et géographique, ce qui pose problème pour leur application à des études d'ACV menées dans certains contextes précis (Arvesen et al., 2018; Vandepaer & Gibon, 2018; Vandepaer et al., 2018).

Une première base de données conséquentielle prospective, intégrée à ecoinvent, a été développée par Vandepaer et al. (2018) pour le marché de l'électricité. L'approche utilisée pour calculer les données prospectives marginales est basée sur les projections de développement énergétique de 40 pays, estimées à l'aide de différentes sources de données n'étant pas toujours basées sur des hypothèses harmonisées. Pour calculer les mixes marginaux, soit la proportion de chaque technologie répondant à un changement de demande, l'approche utilisée se base sur les heuristiques de la procédure fournie par Weidema et al. (2009). Il est supposé que les marchés prospectifs de production d'électricité sont tous en croissance, et seuls les effets considérés à « long terme », soit les ajustements de capacités installées, sont pris en compte. Ainsi, selon Weidema et al. (2009), les technologies affectées sont les plus compétitives, que la perturbation de demande étudiée soit positive ou négative. Vandepaer et al. (2018) définissent deux moments clés pour le calcul des mixes technologiques marginaux. Le premier est l'année de référence, définie comme l'année à

laquelle une décision provoquant un changement de demande est prise. Le second est l'année d'horizon, survenant à un intervalle de temps défini après l'année de référence (entre 10 et 15 ans), laissant suffisamment de temps pour la planification et la construction de nouvelles capacités. L'équation 2.4 est utilisée pour quantifier le pourcentage de chaque technologie dans le mix marginal à partir des courbes de production d'électricité fournies par les macro-modèles :

$$S_{i,T} = 100 \cdot \frac{P_{i,T} - P_{i,r}}{\sum_i^n (P_{i,T} - P_{i,r})} \quad (2.4)$$

Où $S_{i,T}$ est le pourcentage de la technologie i contribuant au mix marginal à l'année d'horizon T , $P_{i,T}$ est la quantité d'électricité produite par la technologie i à l'année d'horizon T , $P_{i,r}$ est la quantité d'électricité produite par la technologie i à l'année de référence r , et n est le nombre de technologies non-contraintes ayant une production croissante entre les années r et T .

Une méthode paramétrée de calcul des mixes marginaux prospectifs a été développée par Maes et al. (2023). Elle est également basée sur la procédure de Weidema et al. (2009), sur l'analyse des tendances des courbes de production issues de macro-modèles prospectifs et ne considère que les conséquences à « long terme » des changements de demande, comme l'approche proposée par Vandepaer et al. (2018). Différents paramètres ont été identifiés par les auteurs comme ayant une influence importante sur les mixes marginaux calculés : l'indicateur de compétitivité (utilisation des courbes de production, de capacités installées ou de coût de production), l'intervalle de temps du changement de demande (dépend de la possibilité qu'ont les fournisseurs de technologie d'anticiper un changement de demande, mais dépend également de la durée de ce changement de demande) et la méthode de calcul de l'indicateur de compétitivité et des technologies marginales (Maes et al., 2023). Ils explorent quatre différents intervalles de temps pour calculer les mixes marginaux : l'intervalle de temps prescrit par Vandepaer et al. (2018) entre les années de référence et d'horizon, un intervalle de temps de deux ans avant et après une perturbation de très courte durée, un intervalle de temps comprenant l'entièreté de la durée du changement de demande et plusieurs petits intervalles de temps correspondant à la division de la durée totale du changement de demande. Ils comparent également des fournisseurs de technologie pouvant parfaitement prédire les changements de demande futurs (vision future parfaite) à d'autres ne faisant que réagir aux changements observables du marché (vision future nulle). Ils définissent quatre méthodes différentes de calcul des mixes marginaux, basées (1) sur la pente des courbes de production entre

le premier et le dernier point de l'intervalle de calcul; (2) sur une régression linéaire appliquée aux courbes de production sur l'intervalle de calcul; (3) sur l'aire sous la courbe de la croissance de production des technologies sur l'intervalle de calcul; (4) sur une méthode donnant différents poids aux évolutions de production des technologies en fonction de la forme de la courbe sur l'intervalle de calcul. Les différentes méthodes sont testées avec les macro-modèles REMIND et IMAGE, menant à des résultats fortement divergents en fonction des paramètres sélectionnés et du macro-modèle employé.

Les approches proposées par Vandepaer et al. (2018) et Maes et al. (2023) constituent un pas vers l'avant significatif dans la réalisation d'ACVC prospectives (ACVC-p). Néanmoins, elles présentent certaines opportunités d'amélioration. D'abord, elles ne prennent en compte que les conséquences à « long terme », soit les ajustements de capacités installées, et négligent les conséquences à « court terme » sur les utilisations de capacités existantes. Également, elles sont uniquement basées sur les courbes de production, alors que certains macro-modèles fournissent d'autres types de données de sortie comme les courbes de capacités installées et les courbes de coûts de production, qui pourraient être utilisées pour améliorer les approches proposées. Ces approches considèrent également uniquement les ajustements dans les installations de nouvelles capacités engendrées par une perturbation de la demande. D'autres conséquences pourraient être observées, comme des ajustements dans les mises à la retraite d'installations. Finalement, les approches de calcul heuristiques proposées ne sont pas justifiées comme étant représentatives de dynamiques réalistes de marché.

2.2.7 Comparaison des résultats d'analyses du cycle de vie du recyclage des fibres à ceux d'autres modes de traitement

Lorsque l'implantation d'un système de recyclage est favorisée par rapport à d'autres modes de traitement des matières résiduelles, il est nécessaire de comparer les impacts environnementaux des différentes options afin de s'assurer de la supériorité environnementale de la solution sélectionnée. Plusieurs études d'ACV se sont penchées sur la comparaison des impacts environnementaux du recyclage des fibres à ceux d'autres modes de traitement.

Villanueva and Wenzel (2007) ont réalisé une revue de neuf études d'évaluation de performance environnementale par ACV des traitements en fin de vie du papier et du carton, comprenant en tout 73 scénarios. La majorité des études conclut que le recyclage est plus bénéfique du point de vue

environnemental que l'enfouissement et l'incinération, principalement au niveau des impacts reliés à l'énergie. Merrild et al. (2008) en sont venus à la conclusion que le recyclage du papier n'engendre de bénéfices environnementaux par rapport à l'incinération avec récupération d'énergie que lorsque la technologie de recyclage est hautement performante, c'est-à-dire qu'elle limite les pertes matérielles et minimise l'utilisation d'énergie. Manfredi et al. (2011) ont comparé la performance environnementale par ACV du recyclage, de l'incinération et de l'enfouissement de différentes fractions de matières résiduelles. Les résultats ont montré que le recyclage des papiers engendrait la meilleure performance environnementale dans la plupart des catégories d'impacts comparativement aux autres traitements. Laurent, Bakas, et al. (2014) ont également analysé les résultats de 34 études comparant le recyclage à d'autres modes de traitement, soit l'enfouissement et la valorisation énergétique. Toutes les études comparant le recyclage à l'enfouissement priorisaient le recyclage pour limiter les impacts environnementaux, et presque toutes priorisaient également le recyclage par rapport à la valorisation énergétique, les autres étant non-conclusives. Ils témoignent néanmoins d'une incertitude de ces conclusions émanant des différentes frontières de système considérées et méthodes de traitement de la multifonctionnalité employées, de l'hétérogénéité dans les niveaux technologiques des systèmes de traitement comparés et dans les types de matières résiduelles étudiées (différents grades de papiers, par exemple), et des différentes catégories d'impacts environnementaux considérées.

Les études concluent donc de manière générale que les bénéfices environnementaux du recyclage des fibres sont supérieurs à ceux des autres traitements. Cependant, ces résultats ne peuvent être extrapolés à d'autres régions et d'autres niveaux technologiques que ceux qui ont été étudiés. De plus, la plupart de ces conclusions sont basées sur la comparaison d'ACV réalisées selon une perspective attributionnelle. Tel que mentionné dans la [section 2.2.2](#), l'utilisation de cette perspective n'est pas appropriée méthodologiquement lorsque les résultats sont destinés à informer sur la meilleure option à sélectionner du point de vue des conséquences environnementales globales. Également, les études comparées n'ont pas été réalisées dans un cadre prospectif, et datent déjà de plusieurs années, diminuant la fiabilité de leurs conclusions.

2.3 Concepts complémentaires

2.3.1 L'analyse des flux de matières

L'AFM est l'étude des échanges de matières dans un système défini temporellement et spatialement. Ce type d'analyse repose sur le principe de conservation de la masse. L'AFM permet d'étudier et de quantifier les destinations d'une matière dans le système économique et dans les compartiments environnementaux lors des étapes d'extraction, de transformation, d'utilisation et de traitement en fin de vie. Elle est particulièrement utile dans la modélisation des systèmes de GMR, afin de connaître comment circule une matière à traiter dans les systèmes de gestion, facilitant ainsi l'étude de l'efficacité et de la circularité de ces derniers (Liu et al., 2020; Rigamonti et al., 2018).

2.3.2 La circularité des systèmes de gestion des matières recyclables

La circularité peut être définie comme la capacité d'un système à limiter les pertes matérielles et à fermer les boucles de matières (Eriksen, Damgaard, et al., 2018). Dans un système de recyclage idéal, il n'y aurait aucune perte matérielle et tout pourrait être réutilisé à l'infini, éliminant le besoin d'extraction de matières premières dans le cas d'une demande constante.

Eriksen, Pivnenko, et al. (2018) ont étudié la circularité de 84 scénarios de traitement des matières plastiques, agençant différents types de tri à la source, séquences d'équipements de tri et performance des centres de tri. Ils ont montré qu'une plus grande séparation à la source et de meilleures performances des centres de tri engendraient de plus grands taux de récupération des matières, et ainsi une plus grande circularité. Ils insistent cependant sur l'importance de prendre en compte la qualité des matières recyclables générées dans l'évaluation de la circularité des systèmes. Bien qu'à court terme, la mise en marché de matières de basse ou de moyenne qualité puisse contribuer à circulariser les boucles de recyclage, cette approche n'entraîne pas de diminution de l'extraction de matières primaires pour les applications de haute qualité. Johansson et al. (2020) soulèvent la contradiction apparente entre le désir des gouvernements d'imposer des politiques d'augmentation de la circularité des boucles de recyclage, et l'accumulation de substances toxiques dans l'environnement. Ils soutiennent qu'avec les inefficacités des technologies de recyclage et le manque de restrictions concernant l'ajout de substances toxiques lors de la phase de conception des produits, l'accumulation de contaminants dans les produits recyclés est un obstacle à une

circularisation de l'économie respectueuse de l'environnement et de la santé humaine. Une circularisation accrue de l'économie n'entraînerait donc pas nécessairement de bénéfices environnementaux. Lonca et al. (2018) ont déterminé qu'une augmentation de la circularité n'équivalait pas nécessairement à une amélioration de la performance environnementale dans le cas du recyclage des pneus. Ils suggèrent d'utiliser un indicateur de circularité conjointement avec une analyse de performance environnementale comprenant plusieurs indicateurs, comme l'ACV, afin d'obtenir des indices complémentaires quant à la performance environnementale d'un système.

2.4 Synthèse critique de la revue de littérature

Cette revue de littérature a d'abord mis en lumière le phénomène de globalisation des flux de matières recyclables. L'exportation de grandes quantités de matières à recycler vers des pays ayant des besoins importants d'approvisionnement en matières premières, mais ne possédant pas les infrastructures et les systèmes adéquats pour traiter ces matières est pratique courante. Elle s'explique notamment par une demande décroissante pour certains types de matières recyclées dans les pays développés, et par une difficulté à produire des ballots ayant une pureté suffisante pour être traités localement. Cette pureté souvent mauvaise des matières récupérées, résultat des compromis devant être faits pour que le système de collecte soit efficace et que les taux de récupération ne soient pas trop faibles dans les centres de tri, cause également des conséquences sur les impacts environnementaux des procédés de recyclage. Elle engendre un rendement plus faible de ces procédés, ce qui implique qu'une plus grande quantité de matières sont rejetées durant le processus de recyclage. La contamination des fibres s'accroissant au fil des cycles de recyclage est également préoccupante, notamment car les boues résiduelles générées lors du recyclage comprennent une teneur grandissante en composés toxiques. Il devient complexe de tracer les matières envoyées à l'international et les traitements auxquels elles sont destinées, et conséquemment d'évaluer les impacts environnementaux de systèmes de recyclage comprenant des exportations vers de multiples destinations. Si l'on souhaite améliorer les impacts environnementaux générés par ces systèmes, il est primordial d'être en mesure de les représenter fidèlement.

La revue de littérature a également montré que les résultats d'ACV de systèmes de gestion des matières recyclables sont fortement tributaires des contextes géographique et technologique.

Cependant, peu d'ACV de recyclage régionalisées ont été réalisées dans les pays en développement. De surcroît, les études existantes ne sont pas harmonisées quant aux frontières des systèmes analysés et aux méthodes de traitement de la multifonctionnalité. Les études d'ACV de recyclage existantes ne procurent pas une couverture géographique suffisante pour pouvoir représenter la plupart des systèmes de recyclage nationaux des pays développés exportant des matières vers des dizaines de destinations, dont des pays en développement. Un premier besoin identifié dans la littérature se situe dans le développement d'un cadre paramétré pour régionaliser les ICV des procédés de recyclage, et ainsi permettre de générer efficacement des ACV adaptées aux contextes technologique et géographique des pays dans lesquels les matières recyclables sont traitées.

Un autre enjeu relevé dans la revue de littérature concerne la modélisation de la multifonctionnalité dans les ACV de recyclage, et dans les ACVA en général. La plupart des ACV portant sur des systèmes de recyclage et une grande proportion des ACVA utilisent l'approche de substitution pour calculer les impacts environnementaux de systèmes multifonctionnels. Néanmoins, bien que l'approche de substitution soit l'une des approches priorisées dans la hiérarchie proposée dans la norme ISO 14044 (2006), et que cette dernière ne distingue pas les méthodes pour traiter la multifonctionnalité qui sont compatibles méthodologiquement avec les perspectives d'ACV attributionnelle et conséquentielle, plusieurs auteurs soutiennent que l'utilisation de la substitution constitue une violation des caractéristiques méthodologiques de l'ACVA. Ces allégations sont cependant inconsistantes avec l'équivalence méthodologique présumée dans la littérature et démontrée par Tillman et al. (1994) entre les approches de substitution et d'expansion de l'unité fonctionnelle : la substitution est considérée incompatible méthodologiquement avec l'ACVA, alors que la méthode de l'expansion de l'unité fonctionnelle conserve manifestement toutes les propriétés de l'ACVA. Il importe donc d'éclaircir la question de la compatibilité méthodologique entre la substitution et l'ACVA, afin de modéliser adéquatement la multifonctionnalité dans les ACV de recyclage.

Finalement, le besoin de développer les lignes directrices pour déterminer de façon efficace les mixtes technologiques marginaux prospectifs liés à une prise de décision étudiée dans une ACVC, tout en exploitant au mieux les données fournies par les macro-modèles prospectifs, a été identifié dans la revue de littérature. Les approches existantes sont soit trop complexes à appliquer (par exemple, les modèles économiques d'équilibre), soit trop générales et basées sur des heuristiques

de calcul ne traduisant pas des dynamiques réalistes de marché (par exemple, les approches de Vandepaer et al. (2018) et Maes et al. (2023)). Il importe de raffiner les lignes directrices pour la réalisation d'ACVC-p basées sur les données de sortie de macro-modèles, afin d'intégrer judicieusement dans cette approche les données fournies par ces modèles et de justifier la méthode de calcul par des hypothèses liées aux dynamiques de marché et au contexte de l'étude. Le développement de telles lignes directrices facilitera et améliorera l'analyse des conséquences de décisions concernant les systèmes de gestion des matières recyclables sur les impacts environnementaux globaux.

L'amélioration de la représentativité géographique, du traitement de la multifonctionnalité, et de la modélisation des conséquences de décisions dans les ACV représentant des systèmes de recyclage permettra ultimement de pallier à certaines failles actuelles identifiées dans la littérature, et de mieux guider la réforme de systèmes de recyclage vers une empreinte environnementale réduite. Un meilleur cadre méthodologique pour la réalisation d'ACV dans le secteur du recyclage accroîtra la robustesse des pistes d'amélioration environnementale des systèmes de recyclage proposées aux preneurs de décision.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET MÉTHODOLOGIE GÉNÉRALE

3.1 Objectifs de la thèse

La production croissante de matières résiduelles recyclables et la performance environnementale suboptimale des systèmes les traitant justifient une remise en question des pratiques actuelles dans le secteur du recyclage. Des décisions doivent être prises pour réformer ces systèmes et guider leur transition vers un impact environnemental réduit. Néanmoins, tel que discuté dans la revue de littérature du [Chapitre 2](#), les méthodes et outils actuellement disponibles en ACV doivent être améliorés pour mieux orienter ces prises de décision.

L'objectif général de cette thèse est de **développer un cadre méthodologique permettant de guider efficacement l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les concernant, à travers la prise en compte de la régionalité, de la multifonctionnalité, et de l'évolution prospective des systèmes de production.**

Trois objectifs spécifiques mènent à l'atteinte de cet objectif général :

- **Objectif spécifique 1** : Développer une approche méthodologique pour la génération paramétrée et semi-automatisée d'ICV régionalisés

Cet objectif spécifique répond au besoin d'adapter efficacement les paramètres des procédés de recyclage modélisés par ACV, et conséquemment les ICV, au contexte géographique dans lequel ces procédés prennent place.

- **Objectif spécifique 2** : Évaluer la cohérence méthodologique de traiter la multifonctionnalité par l'approche de substitution au sein de l'ACVA

Il importe de mettre la lumière sur la compatibilité méthodologique entre le traitement de la multifonctionnalité par l'approche de substitution et la perspective attributionnelle, afin de représenter de manière cohérente la multifonctionnalité dans les ACVA de recyclage.

- **Objectif spécifique 3** : Raffiner les directives pour la réalisation d'ACVC basées sur les données de sortie de macro-modèles prospectifs

L'exécution de cet objectif spécifique fournit une structure qui raffine la méthodologie employée pour réaliser des ACVC-p, et qui accroît leur transparence quant aux hypothèses posées, aux choix de modélisation, et aux approximations numériques réalisées.

3.2 Méthodologie générale

La méthodologie générale utilisée pour atteindre l'objectif général et les trois objectifs spécifiques présentés à la [section 3.1](#) est illustrée à la Figure 3.1. Tel que représenté sur la figure, l'Objectif spécifique 1 est d'abord réalisé, afin de répondre à la question : comment prendre en compte la variabilité régionale des procédés de recyclage dans les ACV représentant des systèmes de recyclage globaux? De l'exécution de cet objectif découlent deux questions menant à la réalisation des Objectifs spécifiques 2 et 3. D'abord, le cadre méthodologique développé lors de la réalisation de l'Objectif spécifique 1 traite la multifonctionnalité à l'aide de l'approche de substitution, bien qu'une perspective attributionnelle soit employée. Cette pratique est controversée au sein de la communauté d'ACV, tel que discuté à la [section 2.2.5.3](#). Une question de recherche émerge donc de la réalisation de l'Objectif spécifique 1 : est-il cohérent méthodologiquement de traiter la multifonctionnalité par l'approche de substitution au sein de l'ACVA? Cette question mène à la définition de l'Objectif spécifique 2. Également, le cadre méthodologique répondant à l'Objectif spécifique 1 est élaboré avec une perspective attributionnelle dans un cadre temporel présent et fixe, ce qui est utile pour délimiter normativement les impacts environnementaux associés aux systèmes actuels de traitement des matières recyclables. Cependant, tel que mentionné à la [section 2.2.2](#), cette approche n'est pas adéquate pour représenter les conséquences de décisions sur les impacts environnementaux futurs globaux. Il est donc jugé pertinent de pousser l'analyse plus loin afin d'être en mesure d'évaluer les conséquences environnementales globales prospectives de décisions modifiant ces systèmes, par la réalisation de l'Objectif spécifique 3.

Un article a été écrit pour répondre à chaque objectif spécifique. Ces articles sont présentés aux Chapitres [4](#) (Objectif spécifique 1), [5](#) (Objectif spécifique 2) et [6](#) (Objectif spécifique 3). La méthode utilisée pour atteindre chacun des objectifs spécifiques est résumée dans les prochaines sous-sections, et détaillée plus explicitement dans chacun des articles scientifiques des chapitres suivants.

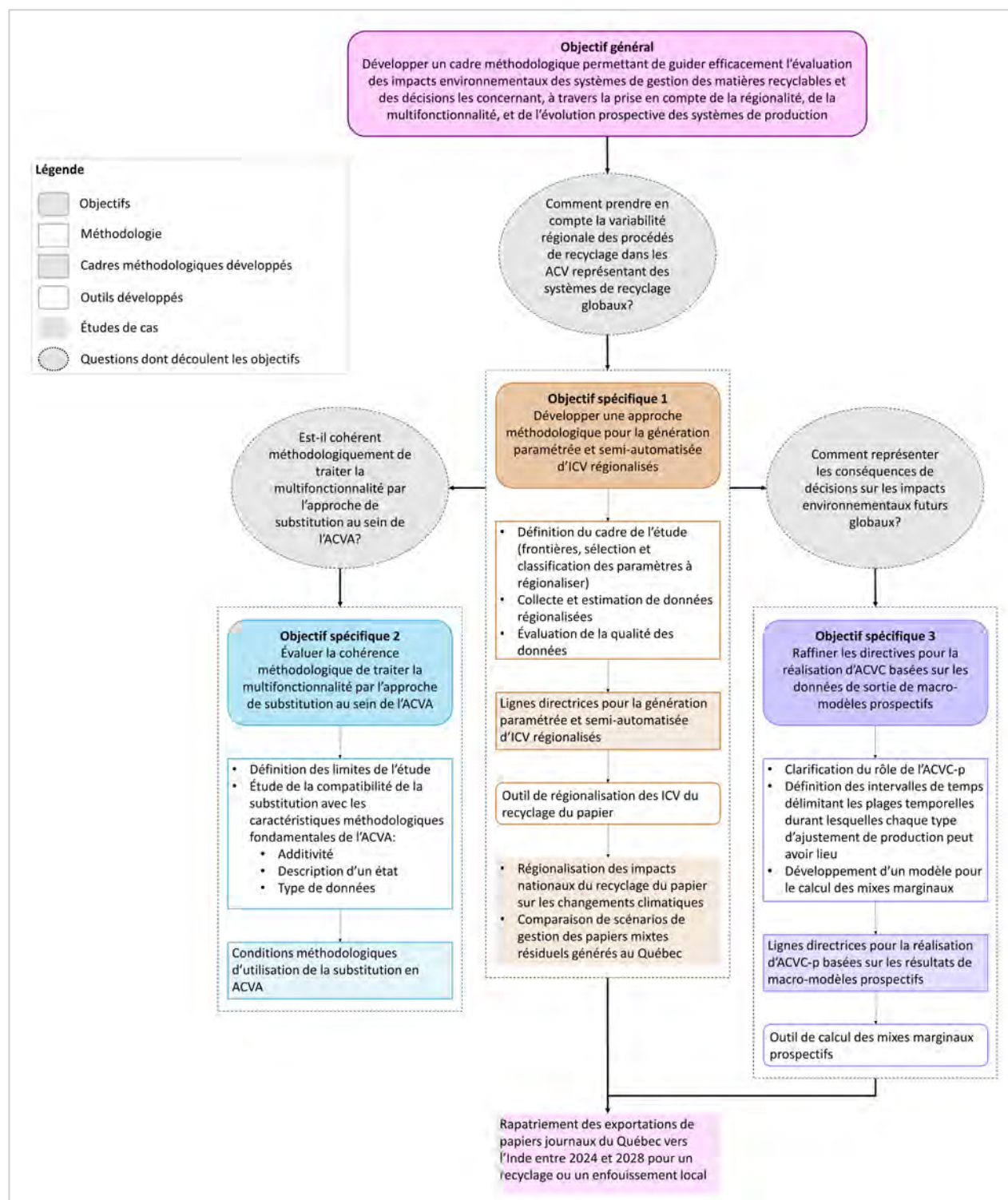


Figure 3.1 : Méthodologie générale de la thèse

3.2.1 Objectif spécifique 1 – Inventaires du cycle de vie régionalisés

Cet objectif spécifique vise à développer une méthodologie efficace pour la régionalisation des ICV selon une perspective attributionnelle dans le secteur du recyclage. La méthodologie développée dans le cadre de cet objectif spécifique comporte trois étapes : (1) la définition du cadre de l'étude; (2) la collecte et l'estimation de données; (3) l'évaluation de la qualité des données. Cette méthodologie est ensuite appliquée pour la création d'un outil de régionalisation des impacts environnementaux du recyclage du papier, et pour réaliser deux études de cas.

3.2.1.1 Étape 1 : Définition du cadre de l'étude

La première étape consiste à définir le cadre de l'étude. Cette étape est déclinée en quatre sous-étapes adaptées à la génération d'ICV régionalisés.

1. Premièrement, les frontières du système à l'étude sont définies, incluant l'approche utilisée pour prendre en compte la multifonctionnalité, dont elles dépendent.
2. Une sélection préliminaire des paramètres de procédé à régionaliser est ensuite nécessaire. La méthode LiSET (Hung et al., 2018) est suggérée pour identifier ces paramètres potentiellement déterminants.
3. Une analyse de sensibilité préliminaire sur les paramètres de procédé sélectionnés est ensuite menée en utilisant les bornes inférieure et supérieure de ces paramètres trouvées dans les bases de données ou la littérature. Cette étape permet de déterminer si la variation des paramètres sélectionnés a une influence sur les résultats d'ACV. Certains paramètres peuvent être écartés de l'analyse suite à cette étape si leur variation n'influence pas significativement les résultats.
4. Les paramètres retenus à l'étape 3 sont ensuite classifiés selon leurs variabilités technologique et géographique. La variabilité technologique des paramètres est définie comme étant (1) spécifique ou (2) non-spécifique au grade de la matière recyclée produite. Cette classification permet d'orienter la collecte de données en spécifiant la granularité requise de ces dernières. La variabilité géographique des paramètres est définie comme (1) liée au développement économique d'une région ou (2) liée aux ressources disponibles et à l'environnement physique. Cette seconde classification permet une estimation des données manquantes basée sur des critères pertinents.

3.2.1.2 Étape 2 : Collecte et estimation de données

La deuxième étape de la méthodologie consiste d'abord à collecter le plus de données régionalisées possible pour les paramètres sélectionnés lors de la définition du cadre de l'étude. L'objectif est de créer une base de données régionalisées étayée des paramètres de procédés, à partir de laquelle ces paramètres peuvent être estimés pour toutes les régions. Les scores des dimensions géographique et technologique de la matrice pedigree (Weidema et al., 2013) doivent être maximisés lors de la collecte de données. Les données les plus précises géographiquement (par exemple, les données nationales plutôt que globales) et technologiquement (par exemple, les données propres au procédé étudié, plutôt qu'au secteur industriel étudié) sont recherchées.

Pour chaque paramètre, pour les pays pour lesquels des données n'ont pas pu être collectées, une estimation s'impose. Cette estimation est basée sur la classification de la variabilité géographique des paramètres qui a été réalisée lors de la définition du cadre de l'étude. Pour les paramètres dont la variabilité géographique est liée au développement économique d'une région, la méthode utilisée consiste à considérer la donnée manquante comme équivalente à la donnée collectée appartenant au pays ayant le produit intérieur brut par habitant le plus similaire au pays pour lequel la donnée doit être estimée. Similairement, une variable liée aux ressources disponibles ou à l'environnement physique devrait être utilisée pour estimer les données manquantes des paramètres dont la variabilité géographique est liée à ces aspects.

3.2.1.3 Étape 3 : Évaluation de la qualité des données

La dernière étape générale de la méthodologie vise à évaluer si les données collectées à la deuxième étape générale sont satisfaisantes, à améliorer la collecte des données si possible, et à réaliser des analyses de sensibilité sur les données les plus incertaines selon la classification de la matrice pedigree (Weidema et al., 2013) afin d'évaluer la robustesse des résultats.

3.2.1.4 Création d'un outil de régionalisation des inventaires du cycle de vie du recyclage du papier

Le cadre méthodologique développé est ensuite appliqué au recyclage du papier par la création d'un outil paramétré. Les 13 paramètres choisis à l'issue de la définition du cadre de l'étude pour cette analyse sont : l'efficacité du recyclage et la production de rejets solides, la quantité d'électricité utilisée, le mix électrique, la quantité d'énergie utilisée et les émissions directes à l'air,

le mix énergétique, la quantité de produits chimiques utilisés, les types de produits chimiques utilisés, les quantités d'eau utilisée et d'eaux usées produites, les émissions directes de phosphate à l'eau, les technologies de traitement des boues de recyclage, les technologies de traitement des autres rejets, la quantité de matières vierges entrante et le ratio de substitution.

Un tableur Excel doit d'abord être développé, comprenant certaines données à entrer manuellement par l'utilisateur : le type de papier recyclé produit (papier de bureau, papier journal ou carton ondulé), la composition du ballot à recycler, ainsi que les fractions massiques de ballot acheminées à chaque pays de destination pour le recyclage. Une collecte de données est ensuite réalisée pour créer une première base de données de paramètres régionalisés. L'utilisateur peut également bonifier cette base de données avec des données additionnelles si désiré.

Un programme Python doit ensuite être écrit, permettant la régionalisation des paramètres de procédé en fonction des destinations identifiées par l'utilisateur, la génération d'ICV, et la génération de résultats avec la méthodologie d'évaluation des impacts d'ACV désirée. Les procédés de recyclage modélisés sont tirés de la base de données ecoinvent 3.7.1, puis régionalisés automatiquement par le programme en opérant la méthodologie présentée dans les sous-sections précédentes. Un procédé d'incinération des boues résiduelles doit être modélisé pour pallier son absence dans la base de données ecoinvent.

3.2.1.5 Études de cas

L'outil développé est ensuite appliqué à deux études de cas. La première vise la régionalisation des impacts sur les changements climatiques du recyclage du papier, afin d'évaluer la variabilité régionale de ces impacts en fonction du type de papier recyclé produit. La seconde compare les impacts environnementaux de différents scénarios de gestion des papiers mixtes résiduels générés au Québec.

3.2.2 Objectif spécifique 2 – Compatibilité entre la substitution et l'analyse du cycle de vie attributionnelle

Cet objectif spécifique vise à évaluer la compatibilité méthodologique entre la modélisation de processus multifonctionnels par l'approche de substitution et les requis méthodologiques propres à l'ACVA. Tel qu'explicité dans la [section 2.2.5.3](#), une contradiction existe entre l'incompatibilité méthodologique de l'ACVA et de la méthode de substitution, et l'équivalence méthodologique des

approches de substitution et d'expansion de l'unité fonctionnelle. Afin de rectifier cette contradiction, les caractéristiques méthodologiques fondamentales de l'ACVA sont étudiées successivement. Les conceptions erronées sur l'incompatibilité entre ces caractéristiques et la substitution sont identifiées, puis sont réfutées intuitivement, mathématiquement, et par des exemples.

3.2.2.1 Limites de l'étude

Une première étape dans l'exécution de cet objectif spécifique est de préciser les limites des conclusions posées dans le cadre de l'étude, et dans quels contextes elles sont applicables. Étant donné la nature controversée du sujet abordé à cet objectif spécifique, ces limites doivent être adéquatement posées afin d'éviter que les conclusions soient mal interprétées ou appliquées dans des contextes ne le permettant pas. Ces limites sont énoncées à la [section 5.2.2.4](#).

3.2.2.2 Conception erronée 1 : Non-conservation des impacts environnementaux globaux

La première conception erronée explorée dans le cadre de cet objectif spécifique est la violation du principe d'additivité lors de l'utilisation de la substitution en ACVA. La première étape de la méthode permettant de réfuter cette conception erronée est de réaliser une revue de littérature appuyant cette idée. De cette revue de littérature, des conclusions quant à l'origine de cette conception erronée peuvent être tirées. Pour réfuter cette conception erronée, des arguments intuitifs sont d'abord développés, suivis d'un exemple spécifique, puis d'une généralisation mathématique applicable à toutes les situations se trouvant dans les limites de l'étude.

3.2.2.3 Conception erronée 2 : Violation de la nature descriptive de l'analyse du cycle de vie attributionnelle

La deuxième conception erronée identifiée concerne la nature descriptive des ACVA, et sa compatibilité avec la substitution, habituellement perçue comme représentative d'un changement d'état plutôt que comme la description d'un état. Comme pour la conception erronée 1, la méthode utilisée pour la réfuter consiste à développer des arguments intuitifs, illustrer ces arguments à l'aide d'un exemple spécifique, puis utiliser le cadre conceptuel général développé en [3.2.2.2](#) pour généraliser les idées développées à un contexte plus large.

3.2.2.4 Corollaire 1 : Substitution marginale en analyse du cycle de vie attributionnelle

Un aspect majeur à aborder concernant l'utilisation de la méthode de substitution en ACVA est la nature des données utilisées pour représenter les processus substitués (données moyennes ou marginales). Une réflexion en lien avec les requis méthodologiques de l'ACVA et le rôle de la substitution est menée pour poser une recommandation à ce sujet. Un corollaire découle des arguments développés pour réfuter la conception erronée 2 : même si les données moyennes sont habituellement utilisées en ACVA, il est logique de substituer des données marginales lors de l'utilisation de l'approche de substitution combinée à la perspective attributionnelle. Cette conclusion est tirée à l'aide d'un contre-argument, et des exemples sont développés pour l'appuyer.

3.2.2.5 Élaboration des conditions méthodologiques d'utilisation de la substitution en analyse du cycle de vie attributionnelle

De la réfutation des conceptions erronées abordées dans les sections [3.2.2.2](#) et [3.2.2.3](#), ainsi que du corollaire mentionné à la [section 3.2.2.4](#), découlent des conditions méthodologiques pour rendre cohérente l'utilisation de la méthode de substitution en ACVA. Ces conditions sont formulées pour guider les praticiens dans l'application de la méthode de substitution.

3.2.3 Objectif spécifique 3 – Directives pour l'analyse du cycle de vie conséquentielle prospective

Cet objectif spécifique permet de raffiner les directives pour la réalisation d'ACVC basées sur les données de sortie des macro-modèles prospectifs, afin d'améliorer la clarté et la transparence de ces études.

3.2.3.1 Revue critique des approches existantes

Une première étape pour l'atteinte de cet objectif spécifique consiste à définir les principaux axes d'amélioration des plus récentes méthodes ayant été élaborées pour réaliser des ACVC-p basées sur les résultats de macro-modèles prospectifs, soit les méthodes décrites par Maes et al. (2023) et Vandepaer et al. (2018). Ces axes d'amélioration sont choisis dans l'optique de renforcer la concordance de ces approches avec les dynamiques réelles de marché, et leur transparence quant aux hypothèses posées, aux choix de modélisation et aux niveaux d'approximation utilisés. De

cette revue critique, trois principaux axes d'amélioration sont relevés, soit (1) la spécification de la façon dont une petite décision à l'étude s'inscrit dans l'évolution prévue d'un macro-modèle prospectif; (2) le choix des types d'ajustement de production répondant à une perturbation de la demande et des intervalles de temps sur lesquels ils surviennent; (3) le modèle mathématique utilisé pour le calcul des mixtes marginaux. La méthodologie employée pour raffiner les directives concernant ces trois axes d'amélioration est décrite dans les sections suivantes.

3.2.3.2 Axe d'amélioration 1 : Clarification du rôle de l'analyse du cycle de vie conséquentielle prospective

Le rôle de l'ACVC-p est d'abord contrasté avec celui de l'ACVC classique, de l'ACVA-p, puis de la décomposition d'un changement, afin de différencier méthodologiquement les différentes approches. Il est conclu qu'une décision étudiée dans le cadre d'une ACVC-p doit perturber la trajectoire socioéconomique prévue par le macro-modèle prospectif de référence. Des recommandations sont posées quant à la définition d'une décision étudiée dans une ACVC-p, ainsi qu'à son influence potentielle sur la trajectoire environnementale future de référence.

3.2.3.3 Axe d'amélioration 2 : Types d'ajustement de production

Face à une variation de demande, les productions peuvent être adaptées à cette variation en utilisant divers types d'ajustement. Les intervalles de temps délimitant les plages temporelles durant lesquelles chaque type d'ajustement peut avoir lieu lors de l'étude des conséquences d'une décision doivent d'abord être définis. Ces intervalles de temps considèrent les différents délais pour la construction de nouvelles installations ou leur mise à la retraite, la capacité des fournisseurs de technologies à anticiper les changements de demande futurs, ainsi que l'inertie de certains ajustements des capacités installées se poursuivant au-delà de la fin d'une perturbation de demande.

3.2.3.4 Axe d'amélioration 3 : Développement du modèle mathématique et d'un outil de calcul des mixtes marginaux prospectifs

Un modèle mathématique est ensuite développé, permettant de traduire en méthode de calcul les comportements possibles des fournisseurs de technologies face à une variation de demande. Ce modèle mathématique est formulé dans un programme Python. Son applicabilité est validée par son utilisation dans un exemple simple.

3.2.4 Étude de cas

Finalement, une étude de cas intégrant la méthodologie conséquentielle développée à l'Objectif spécifique 3, ainsi que le cadre de régionalisation élaboré à l'Objectif spécifique 1, est réalisée. Cette étude de cas vise à estimer les impacts environnementaux générés ou évités par le rapatriement des exportations de papiers journaux résiduels générés au Québec et exportés vers l'Inde entre 2024 et 2028, pour un recyclage ou un enfouissement local.

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : PARAMETRIZED REGIONALIZATION OF PAPER RECYCLING LIFE-CYCLE ASSESSMENT

4.1 Présentation de l'article

Ce premier article répond à l'Objectif spécifique 1 et présente un cadre conceptuel méthodologique permettant de générer de manière semi-automatisée des ICV prenant en compte les variabilités technologique et géographique des procédés de recyclage. Le cadre conceptuel est ensuite appliqué pour construire un outil paramétré de calcul des impacts environnementaux régionalisés du recyclage de trois différents grades de papier résiduel (papier de bureau, papier journal, carton ondulé) avec la méthodologie d'ACVA. L'outil est finalement utilisé pour réaliser deux études de cas, une portant sur le calcul de la variabilité mondiale des impacts sur les changements climatiques du recyclage des trois grades de papier étudiés, et une autre portant sur l'ACVA de différents scénarios de traitement des papiers résiduels mixtes issus des centres de tri québécois.

Les auteurs de cet article sont : Arianne Provost-Savard¹, Robert Legros et Guillaume Majeau-Bettez. Il a été publié dans le journal *Waste Management* le 28 novembre 2022 (Provost-Savard et al., 2023). Le contenu de l'article a également fait l'objet de présentations orale et par affiche à la conférence *WasteLCA_3 : Life Cycle Sustainability Assessment for Waste Management and Resource Optimization* en juin 2022, ainsi que d'une présentation par affiche à la conférence *11th International Conference on Industrial Ecology* en juillet 2023. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible à l'[Annexe A](#).

4.2 Manuscrit

4.2.1 Abstract

Recycling is a commonly acknowledged strategy to reduce the environmental impacts linked to primary resource exploitation. Large regional variations can be observed in recycling processes' parameters, like efficiency, energy mix and treatment of rejects. Life-cycle assessment (LCA) is widely used to evaluate the environmental impacts of recycling processes, but existing studies are neither harmonized nor sufficient to provide a comprehensive geographical and technological

¹ Cette auteure a réalisé la revue de littérature, développé la méthodologie en collaboration avec les co-auteurs, conçu l'outil, réalisé les études de cas et rédigé la majeure partie de l'article.

coverage of recycling processes. The purpose of this research is to develop an efficient and iterative approach for the parametrized generation of semi-automated regionalized life-cycle inventories that take into account technological and geographical variabilities in the recycling sector. The regionalization framework is then applied to create a parametrized paper recycling regionalization tool. This tool is used in the results section to compare the national climate change impacts of recycling three paper grades. Results show a significant global warming impact variability between countries for recycled graphic paper (0.36 to 2.25 kg CO₂-Eq/kg wastepaper recycled), newsprint (0.27 to 1.84 kg CO₂-Eq/kg wastepaper recycled) and corrugated cardboard (0.28 to 1.68 kg CO₂-Eq/kg wastepaper recycled) productions. A regionalized LCA of the international recycling of the mixed wastepaper exported from Quebec's (Canada) sorting centers is also performed with the tool and compared to the non-regionalized mixed wastepaper recycling process available in the ecoinvent database. Only nine midpoint ReCiPe impact categories remain environmentally advantageous compared to virgin paper production when applying the regionalization methodology, compared to sixteen when using the ecoinvent process, illustrating how regionalization can substantially influence LCA results.

4.2.2 Introduction

Recycling is one of the prioritized strategies to establish a circular economy and to reduce the environmental impacts associated with virgin material extraction (Ellen MacArthur Foundation, 2017). When promoting a waste management strategy based on recycling, it is important to ensure that it is the best option among all treatment pathways, taking into account the benefits of replacing primary resources. Life-cycle assessment (LCA) methodology is frequently used to evaluate the environmental burdens and benefits of recycling processes (Laurent, Bakas, et al., 2014) and has demonstrated its usefulness in guiding environmental policy for waste management systems (Manfredi & Pant, 2011). Energy and material consumption, direct emissions, and the displacement of primary resource use are key factors when evaluating the environmental impacts of a recycling technology (Viau et al., 2020). These factors are highly dependent on the choice of the type of recycling technology and on the geographical context (Brogaard et al., 2014).

Before China announced an import ban on various types of waste in July 2017, it received more than 50 % of global wastepaper exports, mainly from high-income countries. From 2016 to 2020, China's wastepaper imports dropped by 76 %, forcing exporting countries to find alternatives

(United Nations, 2016, 2020). Low-capacity paper recycling mills and the decreasing demand for paper products in developed countries have led to resort to short term solutions based on landfilling, incineration and exportation to developing countries with high demand for raw materials and low recycling costs (Qu et al., 2019; Rahman & Kabir, 2010). In 2019, 17 % of the 285 million tons of wastepaper produced worldwide were exported to be recycled (FAO, 2019). An example of the globalisation of wastepaper flows is the economy of the province of Quebec in Canada. The province recycles only 10 % locally, and exports wastepaper to 38 international regions for recycling, principally India (52 %) and the United States (23 %) (Statistics Canada, 2020). Recycling of wastepaper raises concerns regarding environmental emissions and material and quality losses, particularly in low-income countries. Amongst other factors, highly contaminated feedstock, low recycling rates, informal recycling and permissive environmental regulations exacerbate the environmental impacts of these recycling systems (Bleck & Wettberg, 2012; Confederation of Indian Industry, 2020; Rahman & Kabir, 2010; Tong et al., 2021). The diversification of destinations for recyclable waste exports complexifies the assessment of the environmental footprint of global recycling systems. In short, wastepaper recycling and the challenges faced by this industry are a global affair.

Merrild et al. (2008) illustrated the technological dependency of the results of LCA studies about recycling processes, by assessing the global warming impacts of different combinations of European paper recycling technologies and substituted virgin paper production technologies. The results showed large variations of greenhouse gas (GHG) emissions among the tested combinations, mainly due to differences in energy and electricity consumption (Merrild et al., 2008). Seigné-Itoiz et al. (2015) assessed the GHG emissions of the Spanish paper and cardboard recycling system, integrating material flow analysis (MFA) with LCA. They concluded that international trade and end-markets play a significant role in GHG emissions quantification (Seigné-Itoiz et al., 2015).

LCA studies that take into account international wastepaper trades are scarce (James, 2012); existing studies often focus on a particular technology in a particular region. Laurent, Bakas, et al. (2014) reported the geographic distribution of 222 waste management LCA studies performed between 1995 and 2012, including 117 studies comprising recycling processes. The authors concluded that most recycling studies addressed processes in North America, western Europe, China and Australia, and little to no studies originated from eastern Europe, South America, Africa

and Asia, excluding China (Laurent, Bakas, et al., 2014). A lack of process technological regionalization and an exclusion of international trade flows can lead to oversimplified LCA studies unable to effectively guide policy implementation. With disparate efficiencies, raw material quality and use, use of utilities, use of chemicals, quality of recycled material and end-markets, LCAs performed in different developed countries are inadequate to represent many developing countries' recycling systems, and their use for this purpose will likely lead to a negative bias in environmental impact estimates.

Efforts have been undertaken independently to capture the environmental impacts of paper recycling in specific regions: Finland (H. Dahlbo et al., 2005; Helena Dahlbo et al., 2005; Dahlbo et al., 2007), Sweden (Finnveden et al., 2005; Moberg et al., 2005), China (Hong & Li, 2012; Liang et al., 2012), Denmark (Manfredi et al., 2011; Merrild et al., 2008; Merrild et al., 2012; Wang et al., 2012), Austria (Salhofer et al., 2007), United Kingdom (Wang et al., 2012), Spain (Sevigné-Itoiz et al., 2015) and Italy (Arena et al., 2004). Amongst these reported studies, results diverge largely depending on the recycled paper grades produced, formulated assumptions and methodologies, e.g., system boundaries and coproduction modeling, as well as geographic context. Concerning paper recycling data availability in the ecoinvent database, the 3.7.1 version includes recycling processes for three main grades of paper, namely: graphic paper (GP), newsprint (NP) and corrugated cardboard (CC) (Wernet et al., 2016), but paper recycling models in this database are all based exclusively on European data. The *global* paper recycling models rely on global weighted averages for provision of certain inputs (e.g., wastepaper input, chemicals production, electricity use, energy use and waste disposal) and do not allow for regional breakdown since they use the same numerical values as the European processes. These isolated recycling modeling efforts in LCA literature and in the ecoinvent database are far from offering a convenient and consistent international coverage. Moreover, the results of these studies are not harmonized and cannot be used conjointly to assess the environmental impacts of the global recycling system of a country exporting wastepaper to diverse international destinations. And yet, aiming to obtain detailed primary data to model every national recycling system for every material type individually is a utopic and unattainable objective, and would likely lead to unharmonized and thus unusable results. There is an undeniable tension between the technological and geographical coverage by LCA studies and the effort needed to obtain representative data. A more efficient modeling approach is needed.

This study is part of a broader research effort towards the development of sectorial parametrization frameworks and tools. A sectorial LCA parametrization approach consists in selecting relevant variable parameters and creating a general life-cycle inventory (LCI) in a particular sector, which can be adapted to different contexts (e.g., geographies, technologies, temporality) by modifying the values of the parameters. This approach can be useful to represent multiple process variants in a more agile, accessible and efficient way than the individual approach comprising an intensive data collection process every time a new scenario has to be tested (Mueller, 2004). As concluded by Cooper et al. (2012), parametrization is also “a powerful way to ensure transparency, usability, and transferability of LCI data”. Existing parametrized LCA models represent many sectors: aircraft production and operation (Dallara et al., 2013), product and building design (Basic, 2019; Kamalakkannan & Kulatunga, 2021; Niero et al., 2014; Vandervaeren et al., 2019), forest carbon fluxes according to carbon pools and forest management features (De Rosa et al., 2016), transportation (Jang et al., 2020; Kannangara et al., 2021; Khan, 2021; Lee & Thomas, 2017; Manjong et al., 2021; Sacchi et al., 2022) and photovoltaic energy production (Bracquene et al., 2018), to name a few. In the waste management sector, Doka (2021) pioneered a parametrization approach with a regionalization tool that assesses the life-cycle impacts of open burning, open dumping and different types of landfill technologies according to climate, technical parameters and waste characteristics. To our knowledge, broadly applicable parametrized LCA models and tools remain to be developed in the recycling sector.

The objective of this study is to develop an efficient and iterative approach for the parametrized generation of semi-automated LCIs that take into account technological and geographical variabilities in the recycling sector. Such an LCI regionalization framework systematizes the integration and harmonization of primary data, geographical extrapolations, and technology models, so as to efficiently and iteratively reduce the uncertainties of global recycling LCAs due to data scarcity, and to provide a comprehensive geographical and technological data coverage of recycling processes. This study also aims to produce a parametrized and collaborative tool based on the proposed methodological framework to perform regionalized LCAs of international paper recycling systems. This research facilitates the work of LCA practitioners in the recycling sector, by offering a framework for parametrized and regionalized LCI generation, and a parametrized and collaborative tool for systematic regionalized paper recycling LCI generation.

4.2.3 Methods and data

4.2.3.1 Methodology overview

Figure 4.1 summarizes the general methodological framework used to select process parameters and to collect and estimate regionalized data for the recycling sector. The method starts by determining the scope of the study. Recycling process parameters to be regionalized are selected based on their potential variability due to technological or geographical factors (step 1, Figure 4.1). A screening analysis is then performed on these parameters to determine to what extent they influence LCA results (step 2, Figure 4.1). For parameters having a non-negligible impact on LCA results, their technological and geographical variability is characterized to guide data collection and estimation (step 4, Figure 4.1). Data is then collected or estimated for every parameter and every country with recycling installations by minimizing the indicator scores according to the pedigree matrix (steps 5–8, Figure 4.1). Finally, data quality is evaluated through an iterative process (steps 9–12, Figure 4.1).

These methodological steps systematize and frame the traditional data collection and estimation process to generate regionalized LCIs for the recycling of different material types, by offering guidance for the choice of process parameters, for the classification of these parameters according to the granularity of data that need to be collected, and for identifying the best strategy to estimate missing data. In this study, it is applied to the paper recycling sector to create an LCI regionalization tool. Each methodological step included in Figure 4.1 and its application for the construction of the tool are detailed step by step in sections [4.2.3.2](#) to [4.2.3.4](#).

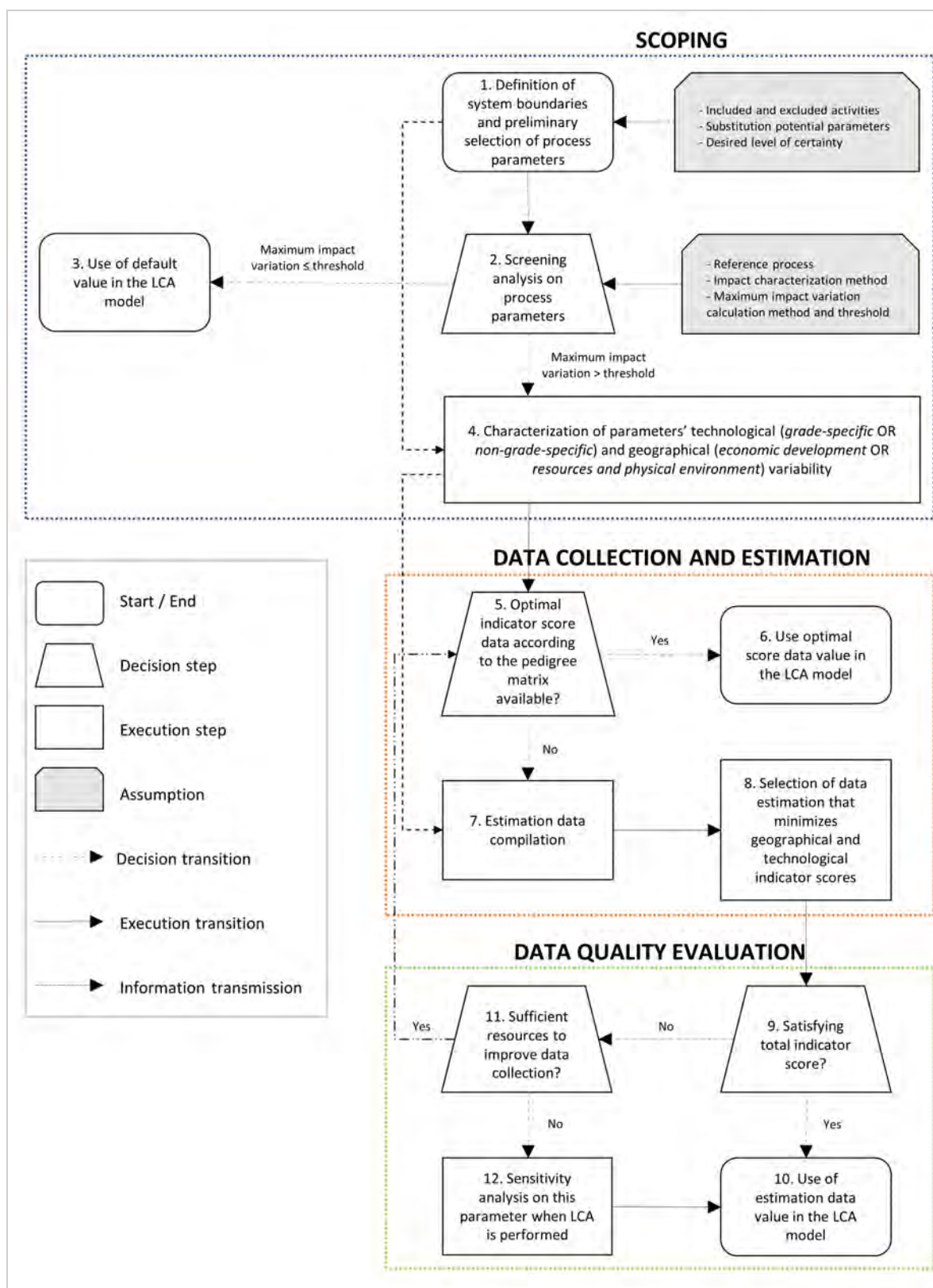


Figure 4.1 : Methodological framework to guide the parametrization and systematization of the generation of life-cycle inventories for the recycling of different material types

4.2.3.2 Scoping

Definition of system boundaries

General method

The first step in Figure 4.1 includes the definition of system boundaries. For coproduction modeling, the substitution approach from Vadenbo et al. (2017) is recommended. The practitioner must determine which multiplicative parameters constituting the substitution potential will be included in the study.

Application to the paper recycling regionalization tool

The chosen system boundaries of the paper recycling process include the transport from the sorting facility to the recycling facilities, the recycling process, the treatment of solid waste, and the substitution of virgin material. Figure 4.2 illustrates the studied system and its boundaries. The chosen functional unit is “Recycling 1 kg of pre-sorted wastepaper bale into a specific product grade (GP, NP or CC)”. Substitution modeling is achieved by using the framework developed by Vadenbo et al. (2017), estimating the physical resource potential (U_{rec}) from the initial wastepaper bale composition, the technical resource recovery efficiency (η_{rec}) from the recycling process efficiency, the substitution ratio ($\alpha_{rec:disp}$), considered as a process parameter to be regionalized, and the market response (π_{disp}), assumed to be equal to 1. This last factor means that we assume consumers show no preference for the origin (primary or secondary) of a material of a given quality, and no price effect or other influence on demand are taken into account.

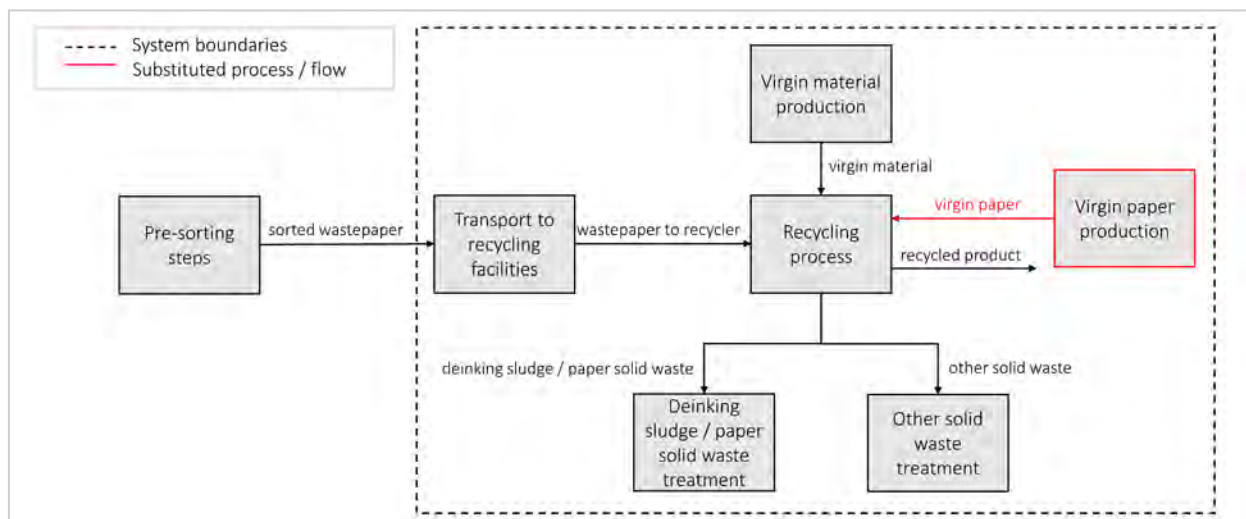


Figure 4.2 : Included and excluded activities in the LCA paper recycling regionalization tool

Preliminary selection of process parameters

General method

The first step in Figure 4.1 also includes the selection of the process parameters to be regionalized. From the description of the studied recycling process, the practitioners should list comprehensively every process parameter that may vary according to the region where recycling is performed. A useful strategy to breakdown a technology's life cycle into a finite number of contributors is the LiSET method (Hung et al., 2018). This method can be used to identify the regionalizable parameters likely to influence the environmental impacts of the studied recycling process.

Application to the paper recycling regionalization tool

Based on the LiSET method and on the paper recycling process description, 13 process parameters are assumed to have a potential influence on the LCA impacts due to their regional variability (step 1, Figure 4.1): *Efficiency and solid waste production, Electricity use, Electricity mix, Energy use and direct air emissions, Energy mix, Chemicals use, Chemicals mix, Water use and wastewater production, Direct emissions to water, Sludge treatment technology mix, Other solid waste treatment technology mix, Virgin material input and Substitution ratio*. The application of the LiSET method for the selection of the parameters is detailed in [Annex A.1](#). The *Chemicals mix* parameter is neglected in the subsequent steps due to lack of data.

Screening analysis on process parameters

General method

The second step in Figure 4.1 consists in performing a sensitivity analysis on the process parameters selected in step 1, between lower bounds and upper bounds defined from literature data, to determine if regional variations of each process parameter are likely to have a significant influence on LCA results. Some assumptions need to be made by the practitioners, including the choice of the reference recycling process on which to perform the sensitivity analysis (we suggest choosing a *global* process from ecoinvent), the impact characterization method, the maximum impact variation calculation method, and the maximum impact variation threshold.

Application to the paper recycling regionalization tool

For the construction of the tool, recycled GP, NP and CC *global* production processes from ecoinvent are used to perform the analysis. For each process parameter, a lower bound and an upper bound are defined from literature data (see [Annex A.2](#)). Sensitivity analyses are performed for each process parameter and each corresponding paper grade, and the *ReCiPe* midpoint impact characterization method is chosen. The maximum impact variation (V) corresponds, among all the chosen impact characterization categories, to the largest relative difference between the impact of the analysis carried with the lower bound and the impact of the analysis carried with the upper bound. The maximum impact variation (V) between the lower and the upper bound LCAs is computed using equation (4.1):

$$V = \text{MAX}_i \left(\frac{|X_{L,i} - X_{H,i}|}{\text{MAX}(|X_{L,i}|, |X_{H,i}|)} \right) \quad (4.1)$$

where $X_{L,i}$ is the lower bound result for every midpoint *ReCiPe* impact i and $X_{H,i}$ is the upper bound result for every midpoint *ReCiPe* impact i.

In the present case study, a threshold of 15% is chosen on V to determine if the regional environmental impact variation warrants a detailed regionalization. For process parameters with $V \leq 15\%$, the value of the *global* ecoinvent process, for any geography, is used to create the model (step 3, Figure 4.1). The lower bound, upper bound, data sources and the result of each sensitivity analysis are presented in [Annex A.2](#).

Results from the sensitivity analysis show that the variation of all process parameters, except for most emissions to water, has a significant impact on LCA results. No impact variability is observed for most types of emissions to water, even if the parameter's value varies, principally because the *ReCiPe* impact characterization methodology does not yet include impact characterization factors for all emissions to water. Therefore, the rest of the methodology is not applied to emissions to water, except *Direct phosphate emissions to water* for the production of recycled CC, which has a maximum impact variation above the threshold.

Characterization of process parameters' technological and geographical variability

General method

To orient data collection and estimation, the next methodological step consists in classifying the selected process parameters into two groups: technological variability, and geographical variability

(step 4, Figure 4.1). The parameters are further classified into two technological sub-categories, namely *grade-specific parameters* and *non-grade-specific parameters*. This distinction is used to evaluate the granularity of data collection needed in subsequent steps. The first group comprises the process parameters that do not vary according to product grade, for example the energy mix. The second group contains the process parameters that depend on product grade produced. For example, more chemicals are typically used when producing GP than CC. The geographically-sensitive parameters are also further classified into two sub-categories, namely *parameters linked to economic development* and *parameters linked to available resources and physical environment*. The first group contains process parameters linked to the country's technological and economic development, for example the efficiency of the recycling process. The second group encompasses the process parameters that depend on the country's available resources and physical environment, for example weather, climate or land availability. For instance, waste treatment technologies used in a country often reflect geographical characteristics, like the availability of usable land to practice landfilling of solid waste. This distinction is used to determine the most accurate way to estimate missing data. For example, if a parameter is correlated with economic development, the estimation of the parameter of a country with missing data should be done using data from a country with similar economic characteristics.

Application to the paper recycling regionalization tool

From the evaluation of *global* ecoinvent paper recycling processes and the comparison of process parameters for the production of GP, NP and CC, it was determined that *Electricity use*, *Energy use*, *Chemicals use*, *Water use and wastewater production* and *Direct emissions to water* varied significantly according to paper product grade. Based on literature and available data, *Efficiency and solid waste production*, *Electricity use*, *Energy use*, *Chemicals use*, *Water use and wastewater production* and *Direct emissions to water* were assumed to vary according to the economic development level (Confederation of Indian Industry, 2020; Devi et al., 2011), while *Electricity mix*, *Energy mix*, *Sludge treatment technology mix* and *Other solid waste treatment technology mix* were assumed to vary according to geographically available resources and physical environment. It was assumed that *Virgin material input* and *Substitution ratio* are not related to product grade, nor to geographic context, but rather to the quality of the input material and the desired and obtained

quality of the product. The process parameters' classification into the four variability categories is illustrated in Figure 4.3.

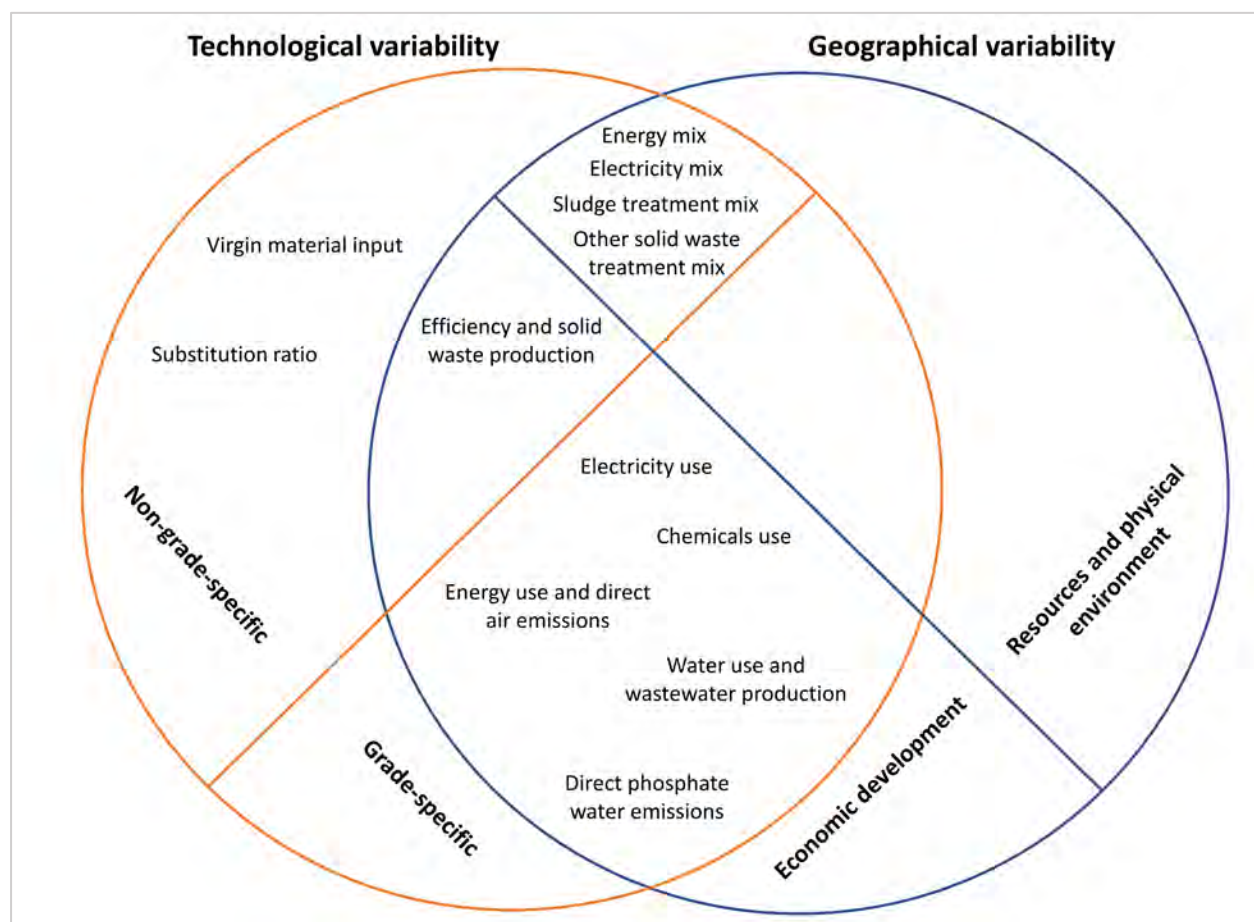


Figure 4.3 : Classification of the paper recycling regionalization tool process parameters into the two technological variability categories (non-grade-specific parameters and grade-specific parameters) and the two geographical variability categories (parameters linked to economic development and parameters linked to available resources and physical environment)

4.2.3.3 Data collection and estimation

General method

The next step consists in collecting and estimating data for every LCA-impacting process parameter to obtain a regionalized value or estimate for every country. The methodology prioritizes the use of data with the lowest indicator scores according to the pedigree matrix. The pedigree matrix was created to assess the quality of LCA data sources (Weidema & Wesnaes, 1996), and it constitutes the first step in semi-quantitatively evaluating their uncertainty (Muller et al., 2014).

Two kinds of uncertainties are commonly taken into account with this approach: the intrinsic variability related to measurement uncertainties, activity specific variability or temporal variability and the uncertainty due to the use of imperfect data, related to the use of estimates or data lacking temporal, spatial or technological representativity (Muller et al., 2014). The pedigree matrix consists in attributing a score to five independent data characteristics, namely reliability, completeness, temporal correlation, geographical correlation and further technological correlation (Weidema et al., 2013). In the proposed framework, the evaluation of the uncertainties is restricted to geographical and technological correlations, because the other categories are not directly related to regionalization. Table 4.1 presents the pedigree matrix used and contains the description of the type of data corresponding to each indicator score for the geographical and technological variability categories from Weidema et al. (2013), as well as an example of each indicator score for the paper recycling sector for every variability category defined in [section 4.2.3.2](#).

Table 4.1 : Pedigree matrix indicator scores descriptions (from Weidema et al. (2013)) and examples of each indicator score category for geographical and technological correlation linked to paper recycling processes

Indicator score		1	2	3	4	5
Geographical correlation	Description	Data from country under study	Average data from larger area in which the area under study is included	Data from area with similar production condition	Data from area with slightly similar production conditions	Data from unknown or distinctly different area
	Examples	<i>Economic development:</i> Representative national average or proxy sampling <i>Resources and physical environment:</i> Representative national average or proxy sampling	<i>Economic development:</i> Average data from 5 or less countries in same geographic area <i>Resources and physical environment:</i> Average data from 5 or less countries in same geographic area	<i>Economic development:</i> Data from country with similar GDP/capita <i>Resources and physical environment:</i> Data from country with similar resources / infrastructures	<i>Economic development:</i> Data from country with slightly similar GDP /capita for parameters that depend on economic development <i>Resources and physical environment:</i> Data from country with slightly similar resources / infrastructures	<i>Economic development:</i> Continental average, global average, other country's national average or proxy sampling <i>Resources and physical environment:</i> Continental average, global average, other country's national average or proxy sampling
Technological correlation	Description	Data from enterprises, processes and materials under study	Data from processes and materials under study	Data from processes and materials under study but from different technology	Data on related processes or materials	Data on related processes on laboratory scale or from different technology
	Examples	<i>Non-grade-specific:</i> Data from paper recycling process <i>Grade-specific:</i> Data from specific product grade recycling process		<i>Non-grade-specific:</i> Not applicable <i>Grade-specific:</i> Data from paper recycling process	<i>Non-grade-specific:</i> Data from virgin paper production processes <i>Grade-specific:</i> Data from virgin paper production processes	<i>Non-grade-specific:</i> Average data from recycling processes or average data from industries <i>Grade-specific:</i> Average data from recycling processes or average data from industries

The first data collection step is to look for data with minimal indicator score(s) in the applicable variability categories for each process parameter and for every recycling country (step 5, Figure 4.1). For example, the *Electricity use* parameter varies with economic development and is specific to paper grade. We should first look for data that is a representative national average (level 1 indicator score for geographical variability in Table 4.1) and that is specific to product grade (level 1–2 indicator score for technological variability in Table 4.1). This combination minimizes the indicator scores in both applicable variability categories and is thus considered an optimal score. Optimal score data can be used directly in the LCA model for these countries (step 6, Figure 4.1). If many optimal indicator score datapoints are available for a process parameter in a country, the mean of the available values is used.

If optimal score data is not available, data estimation is required. Possible estimation data is therefore collected (step 7, Figure 4.1). This data can be a process parameter's value for a country with similar economic characteristics (if the parameter is correlated with economic development) or with a similar physical environment (if the parameter is correlated with resources and physical environment). From the data collected, an estimate that minimizes the indicator score(s) of a specific parameter is chosen for each paper recycling country (step 8, Figure 4.1). The geographical estimation method can be used to estimate data for parameters that depend on economic development. This method consists in approximating process parameters of countries with missing data with the data from the country with the most similar gross domestic product (GDP) per capita between all of the optimal indicator score data available. A similar method could be used for process parameters varying with resources and infrastructures.

Application to the paper recycling regionalization tool

The indicator scores of the data used to create the LCA tool for each process parameter and each applicable variability category are detailed in [Annex A.3](#). For some process parameters, we use existing databases containing data for most countries, for example the World Bank Group report for *Other solid waste treatment technology mix* (Kaza et al., 2018) or ecoinvent for *Electricity mix* (Wernet et al., 2016). For other parameters like *Efficiency* or *Electricity use*, data are mostly based on estimations from data reported in the literature, partly generated with the geographical estimation method.

Figure 4.4 shows the results of the regionalization for the *Efficiency* process parameter. Figure 4.4 a) illustrates the countries with an indicator score of 1 or 2 for the geographical correlation. For the remaining countries, the geographical estimation method was used, illustrated in Figure 4.4 b).

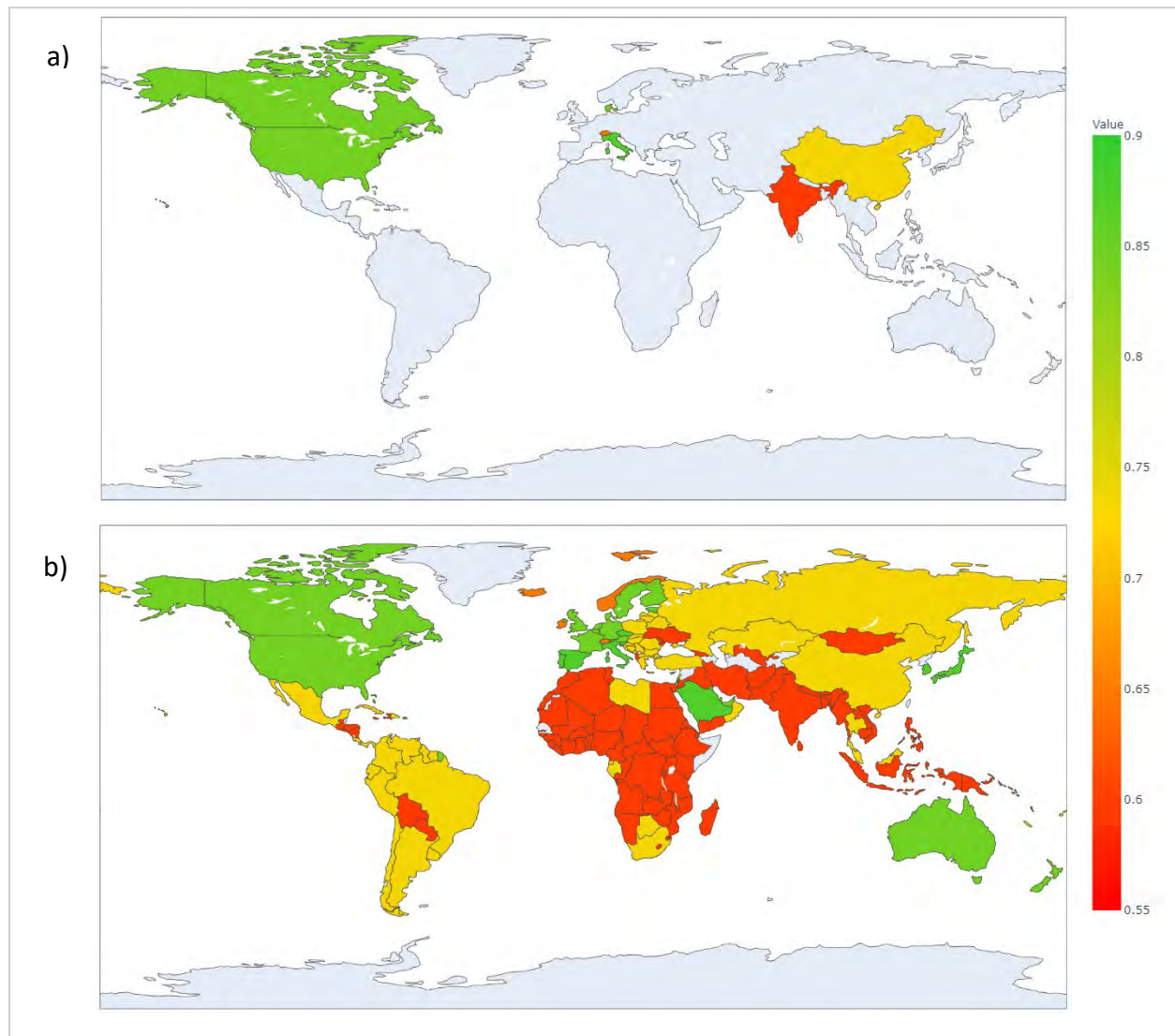


Figure 4.4 : Regionalization results for the Efficiency process parameter a) Level 1 and 2 geographical indicator score countries according to the pedigree matrix for wastepaper recycling efficiency b) Estimation of wastepaper recycling efficiency for all countries with a paper recycling system

The regionalized process parameters' values obtained for each country used in the paper recycling regionalization tool are accessible in Provost-Savard (2022b) and the datapoints and equations from which these regionalized parameters are derived are available in [Annex A.5](#).

4.2.3.4 Data quality evaluation

General method

In the *Scoping* phase, the desired level of certainty and confidence is (subjectively) defined in dialogue with all stakeholders. In the *Data quality evaluation* phase, we evaluate whether these requirements are fulfilled (step 9, Figure 4.1) and, if not, whether resources allow for further investigation (step 11, Figure 4.1). A subsequent round of data collection can then be necessary to improve data quality. For parameters with an indicator score of 5 for one or more countries in at least one variability category, or for parameters that are not geographically correlated and only classified into the technological variability categories, a sensitivity analysis is recommended to evaluate the impact of the high uncertainty on the results (step 12, Figure 4.1).

Application to the paper recycling regionalization tool

Three parameters have at least one country with an indicator score of 5 in at least one variability category in the tool (*Energy mix*, *Sludge treatment technology mix* and *Other solid waste treatment technology mix*), and two are not geographically correlated (*Virgin material input* and *Substitution ratio*) (see [Annex A.3](#)). The biomass fraction of total energy use is varied between 0 % and 96 % for the *Energy mix* parameter, which represents respectively the lowest and the highest national values in the International Energy Agency (IEA) database for the pulp and paper production sector. The sludge treatments to test are incineration, landfilling, landfarming and filler application (for example in cement or cardboard industries) for all countries with an indicator score of 5 for the *Sludge treatment technology mix* parameter. The other solid waste treatments to test in a sensitivity analysis are incineration, landfill and open dumping for all countries with an indicator score of 5. Substitution ratio is varied between 62 %, which is the lowest paper substitution ratio used in literature (Viau et al., 2020), and 100 %. Finally, the virgin material input fraction is varied between 0 % and 30 %, a value recommended by Wang et al. (2012) to obtain the same properties as the virgin product.

4.2.3.5 LCA paper recycling regionalization tool

The LCA tool was built in Python to perform the LCA of specified paper recycling systems. The user needs to specify input data concerning the studied recycling system in an Excel template. The input data are: the recycled paper grade (GP, NP or CC), the mean composition of the bale to

recycle according to ten waste categories, the fraction of material sent to each recycling country and the transport types and distances between the exporting and importing countries. The user can also improve the data quality of the model by adding data collected at steps 5 and 7 of Figure 4.1 in the template.

From these input data, the tool computes the regionalized LCA impacts of the studied paper recycling system with the impact characterization method specified by the user, using the ecoinvent 3.7.1 version for background processes. This tool is available in the Gitlab repository cited in the Reference list (Provost-Savard, 2022a).

The list of activities used to create the tool is available in [Annex A.5](#). Most ecoinvent activities are only available for a few geographical locations, and RoW or *global* locations were selected for most processes. The regionalization performed in this article focuses on quantitative values of process parameters, and regionalization of pre-built background ecoinvent processes is out of the scope of this research. Because of the absence of a paper sludge incineration process in the ecoinvent database, a process was created using the method from Deviatkin et al. (2016). Transfer coefficients based on paper sludge composition were deduced from the ecoinvent paper incineration process, and emissions were calculated based on the deinking sludge composition from Abdullah et al. (2015) (see [Annex A.6](#)).

4.2.4 Results

4.2.4.1 Application of the tool for the global regionalization of recycling life-cycle impacts on climate change

In this section, we use the paper recycling regionalization tool to study the influence of regionalizing life-cycle impacts on the carbon footprint of paper recycling processes. The regionalization results for the local recycling of 1 kg of wastepaper in every paper-recycling country for the *Climate change* impact category are presented in Figure 4.5 (numerical results are available in Provost-Savard (2022b)). The bale composition was retrieved from the guidelines of the Institute of Scrap Recycling Industries (ISRI) for the Mixed Papers (54) category. This composition corresponds to 95 % of targeted papers, 2 % of untargeted papers and 3 % of other rejected materials (ISRI, 2024). We compare local recycling processes in this application, and

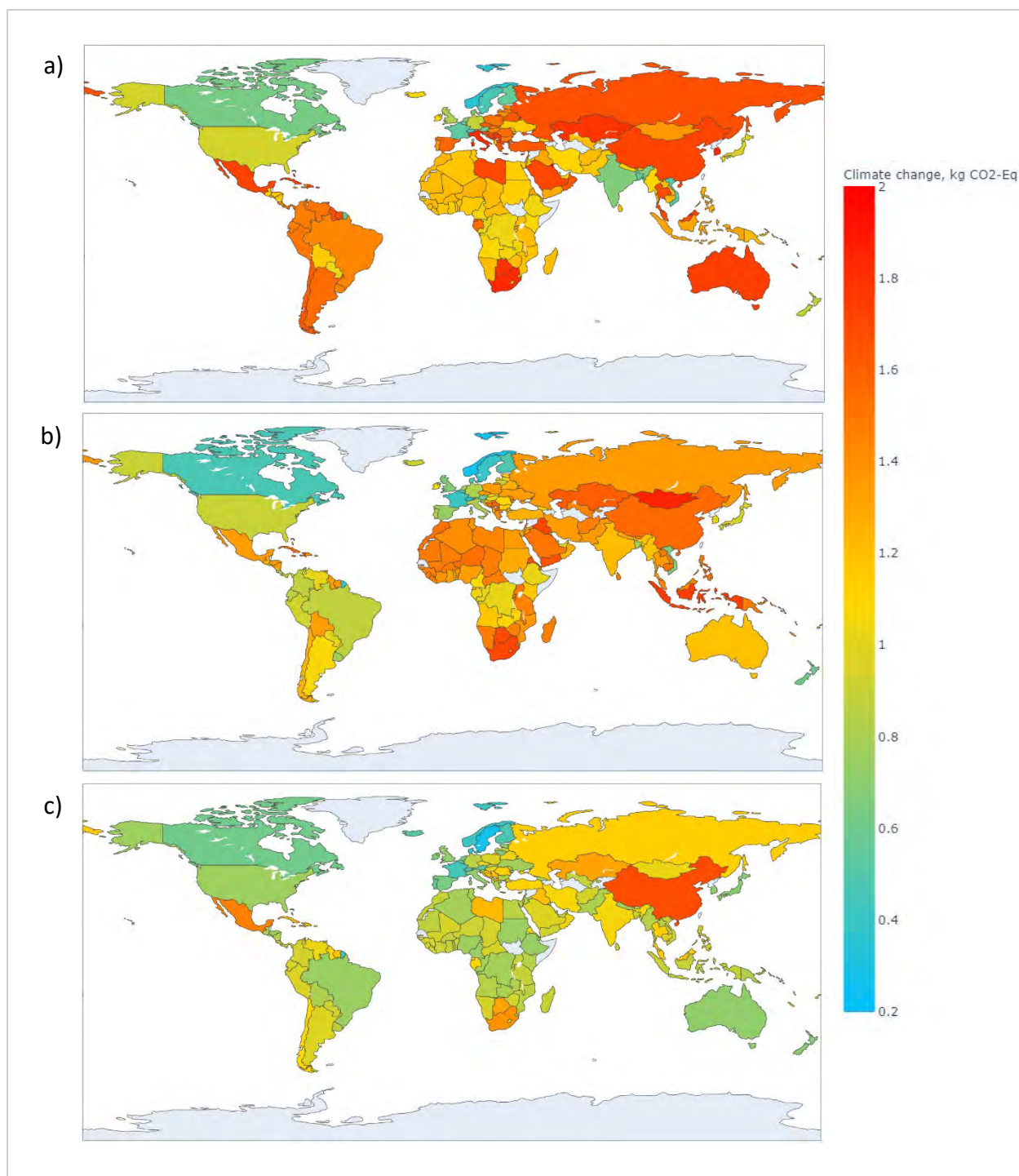


Figure 4.5 : Impact on climate change (kg CO₂-Eq) of recycling 1 kg of wastepaper per country
a) Graphic paper production b) Newsprint production c) Corrugated cardboard production

therefore transport from sorting to recycling facilities is considered negligible. We excluded substitution modeling in this analysis in order to compare only the positive impacts of local

recycling processes, and to allow a fair comparison between the countries, without using a substituted non-regionalized process fromecoinvent assuming technologically advanced primary productions.

Results range from 0.36 to 2.25 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for GP production, from 0.27 to 1.84 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for NP production and from 0.28 to 1.68 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for CC production. These results were compared to the results of existing wastepaper recycling LCA studies, excluding the sorting of paper from other commingled materials and the substitution steps. Some studies included the collection step, contrary to the present study, but this life-cycle phase was shown to have negligible impacts on the kg CO₂-Eq emitted during the paper recycling process (Hong & Li, 2012; Wang et al., 2012). The results of the studies are all within the ranges obtained with the regionalization tool: between 0.5 and 1.5 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for five recycled paper grades and reprocessing technologies in Denmark (Merrild et al., 2008), 0.6 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled to high grade printing and writing paper in China (Hong & Li, 2012), around 1 kg CO₂-Eq/kg wastepaper recycled to newspaper in Finland (H. Dahlbo et al., 2005), approximately 1 to 1.5 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for eight recycled paper grades in the United Kingdom (Wang et al., 2012) and approximately 0.5 to 0.6 kg CO₂-Eq/kg of wastepaper recycled for eight paper grades in Italy (Arena et al., 2004). Generally, for all paper grades, North American and European countries have the best environmental performances, due to higher efficiency processes, cleaner energy and electricity productions and cleaner sludge and solid waste management practices. The contrast between developed and developing countries is observable for all paper grades, but is more significant for GP and NP production.

It is important to keep in mind that the regionalized climate change results are part of an effort to improve data quality, but are still based on many hypotheses and remain highly uncertain. Hence, these CO₂-Eq emission values should not be used directly without contextualisation.

4.2.4.2 Application of the tool to Quebec's mixed paper recycling system

In this section, the tool is used to assess the environmental impacts of the global recycling system of the mixed wastepaper produced in the province of Quebec, in Canada. The bale composition assumed is the average composition of mixed paper bales exiting Quebec's sorting centers characterized from 2018 to 2020 by RECYC-QUÉBEC. These mixed paper bales are composed by

75 % of targeted papers, 10 % of plastics, 4 % of untargeted paper, 2 % of metals, 1 % of glass and 8 % of other materials (RECYC-QUÉBEC, 2020). From the 188 000 tons of residual mixed papers exiting Quebec's sorting centers yearly, only 10 % are recycled in the province (RECYC-QUÉBEC, 2021). The international destinations of the bales were estimated from data provided in the Canadian International Merchandise Trade Database (Statistics Canada, 2020). About 52 % of recovered papers generated in Quebec are recycled in India and 23 % in the United States. The remaining 15 % is sent to 34 different countries, the largest fractions going to China (3,18 %), Germany (3,18 %), South Korea (2,24 %), Pakistan (2,07 %), Viet Nam (1,79 %), Italy (1,18 %) and 28 others (totalling 1,36 %) (see Provost-Savard (2022b)). The objective of assessing the regionalized environmental impacts of Quebec's mixed paper recycling system is to characterize the importance of regionalization regarding the life-cycle performance of recycling strategies of fibre exporting countries.

Scenario analysis

This section presents the results of four scenarios, which were used to evaluate the influence of regionalization on the LCA results of Quebec's global mixed paper recycling system. First, the results from the 100 % recycled GP production process with a RoW geography available in ecoinvent (*Ecoinvent global process*) are compared to the regionalized LCA results (*Regionalized case*). The third scenario corresponds to the local recycling of 100 % of mixed paper produced in Quebec (*100 % local recycling*). Finally, a scenario where 100 % of mixed paper produced in Quebec is landfilled (*100% landfill*) instead of recycled is tested to compare this waste management alternative to recycling.

Figure 4.6 shows the normalized *ReCiPe* midpoint impact scores obtained from the ecoinvent process, the regionalized case, the local recycling case and the landfill case (numerical results are available in Provost-Savard (2022b)). While most impact scores are negative when using the ecoinvent process, meaning the impacts of the recycling process are more than compensated by the substitution of virgin resources, only nine impact categories remain negative when the recycling system is regionalized. Compared to the *100 % landfill* scenario, the *Regionalized case* presents higher potential impacts in some categories, indicating that recycling mixed paper from Quebec's sorting centers might prove worse for these impact categories than locally landfilling this paper

without any valorization. The *100 % local recycling* scenario substantially diminishes the impact scores for most impact categories compared to the *Regionalized case*.

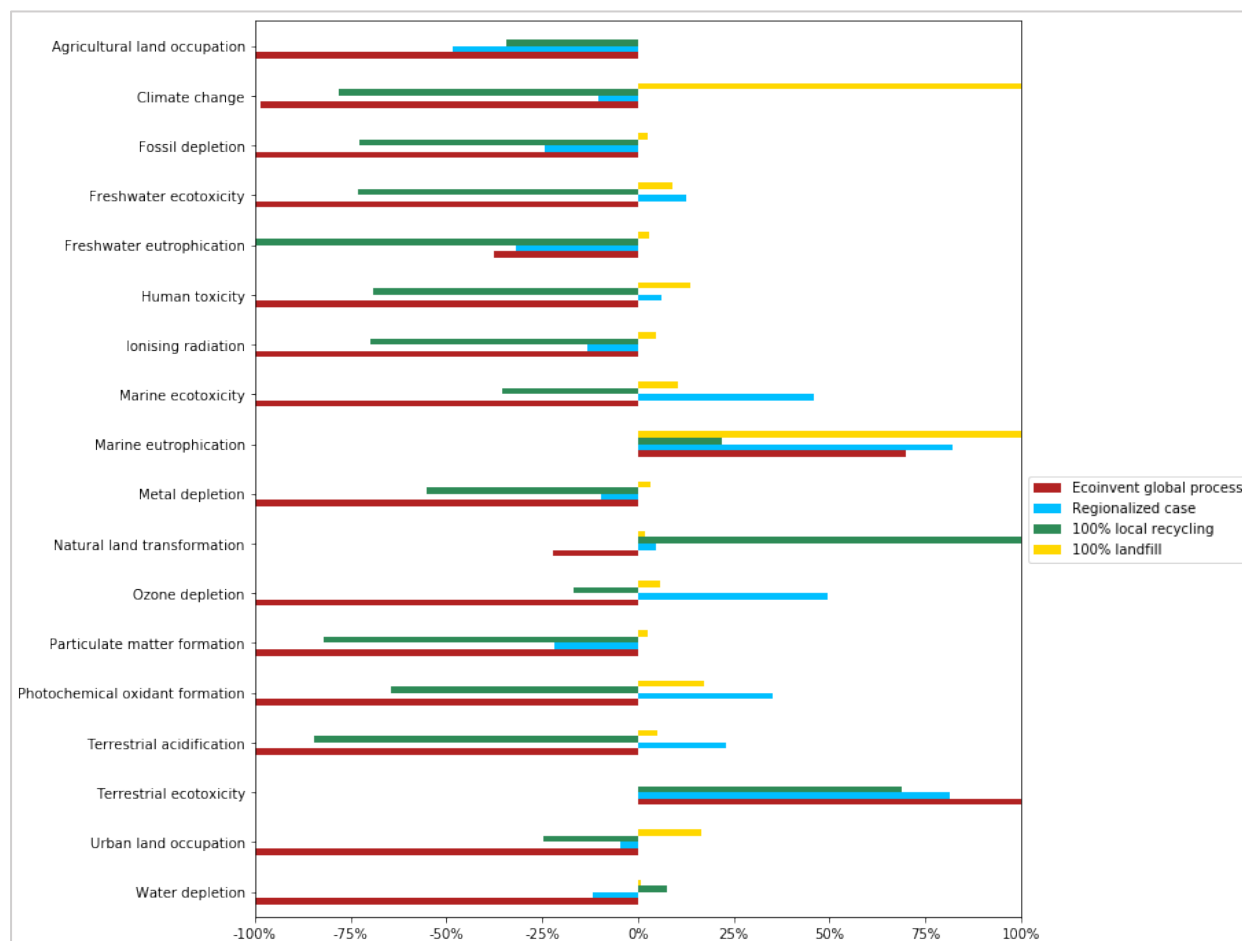


Figure 4.6 : Normalized scenario analysis results on 18 ReCiPe midpoint impact categories for the recycling of 1 kg of wastepaper from Quebec's sorting centers

Sensitivity analysis

Results from the sensitivity analysis performed on the most uncertain parameters of the paper recycling regionalization tool described in [section 4.2.3.4](#) are presented in Provost-Savard (2022b). From the sensitivity analysis, we conclude that the biomass share of total energy use doesn't have a significant impact on the results obtained. Sludge treatment processes also have a limited influence on the LCA results in most impact categories, and no conclusion is changed when this parameter is varied. However, sludge landfilling is clearly the worst treatment option in most impact categories. Other solid waste treatment processes don't change the conclusions for each impact category compared to the base regionalized case, except for the climate change category.

For both substitution and virgin material input sensitivity analysis, all the environmental impacts respectively grow noticeably when the capacity of the recycled material to attain the same functionality as the virgin material substituted drops and when the quantity of virgin material used in the recycling process input is increased. These two parameters have the largest influence on LCA results and may reverse the conclusions for many impact categories.

4.2.5 Discussion, limitations of the study and future work

Two major conclusions can be deduced from the results. First, we need a collective effort to reduce uncertainties, increase the geographical representation and reduce the quantity of approximations of LCA studies. This can be achieved by sectorial parametrization efforts to create collaborative tools allowing to generate multiple case-specific scenarios efficiently. The available data in the literature concerning paper recycling process parameters are largely insufficient, leading to uncertain approximations. The methodology and the tool presented contribute to reduce uncertainties, but data availability remains a considerable problem in modeling the environmental impacts of recycling systems. Second, we observe that in developed countries, mostly North American and European countries, paper recycling seems to be performed with less impact on the environment. Hence, from a strictly environmental point of view, these countries should focus on improving local recycling structures, and aim to increase the fraction of paper recycled locally instead of exporting large quantities of wastepaper. However, economic and social constraints should also be studied to evaluate the sustainability of such objectives.

The access to regionalized data was a challenge in the construction of the tool. Some paper recycling process parameters are only available for a few countries, and the geographical estimation method leads to uncertain results. For example, the amounts of chemicals used in the recycled GP production process were only found for India, China and Denmark. The chemicals' use in the paper recycling process of all the other countries was estimated from these three data points. This method reduces the uncertainty compared to using exclusively the European process accessible in the ecoinvent database, but could be improved by the addition of new data points to the collaborative LCA tool. We invite all practitioners who possess regionalized data on paper recycling processes to contact us, as this precious data is useful to improve the accuracy of the LCA calculations of the tool. Our results showed that the substitution ratio is crucial in the representation of the environmental impacts of recycling processes, an idea already supported by many authors

(Andreasi Bassi et al., 2017; Rigamonti et al., 2009). Nevertheless, our work did not include material quality modeling as an indicator of the amount of virgin material substituted by the recycled paper produced, or regionalization of substituted processes. This could be an interesting future research avenue and would contribute to refine the model developed in this study. Finally, the framework could be improved by refining the data quality evaluation assessment with a more comprehensive method than the pedigree matrix, for example using the framework proposed by Henriksen et al. (2021).

4.2.6 Conclusion

In this paper, we responded to the need to develop a parametrized and efficient method to regionalize data in LCAs of international recycling systems. This method guides LCA practitioners in the creation of parametrized tools in the recycling sector. The application of this framework allows to reduce the uncertainties linked to technologically and geographically dependent parameters, and to generate regionalized LCIs. A paper recycling regionalization tool that automatizes the choice of system boundaries and process parameters, as well as the estimation of missing data, was built based on the framework.

The methodology developed was used to assess the impacts on climate change for every paper recycling country and for three different paper grades, namely GP, NP and CC. Results indicate that developed countries with high efficiency paper recycling processes should focus on improving local recycling facilities' capacities, to avoid exporting these papers to countries with less environmentally efficient paper recycling systems.

A case study was performed on Quebec's mixed paper international recycling system. Mixed paper originating from Quebec's sorting centers is sent to 38 international destinations, mainly to India and to the United States. Compared to the ecoinvent 100 % recycled GP production *global* process, the regionalization performed with the developed methodology led to notable impact increases in most *ReCiPe* midpoint impact categories. The *100 % local recycling* scenario (compared to only 10 % in the base regionalized case) led to great environmental benefits. Hence the results indicate that priority strategies to reduce environmental impacts should be improving paper bales' quality and developing local recycling markets.

This research provides insights related to LCI regionalization and semi-automated generation as a means to efficiently incorporate data of various granularity and specificity, in order to estimate geographic variations and ultimately reduce uncertainties. Future research should address recycled material quality and virgin material substitution modeling, as substitution potential constitutes one of the most uncertain parameters in recycling LCAs.

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : SUBSTITUTION MODELING CAN COHERENTLY BE USED IN ATTRIBUTIONAL LIFE CYCLE ASSESSMENTS

5.1 Présentation de l'article

Ce deuxième article répond à l'Objectif spécifique 2 et déconstruit deux fausses idées (violation du principe d'additivité et violation de la nature descriptive) stipulant que l'approche de substitution ne devrait pas être utilisée pour allouer des impacts environnementaux à des systèmes multifonctionnels selon la méthodologie d'ACVA. À travers cet article, il est démontré intuitivement, par des exemples, puis mathématiquement que l'approche de substitution peut être cohérente avec les caractéristiques méthodologiques de l'approche attributionnelle, sous certaines conditions.

Les auteurs de cet article sont : Arianne Provost-Savard² et Guillaume Majeau-Bettez. Il a été publié dans le *Journal of Industrial Ecology* le 5 avril 2024 (Provost-Savard & Majeau-Bettez, 2024). Le contenu de l'article a également fait l'objet d'une présentation orale à la conférence 11th *International Conference on Industrial Ecology* en juillet 2023. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible à l'[Annexe B](#).

5.2 Manuscrit

5.2.1 Abstract

Most life-cycle assessment (LCA) studies use the attributional methodology. This approach attributes a share of global environmental impacts to one or multiple functions provided by a normatively circumscribed system. Multifunctional systems that are not technologically subdivisible between co-functions are frequently encountered in LCA studies. It then becomes necessary to resort to co-production modeling techniques, like the substitution approach. The use of substitution modeling in attributional LCA (ALCA) is however discouraged amongst practitioners, due to the alleged violation of central requirements of the attributional methodology. The objective of this research is to shed light on common misconceptions about the compatibility

² Cette auteure a réalisé la revue de littérature, développé la méthodologie en collaboration avec le co-auteur et rédigé la majeure partie de l'article.

of substitution with ALCA. The first misconception is that the use of substitution in ALCA violates the conservation of total environmental impacts. We find that this idea arises from a confusion regarding the attribution of impacts to the secondary product(s). The second misconception stipulates that substitution is not coherent with the state-descriptive characteristic of ALCA. We conclude that we can describe a given system *as resulting* from an inferred (substitution) change, rather than *as disrupted* by this change. Finally, we discuss the choice of the substituted technology, and argue there is a logic to marginal substitution in ALCA. We therefore recommend accepting substitution modeling in ALCA.

5.2.2 Introduction

5.2.2.1 Perspectives on LCA questions and on multifunctionality

Life cycle assessments (LCAs) investigate the link between the provision of functions by the economy (typically through the consumption of goods, products, or services) and environmental impacts. By studying networks of economic activities, the LCA community predominantly asks two types of questions and therefore developed two distinct methodologies: questions as to the consequences of a decision, with the consequential LCAs (CLCAs), and questions of attribution of burden, with the attributional LCAs (ALCA) (Schaubroeck et al., 2021). An ALCA aims to impute a share of anthropogenic environmental impacts to one or multiple functions provided by a system through the modeling of all the resource extractions and the emissions in the functions' value chains (Ekvall & Weidema, 2004; UNEP/SETAC, 2011). This approach essentially asks an *accounting* question, striving to associate each function with an environmental footprint, such that the sum of the footprints of all final consumptions³ would theoretically add up to total anthropogenic impacts (Tillman, 2000; UNEP/SETAC, 2011). According to Bamber et al. (2019), based on the review of 2687 LCA studies published between 2014 and 2018, the majority follows an attributional approach (94%). The present study focuses on ALCA and on the compatibility of modeling choices with its methodological requirements.

The economy presents many multifunctional processes, or co-productions. Co-productions typically pose a problem when the goal of the study is to model the environmental impacts of one

³ A final consumption is defined “as a product that is directly consumed by humans and not used in the life cycle of another product” Schaubroeck, T., Schaubroeck, S., Heijungs, R., Zamagni, A., Brandão, M., & Benetto, E. (2021). Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability*, 13(13). <https://doi.org/10.3390/su13137386>.

of the co-products without the other(s). The following allocation hierarchy is provided in the International Organization for Standardization (ISO) 14044 standard, one of the main methodological references that frame LCA co-production modeling (Hermansson et al., 2020; Moretti et al., 2020), to solve multifunctionality issues, without specifying any distinction for its implementation in attributional and consequential studies (ISO 14044, 2006):

- a) Avoiding allocation by
 - 1) subdivision;
 - 2) system expansion;
- b) Partition following underlying physical relationships;
- c) Partition based on other relationships.

If co-products are technologically independent, despite being apparently produced in the same process, it is clearly advantageous to subdivide the multifunctional process into distinct sub-processes with additional data collection to separate the value chains of each co-product without the need for assumptions or modeling (option a)1)). However, as many co-production processes are not technologically subdivisible, the hierarchy then prioritizes system expansion (option a)2)). Rather confusingly, two different modeling techniques are considered in the literature as “expanding” the system. On the one hand, the “functional unit expansion” approach, as termed by Schaubroeck et al. (2022), refers to “avoiding the multi-functionality problem by broadening the system boundaries and introducing new processes and several functional units” (Wardenaar et al., 2012), and thus maintaining “all function(s) corresponding to the multiple products involved in the multifunctionality issue” (Heijungs et al., 2021). On the other hand, the “substitution approach” also expands the scope of the system under analysis. This co-production modeling procedure assigns all impacts of the system to the primary (or determining (Weidema, 2000)) product, defined as the “co-product that determines the production volume of that process” (Weidema, 2003), minus the impacts avoided through the displacement of primary productions by the secondary (or dependent (Weidema, 2000)) product(s) (Heijungs et al., 2021; Schrijvers et al., 2016b). Substitution is not explicitly part of the ISO 14044 hierarchy, but Amendment 2 describes the methodological procedure for system expansion as the integration of “the product system that is substituted by the co-product [...] in the product system under study” (ISO 14044, 2020). The amendment also acknowledges the “functional unit expansion” as a form of system expansion:

“The concept of expanding the product system to include additional functions related to the co-products can also be referred to as system expansion [...]” (ISO 14044, 2020). The equivalence of substitution and functional unit expansion, implied in Amendment 2 of the ISO 14044 standard, was demonstrated by Tillman et al. (1994), who showed that these two approaches give commensurate results in a comparative study (see [Annex B.1](#) for a mathematical demonstration). LCA practitioners, long before the publication of Amendment 2, already widely used substitution and functional unit expansion as system expansion approaches, often interchanging nomenclature (Heijungs, 2013; Moretti et al., 2020).

Functional unit expansion is not always practical, as it requires all co-products to be studied together in their co-production ratio, which can compromise the achievement of the initial objectives of the study (see [Annex B.2](#) for a demonstration of the resulting aggregation of co-functions). This problem is especially acute when the multifunctionality occurs far upstream of the final consumption under study. For example, a mine co-producing copper and gold can avoid allocation by calculating the LCA of its output of "copper-together-with-gold", but that footprint is of little use as part of an LCA calculating the footprint of an electric car containing the copper without the gold. Substitution avoids the aggregation of the initial functional unit with all the co-functions in the value chain of the final studied product (Heijungs et al., 2021). Another difference between functional unit expansion and substitution pertains to the selection of processes included in standalone systems. The former only includes flows physically linked to the value chains providing the functional units, whereas the latter also incorporates the value chains of the primary production(s) substituted by the secondary product(s) of the multifunctional process(es) in the system (Heijungs et al., 2021; Schaubroeck et al., 2021; Schrijvers et al., 2020) (see Figure 5.1).

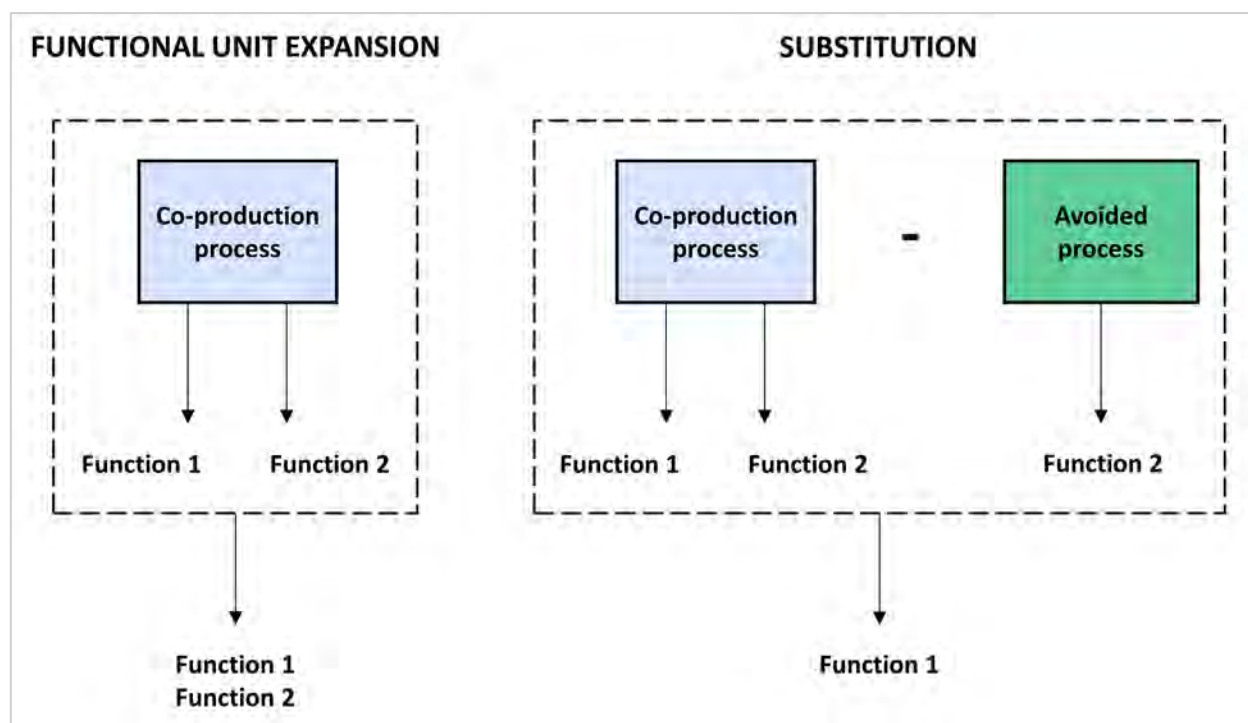


Figure 5.1 : Illustration of the differences between the functional unit expansion and the substitution approaches. The investigated process is the Co-production process, providing the primary Function 1 and the secondary Function 2. The Avoided process is a monofunctional process providing Function 2. The expansion of the functional unit in the functional unit expansion approach leads to a multifunctional unit, providing Functions 1 and 2, while the subtraction of the Avoided process from the Co-production process in the substitution approach leads to a system providing only Function 1.

5.2.2.2 Agreement of multifunctional models with the attributional perspective

Functional unit expansion is fully compatible with all the defining requirements of ALCA (Majeau-Bettez et al., 2018; Schrijvers et al., 2016b). After all, the scope of the system under analysis can be defined as narrowly or as expansively as desired while retaining an attributional perspective. One is always free to analyze a bundle of functions rather than a single functional unit.

By contrast, substitution is strongly associated with CLCA (Schrijvers et al., 2016a), and its use in ALCA is controversial (Moretti et al., 2020). A defining characteristic of ALCA is its aforementioned accounting perspective (UNEP/SETAC, 2011). Brander and Wylie (2011) show an instance in which substitution modeling leads to a net loss of impacts relative to the total net emissions of the unallocated system description because of the “inclusion of a credit for environmental burdens that do not occur” (Brander & Wylie, 2011). Based on this counterexample,

Majeau-Bettez et al. (2018) conclude that substitution is not compatible with the accounting characteristic of ALCA. This led to a first criterion for the compatibility of multifunctional models with the attributional perspective:

- **Characteristic A: Additivity criterion** --- “Preserv[ation] of total burdens when model [is] applied to total consumption” (Majeau-Bettez et al., 2018).

Heijungs and Guinee (2007) also express concerns about speculating as to “what would have happened” scenarios with the substitution method. This reasoning rests on a broadly accepted defining characteristic of ALCA: it describes the state of a system (the “actual physical burdens” (Brander & Wylie, 2011), a “snapshot of the impacts as they are” (Camillis et al., 2013), “the absolute impacts of a product system at/up to a given point in time” or a “static situation” (Pelletier et al., 2014)), not a perturbation to this system. Consequently, Majeau-Bettez et al. (2018) defined a second criterion to assess the methodological compatibility of multifunctional modeling techniques and ALCA:

- **Characteristic B: State-description criterion** --- “Co-production modeling should not rely on perturbation logic” or “perturb the production balance” (Majeau-Bettez et al., 2018).

The UNEP/SETAC definition of the attributional approach includes a specification on which processes should be included in the studied systems: “The systems analysed ideally contain processes that are actually directly linked by (physical, energy, and service) flows to the unit process that supplies the functional unit” (UNEP/SETAC, 2011). A third desirable characteristic for co-production modeling in attributional systems was thus defined by Majeau-Bettez et al. (2018):

- **Characteristic C: Responsibility for impacts within the system follows flows of the different production chains** --- “Co-production modeling should not create links between emissions and activities that are not mediated by product or service flows” (Majeau-Bettez et al., 2018)

The inclusion of activities that compete with secondary productions within the boundaries of the studied systems seemingly violates this characteristic (Majeau-Bettez et al., 2018). Contrary to the necessity of the two first characteristics, which follows fundamentally from the question of attribution of a *share* (Characteristic A) of a total *observable* (Characteristic B) impact, the

necessity of Characteristic C was never demonstrated and seems more a matter of convention in the definition of environmental footprints. We further discuss Characteristic C in [section 5.2.6](#).

Hence, two axiomatic criteria, Characteristics A and B, seem to be transgressed when using substitution modeling in ALCA. For these reasons, studies conclude that the use of substitution should be avoided in attributional studies (Brander & Wylie, 2011; Chen et al., 2010; Schrijvers et al., 2016a; Schrijvers et al., 2020; Weidema, 2014). However, these alleged incompatibilities are often disregarded in practice, as shown by Moretti et al. (2020), who found 31% of the self-declared ALCAs from a text-mining process on 532 multifunctional studies use substitution to solve multifunctionality issues.

5.2.2.3 Objective

There is a major contradiction in guidance on the use of substitution in ALCA. On the one hand, the literature holds that substitution and functional unit expansion demonstrably yield commensurate results and are equivalent. On the other hand, as discussed in [section 5.2.2.2](#), these two methods presumably differ in their respect of ALCA requirements; with functional unit expansion fully compatible with the fundamental characteristics of ALCA, and substitution violating the conservation of total environmental burden (Brander & Wylie, 2011; Majeau-Bettez et al., 2018) and the state-descriptive nature of attributional studies (Brander & Wylie, 2011; Camillis et al., 2013; Heijungs & Guinee, 2007; Majeau-Bettez et al., 2018; Pelletier et al., 2014). Both cannot simultaneously be true: functional unit expansion and substitution cannot be methodologically equivalent *and* differ in their fundamental compatibility with ALCA. The objective of this paper is to shed light on two misconceptions about the compatibility of substitution and ALCA, at the root of this contradiction:

- **Misconception 1:** The use of substitution in ALCA violates the conservation of environmental impacts.

We refute Misconception 1 by revisiting the counterexample of Brander and Wylie (2011) in [section 5.2.3](#).

- **Misconception 2:** Because ALCA describes a system in a given state and substitution describes a change in state (a perturbation, something avoided), the two cannot logically and coherently be mixed.

Rectifying Misconception 2 and identifying the logical role of substitution in a state-descriptive ALCA in [section 5.2.4](#) will raise the question of *which* type of substitution can contribute coherently to this description. As a corollary to our demonstration in [section 5.2.4](#), we find that:

- **Corollary 1:** There is a logic to marginal substitution in ALCA.

In [section 5.2.5](#), we thus argue that a marginal substitution fits more logically than a substitution of an average production mix, even though ALCA value chains rightly rely on average mixes for all other parts of their system description.

5.2.2.4 Disclaimer and limitations to the scope of this study

Before analyzing misconceptions 1 and 2, it is necessary to clarify which issues are *not* addressed by this research, considering that co-production modeling in LCA, and particularly the use of substitution in ALCA, are controversial topics.

1. This research does not aim to prove or disprove the usefulness of ALCA, or to compare its relevance with other approaches such as the consequential perspective.
2. This research aims to determine whether substitution modeling can be *compatible or not* with an ALCA. It does not aim to rank the conceptual or methodological relevance of substitution among other co-production modeling approaches that are known to be compatible with ALCA, such as partition.
3. The substitution co-production modeling approach is still under methodological development, and some important challenges need to be addressed to improve its operationalization. Some of the most important challenges are the identification of the substituted technological mix (Bernstad Saraiva et al., 2018; Finnveden et al., 2009; Mathiesen et al., 2009; Weidema, 2000) and the quantification of the substitution potential according to functionality and market/price indirect and rebound effects (Vadenbo et al., 2017). This research does not aim to address these challenges, which require separate and elaborated reflections carried out jointly with consequential practitioners.
4. A substitution logic is not applicable in every co-production context, regardless of the attributional or consequential perspective. The arguments supported in this paper are only applicable to situations where substitution can logically be used. To say that the consumption of a final product leads to the substitution of a primary production assumes

that (1) the volume of production of a co-producing activity responds proportionately to the demand for this final product, and that (2) this volume of production forced onto the market a secondary co-product, and that this co-product has a functional equivalence and is directly competing with the substituted primary product such that this primary production will be proportionally reduced. Therefore, conditions for the applicability of the substitution co-production modeling approach (both in ALCA and CLCA) include:

- 4.1. A primary product and the secondary product(s) that are substituting primary production(s), can be unambiguously identified. This condition is explained into more details in [section 5.2.3.2](#).
- 4.2. Co-products must be technologically coupled (in a partial-joint or full-joint production, as defined in Majeau-Bettez et al. (2018)), i.e., they are produced together in a (more or less) fixed ratio.
- 4.3. For each secondary production, there must exist a competing primary production whose output is functionally equivalent and that can diminish their production. This is not necessarily the case for so-called “exclusive byproducts” (Majeau-Bettez et al., 2018).

5.2.3 Misconception 1: The use of substitution in ALCA violates the conservation of environmental impacts.

5.2.3.1 Importance of the additivity criterion (Characteristic A) in ALCA

Additivity constitutes the essence of the attributional perspective, as this approach aims to evaluate the share of total past, present, and future anthropic emissions that every final product is accountable for (Finnveden et al., 2022; Heijungs, 1997; Sandén & Karlström, 2007). By including extraction and emission flows involved in a product’s value chain (Majeau-Bettez et al., 2018), the ALCA practitioner makes a “normative” (Weidema et al., 2018) allocation and defines an “initial sphere of responsibility” (Brander et al., 2019) for a particular consumption. This allocation of responsibility can be used to promote sustainability by designing policies (Brandão et al., 2014), e.g., taxing emitters according to normative emission allocation rules. ALCA must therefore avoid double-counting emissions or leaving emissions unallocated.

5.2.3.2 Incoherence in the attribution of impacts to secondary products

Heijungs (1997) legitimately express concern about a potential erroneous use of substitution modeling: one could apply substitution by treating one co-product as the primary product, and then apply the same substitution modeling but this time treating the other co-product as the primary product. Such a procedure would yield two processes that embed contradictory assumptions and whose sum would not yield the original impacts of the multifunctional process (Heijungs, R., 1997). The example of a cogeneration process co-producing steam and electricity is given: “If we subtract a steam production process when considering pure electricity, and an electricity production process when we considering pure steam, it is unlikely that the sum of these two systems yields the original multiple process.” (Heijungs, R., 1997) However, we would argue that this demonstration does not prove a general incompatibility of substitution with ALCA. It is rather a reminder that a primary product must be unambiguously identifiable for substitution modeling to be internally consistent (Cherubini et al., 2011), as previously argued in disclaimer 4.1, because only secondary products can substitute primary productions. The demand for the primary product determines the size of the multifunctional process’ production, while the secondary products are forced on the market due to their technological coupling with the primary product. Under the assumption of an inelastic demand for secondary products, they substitute primary productions.

The counterexample of Brander and Wylie (2011) constitutes a central argument against the use of substitution in ALCA footprint calculations. This study concludes that substitution, contrary to functional unit expansion and partition, does not conserve the total net emissions of the unallocated co-production of wheat ethanol (primary product) and dried distillers grains (secondary product). Upon closer inspection, we find that an assumption introduced by these authors fully explains this discrepancy: they assume that the secondary product is burden-free with substitution modeling. In other words, their results rest on the assumption that the attribution of impacts to the secondary product(s) is “not applicable” as “substitution avoids allocation” (Brander & Wylie, 2011). In fact, this assumption necessarily leads to double-counting the benefits of co-production; a credit is *explicitly* given to the primary product by subtracting the emissions of the substituted process, and a benefit is *implicitly* given to the secondary product by rendering it burden-free. Figure 5.2a

illustrates this erroneous application of substitution compared to functional unit expansion and partition.

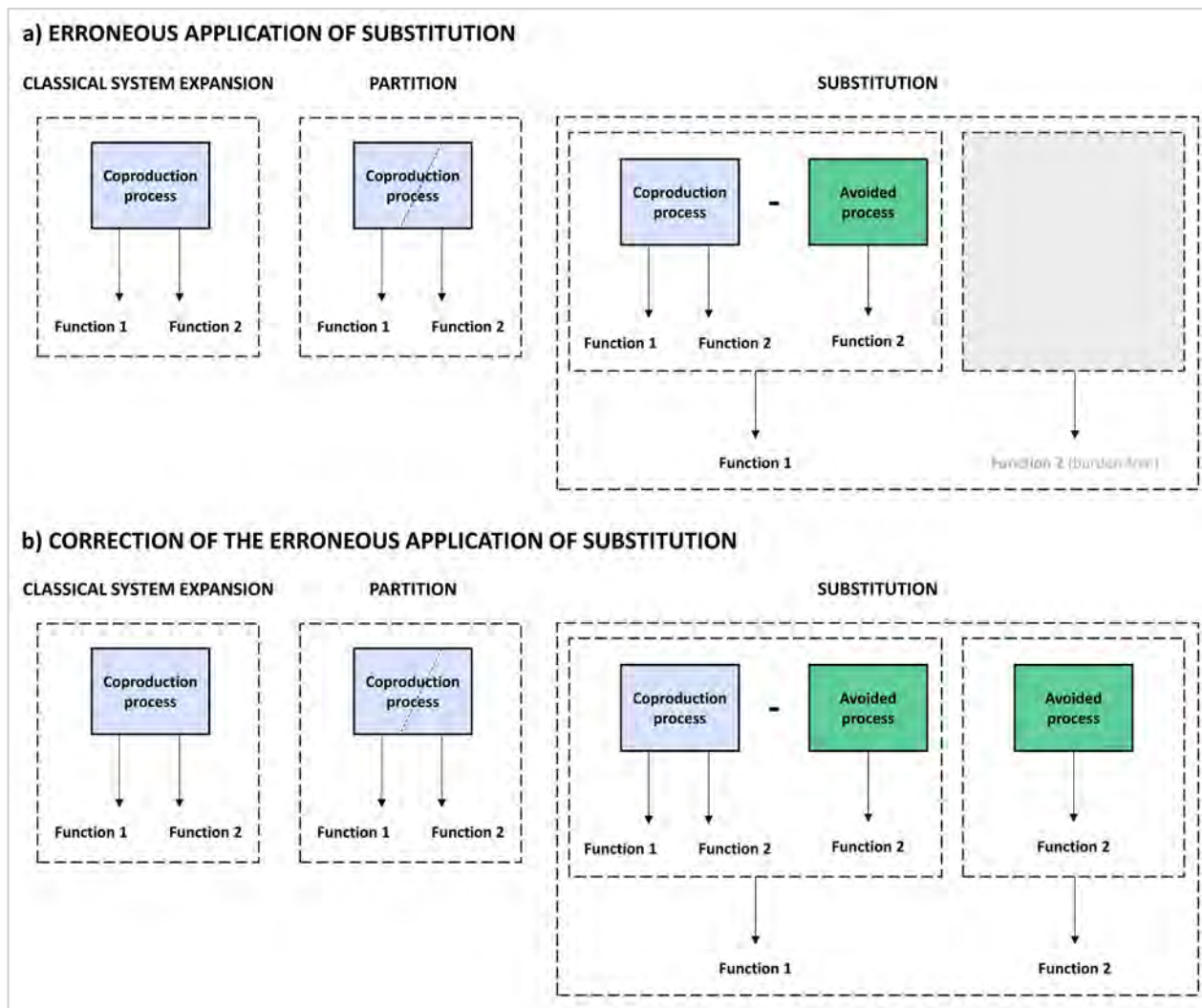


Figure 5.2 : **a)** Illustration of the comparison of the functional unit expansion, partition and substitution approaches, as described by Brander and Wylie (2011). This application of substitution is erroneous, and leads to double-counting the benefits of substitution, with a credit attributed to the co-production process for substituting Function 2 and a burden-free system attributed to Function 2. **b)** Correction of the erroneous application of substitution in the worked example of Brander and Wylie (2011). The system attributed to Function 2 must be the Avoided process to conserve the impacts of the initial unattributed co-production process.

A parallel can be drawn with co-production modeling in recycling processes. As illustrated in Figure 5.3a, the recycled content approach attaches zero environmental burden to the production of recycled material input, but does not give any credit for end-of-life recycling. (Frischknecht, 2010). The end-of-life substitution approach (Figure 5.3b) gives a credit for end-of-life recycling

(substitution of virgin material), but attributes the environmental burden of virgin material production to the input, regardless of its actual recycled content (Bergsma & Sevenster, 2013; Schrijvers et al., 2016b). These two approaches cannot be combined (see Figure 5.3c) without erroneously double-counting the environmental benefits of recycling (Schrijvers et al., 2016a), similarly to the double-counted benefits of substitution by Brander and Wylie (2011).

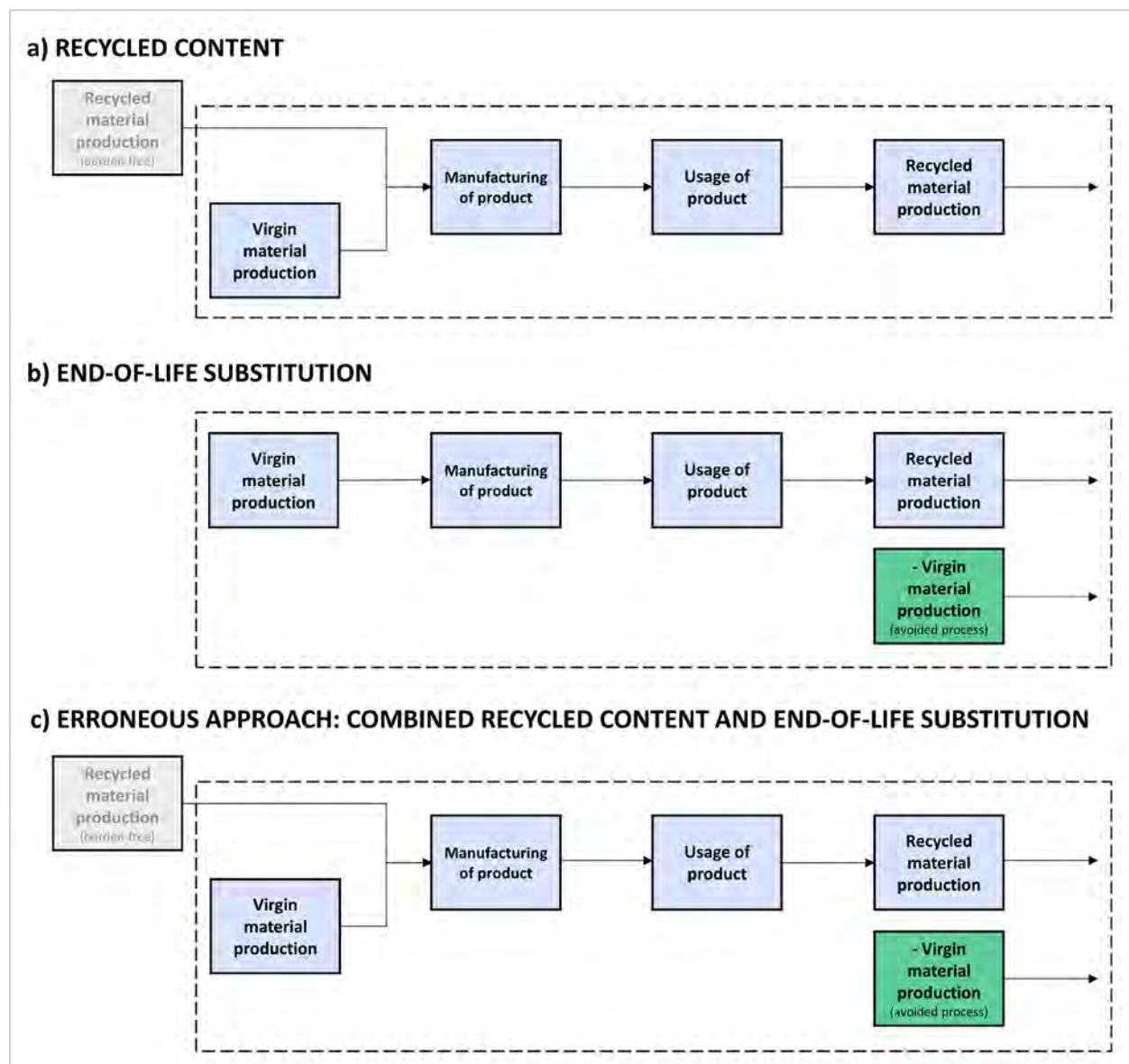


Figure 5.3 : **a)** Illustration of the recycled content approach. The recycled material input is considered burden-free. **b)** Illustration of the end-of-life substitution approach. A credit is attributed for the substitution of virgin material production by the production of recycled material output. The material input is considered to be 100% virgin. **c)** Erroneous combination of the recycled content and of the end-of-life substitution approaches.

5.2.3.3 Intuitive rebuttal of the violation of the additivity criterion

An intuitive solution emerges from the incoherence presented in [section 5.2.3.2](#): to preserve the total impacts of the unallocated multifunctional process, the environmental impacts attributed to the secondary product(s) must be set equal to those of the substituted (or avoided) primary production(s). In other words, if the impacts of the substituted primary production(s) are both *subtracted* from the footprint of the primary function and *added* as the footprint of the secondary (substituting) function, the total impacts are obviously conserved. Figure 5.2b illustrates this intuitive solution applied to the worked example of Brander and Wylie (2011) (see [Annex B.3](#) for a mathematical correction). This subtraction-and-addition approach is used to distribute impacts between the primary and secondary products, but has no influence on the total emissions of the system. This reasoning follows from the well-established modeling of substitution in CLCA, instigated by Weidema (2000) and Ekvall and Weidema (2004), and is consistent with the method put forward by Moretti et al. (2020) and Cherubini et al. (2011), who point to this possibility in an attributional framework: “with substitution, the impact of a by-product should equal that of the product it substitutes, and so is independent on the actual process that produces it” (Moretti et al., 2020).

5.2.3.4 Illustrative example of the correction of Misconception 1 with a combined heat and power process

An example of the application of the proposed solution is the attributional representation of a small-scale combined heat and power (CHP) plant using pellet sawdust from forest biomass combustible, based on the study of Havukainen et al. (2018). The cogeneration plant has two distinct functions: producing electricity and producing heat. In this study, the authors identify the electricity as the co-product that determines the production volume of the CHP process (primary product), and the technologically linked heat production as the secondary product that substitutes primary heat production. For each MJ of total energy produced, the plant generates 0.21 MJ of electricity and 0.79 MJ of heat for the district heating network. In the context of the study, the avoided heat production technology mix is natural gas combustion (Havukainen et al., 2018). In other contexts, there could be a substitution of another primary heat production technology or of a mix of technologies (Schaubroeck et al., 2021). Results show that the climate change impacts of the CHP process are 62 g CO₂-Eq/MJ of total energy produced. The avoided heat production from natural

gas generates 72 g CO₂-Eq/MJ of heat produced. To obtain the independent global warming impact (GWI) footprint of the electricity production (GWI_{primary function,electricity}), we need to subtract the impacts of the substituted natural gas heat production from the total net impacts of the multifunctional process using Equation (5.1):

$$GWI_{\text{primary function,electricity}} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{electricity}}} \right] = \frac{\left[62 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} \right] - 72 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{heat}}} \right] \times \frac{0.79 \text{ MJ}_{\text{heat}}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} \right]}{0.21 \left[\frac{\text{MJ}_{\text{electricity}}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} \right]} = 24.38 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{electricity}}} \right] \quad (5.1)$$

We then allocate the avoided impacts of the natural gas heat production to the footprint of heat generation by the CHP process (GWI_{secondary function,heat}), using Equation (5.2):

$$GWI_{\text{secondary function,heat}} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{heat}}} \right] = 72 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{heat}}} \right] \quad (5.2)$$

Subsequently, we can recalculate the impacts of the unallocated multifunctional process (GWI_{multifunctional process,CHP}) from the footprints of both co-functions, for 1 MJ of total energy produced, with Equation (5.3):

$$GWI_{\text{multifunctional process,CHP}} \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} \right] = 24.38 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{electricity}}} \right] \times \frac{0.21 \text{ MJ}_{\text{electricity}}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} + 72 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{heat}}} \right] \times \frac{0.79 \text{ MJ}_{\text{heat}}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} = 62 \left[\frac{\text{g CO}_2\text{-Eq}}{\text{MJ}_{\text{total energy}}} \right] \quad (5.3)$$

The total impacts are conserved, illustrating the validity of the approach discussed in [section 5.2.3.3](#) in this specific case. This mathematical demonstration is translated into matrices in [Annex B.4](#).

5.2.3.5 Mathematical generalization of the agreement of substitution with the additivity criterion

We generalize the example above, to show it generally holds for situations where substitution is applicable, with the framework illustrated in Figure 5.4. The symbols used in this figure and their signification are presented in Table 5.1.

Table 5.1 : Symbols used in the general framework representing the substitution modeling approach that allows for a conservation of total impacts in attributional studies

Symbol	Signification
Sets	
$\mathcal{S}$	Set of systems; $\mathcal{S} = \{T, A, A_{FINAL}, A_{SECOND}\}$
$\mathcal{A}_i$	Set of processes in system i ; $i \in \mathcal{S}$
$\mathcal{E}_i$	Set of products (commodities) in system i ; $i \in \mathcal{S}$
Systems (comprising processes, flows of products and environmental flows)	
T	System comprising the entire (past, present, and future) technosphere; $T \in \mathcal{S}$
A	Attributional system comprising the value chain providing the final studied function and the associated substituting secondary function(s); $A \in \mathcal{S}$
A_{FINAL}	System allocated to the final studied function independently from the associated substituting secondary function(s); $A_{FINAL} \in \mathcal{S}$
A_{SECOND}	System allocated to the substituting secondary function independently from the associated final studied function; $A_{SECOND} \in \mathcal{S}$
Processes	
M	Multifunctional process in the value chain of the final studied function; $M \in \mathcal{A}_T; M \in \mathcal{A}_A$
O	Process providing the final studied function; $O \in \mathcal{A}_T; O \in \mathcal{A}_A$
N	Process providing the substituting secondary function; $N \in \mathcal{A}_T; N \in \mathcal{A}_A$
S	Process providing the substituted secondary function as a primary function; $S \in \mathcal{A}_T$
Products	
m	Primary product of process M $m \in \mathcal{E}_T; m \in \mathcal{E}_A$
q	Secondary product of process M $q \in \mathcal{E}_T; q \in \mathcal{E}_A$
o	Product providing the final studied function; $o \in \mathcal{E}_T; o \in \mathcal{E}_A$
s	Product providing the substituting secondary function; $s \in \mathcal{E}_T; s \in \mathcal{E}_A$
s'	Primary product of Process S ; $s' \in \mathcal{E}_T$
Product flows	
$p_{i,j}$	Flow of product i produced by process j ; $i \in \mathcal{E}_T; j \in \mathcal{A}_T$
$f_{i,j}$	Flow of final demand product i produced by system j ; $i \in \mathcal{E}_T; j \in \mathcal{S}$
Vectors	
f_k	Final demand vector of product flows of system k ; $k \in \mathcal{S}$ $f_k = [f_{i,j}, \dots]$
e_i	Vector of environmental flows of system i ; $i \in \mathcal{S}$
Variables	
α	Substitution ratio
π	Market response

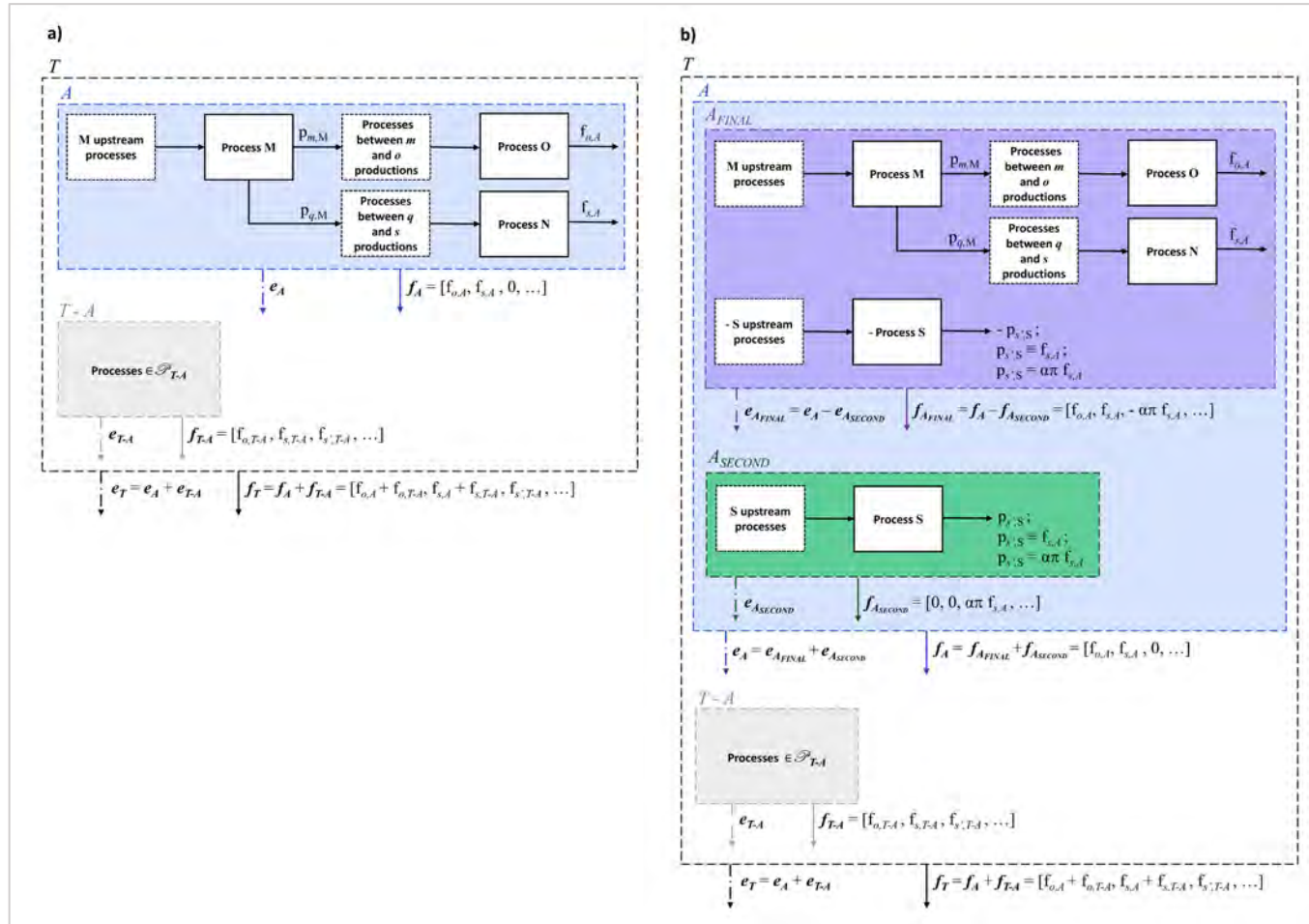


Figure 5.4 : Mathematical generalization of the conservation of global impacts when applying substitution modeling to attributional studies. *The processes downstream of Process M are optional and determined by the functional unit (in the primary product value chain) and by the point of substitution (in the secondary product value chain). a) Representation of the global technosphere T without substitution modeling. A is the attributional multifunctional studied system, providing the primary final demand product flow $f_{o,A}$ and the secondary final demand product flow $f_{s,A}$. b) Representation of the global technosphere T using substitution modeling. The value chain of the substituted flow $p_{s',S}$ is subtracted from the value chain of multifunctional system A to yield the system attributed to the studied final product (A_{FINAL}). The system attributed to the secondary product is the value chain of the substituted flow $p_{s',S}$ (A_{SECOND}).

In Figure 5.4a, the value chains included in an attributional study (system A) are represented as a portion of the global system of all value chains (technosphere T). A multifunctional process (Process M) is part of the value chain providing the final product of system A (product o). This multifunctional process produces a primary product (product m) and a secondary product (product q). System $T-A$ contains all the processes, flows of products and environmental flows that are part of system T , but not part of system A . Hence, technosphere T is a system respecting the additivity criterion, with no double-counted or unrepresented impact.

For more generality, we choose to not put process M at the final end of the value chain (i.e., directly satisfying the functional unit under study). It is however possible that the primary product flow of Process M directly satisfies the final function of system A ($p_{m,M} = p_{o,M} = f_{o,A}$); the processes downstream of the production of product m illustrated in Figure 5.4a are inexistent in this case. The same principle applies to the secondary production. Elseway, system A includes all the processes between the production of product m and of product o , to include the whole value chain of the final studied product, and all the processes between the production of product q and of product s , to reach the point of substitution, defined as “the point where the by-product can – without further treatment – substitute a reference product as an input to an activity” (Weidema, 2018). For example, taking an old corrugated cardboard recycling process as the attributional studied system (primary function: waste management; secondary function: production of recycled corrugated cardboard) the sorted old corrugated cardboard flow exiting a material recovery facility cannot directly substitute a primary corrugated cardboard production, and has to go through some reprocessing steps before reaching the point of substitution. These reprocessing steps have to be included in the attributional studied system.

The final demand vector of product flows (f_k) is of dimension N , where N is the number of final demand products in system k . Each position in the vector corresponds to a different product, and the value of each element indicates the product flow demanded in system k . In system A , only the first position (associated with product o) and the second position (associated with product s) of f_A are not null:

$$f_A = [f_{o,A}, f_{s,A}, 0, \dots] \quad (5.4)$$

Figure 5.4b illustrates the application of the proposed substitution modeling approach within the framework. Process S provides a flow of product s' ($p_{s',s}$), which is functionally equivalent ($\equiv$) to the substituting secondary product flow originating from Process M ($f_{s,A}$). We subtract Process S and all its upstream processes from system A to obtain the system allocated to the final studied function (A_{FINAL}). To follow the subtraction-and-addition approach described in [section 5.2.3.3](#), Process S and all its upstream processes are added to system A, forming the system allocated to the secondary function of system A (A_{SECOND} in Figure 5.4b).

To conserve the global impacts, the vector of environmental flows of system T (e_T) must remain the same whether substitution modeling is applied or not. The substitution approach only affects system A, and consequently it leaves the vector of environmental flows of system $T-A$ (e_{T-A}) unchanged. Hence, the vector of environmental flows of system A (e_A) must also remain the same to conserve the impacts of technosphere T . It was postulated that system T , illustrated in Figure 5.4a, respects the additivity principle:

$$e_T = e_A + e_{T-A} \quad (5.5)$$

In Figure 5.4b, we split system A into two distinct systems (A_{FINAL} and A_{SECOND}):

$$e_T = e_{A_{FINAL}} + e_{A_{SECOND}} + e_{T-A} \quad (5.6)$$

The vector of environmental flows of system A_{FINAL} , using the definition of the substitution modeling approach, is:

$$e_{A_{FINAL}} = e_A - e_{A_{SUBSTITUTED}} \quad (5.7)$$

Where $e_{A_{SUBSTITUTED}}$ corresponds to the environmental flows of the substituted processes.

Inserting equation (5.7) in equation (5.6) gives:

$$e_T = e_A - e_{A_{SUBSTITUTED}} + e_{A_{SECOND}} + e_{T-A} \quad (5.8)$$

To respect the additivity principle with the substitution approach illustrated in Figure 5.4b, equation (5.8) must be equal to equation (5.5), and we find that:

$$e_{A_{SECOND}} = e_{A_{SUBSTITUTED}} \quad (5.9)$$

In some cases, a primary product that is functionally equivalent to the substituted secondary product of system A does not exist. For example, a recycled paper might not have equivalent properties to its virgin alternative. A correction factor, the substitution ratio (α , as defined by Vadenbo et al. (2017)), can be employed to represent this technical functional equivalence. Also, a market response factor (π , as defined by Vadenbo et al. (2017)), can be used to take into account price elasticities. Hence, $p_{s',s} = \alpha\pi f_{s,A}$.

This generalization confirms that the final demand and the total emissions of T are conserved when applying substitution modeling appropriately. The choice of the substituted process has an influence on the share of impacts attributed to each co-product, but does not affect the total impacts of the studied multifunctional attributional system. The additivity criterion (Characteristic A) is therefore generally respected, which contradicts the first misconception.

5.2.4 Misconception 2: Because ALCA describes a system in a given state, and substitution describes a change in state (a perturbation, something avoided), the two cannot logically and coherently be mixed.

The substitution approach introduces avoided productions in the studied system (Majeau-Bettez et al., 2018). Brander and Wylie (2011) argue that “[t]he values included in corporate inventories are for actual physical emissions or actual physical removals, rather than values for emissions which have not happened”. Camillis et al. (2013) state that “[a]s the aim [of attributional studies] is to come up with a snapshot of the impacts as they are, market mechanisms (e.g. substitution) are not captured as they take place over time [...]”. For this reason, the substitution technique is not allowed.” The “what-if” substitution approach (Heijungs & Guinee, 2007) is thus commonly perceived as a violation of the state-descriptive nature of attributional studies (Characteristic B) (Brander & Wylie, 2011; Camillis et al., 2013; Heijungs, 1997; Heijungs & Guinee, 2007; Majeau-Bettez et al., 2018; Pelletier et al., 2014; Peñaloza et al., 2016). In this section, we argue that this interpretation is overly restrictive.

5.2.4.1 An overly restrictive interpretation

Vadenbo et al. (2017) define the substitution potential as “a measure of the end-use-specific change in consumption of the directly affected products resulting from supplying a co-product [...]”

to a particular end use or market”. Consequently, by its definition, substitution is about change, which appears incompatible with the description of an existing system “as it is”, in an attributional manner. In a prospective consequential study, substitution is the expected future change in consumption relative to the current state (or *status quo*), that is caused by a variation in consumption of the final studied product. In this type of study, substitution explicitly describes a perturbation of the *status quo* that is incompatible with an attributional description. For example, if a community decides to increase its consumption of electricity from CHP, we can expect the additional co-produced heat to replace the currently dominant primary source of heat in that locality, e.g., natural gas boiler. Substitution fits perfectly with a description of a perturbation. But is consequential modeling the only logical use of substitution within LCA? Is the current state of the system under study the only possible starting point for the modeling of a (substitution) change? Or, following a similar line of inquiry, is a state-descriptive system necessarily described as *disrupted* by a change rather than *as resulting* from a change? A simple mental experiment leads us to answer negatively to all three questions.

5.2.4.2 Intuitive rebuttal of the violation of the state-description criterion (Characteristic B)

It is noteworthy that, once a system has reached a new *status quo*, the substituted flow is being avoided, and therefore, not part of the resulting system. By definition, when a co-production is present in a system, the flows that its secondary product substitutes are not observable. Recalling the example of the municipality where consumption of CHP electricity was increased, we can describe the final state of this town as *resulting from* a substitution, relative to a state where the co-production is less present. It should be noted that we are describing this final state, not perturbing it. In other words, it is possible to describe a given state of a system *in terms* of a (substitution) change.

It is logical to assume that, should the citizens of the municipality not have elected to consume more electricity from CHP, some other industry would have to supply their heating needs. Except in the case of a perfectly elastic demand⁴, any co-production flow can therefore be understood as

⁴ If the demand is elastic, rebound effects can occur. For example direct rebound effects occur when the increased efficiency of a process producing a particular product lowers its price, leading to more consumers purchasing this final

preventing the existence of a primary production. A co-production, in short, implies some avoidance relative to what would be if the co-production process did not force secondary products on the market.

We can draw an analogy with some state variables in thermodynamics and their quantification in terms of changes from reference states. The enthalpy of one kilogram of a substance, for example, describes its (energetic) state. And yet, the standard enthalpy value is defined in terms of the difference in enthalpy that would occur if we were to produce this state from a hypothetical (reference) system where all the elements (C, N, O, etc.) are isolated in their most stable form at 298 K and 0,1 MPa (Krishnan & Raghavan, 2019). Interestingly, the choice of this specific reference state is entirely arbitrary, and other conventions are found in the literature (Brunner, 2014; Doran, 1995). A thermodynamic system, unchanging and stable in a given state, can nonetheless be described in terms of the change that would have lead to it from another state. Perhaps an ALCA, describing a (stable, given) state, can be described in terms of the (substitution) changes that would lead up to it from another state.

With the substitution approach, the avoidance of a primary production relative to a reference state becomes a property of the system under study, and this property can then logically be integrated within ALCA co-production modeling like any other property (e.g., mass or economic value). It becomes possible, as previously discussed in [section 5.2.3](#), to allocate impacts based on this property. Using substitution does not force us to disrupt the system under study, contrary to what is claimed in Misconception 2. A rebuttal of Misconception 2 applied to the small-scale CHP plant (Havukainen et al., 2018) is provided in [Annex B.5](#). We also use the framework presented in [section 5.2.3.5](#) to generalize the rebuttal of Misconception 2 presented in this section in [Annex B.6](#).

5.2.4.3 A remaining contradiction?

A main and widely accepted distinction between the attributional and the consequential approaches is that the former uses average data while the latter uses marginal data (Ekvall et al., 2005;

product Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0275-9> . In this case, substitution might partially happen, or not happen at all.

Finnveden et al., 2009; Plevin et al., 2014; Sandén & Karlström, 2007; Schaubroeck et al., 2021). We employ the terms “average” and “marginal”, because these terms typically describe the data used in attributional and consequential studies, but these words are not perfectly defining these data types, as discussed in Schaubroeck et al. (2021). In this work, average data can be defined as “state-descriptive” and marginal data can be described as “change-descriptive”. A main methodological aspect that justifies the use of average data in ALCA is the conservation of global impacts. Using average data to describe attributional systems ensures that the emissions of all existing attributional systems providing final products can be added to yield the total global impacts. Heijungs (1997) states that only the “average attribution rule” is compatible with the characteristics of ALCA, including the additivity principle. Then, should we use average data in the reference state, the transition, and the studied state to respect the additivity principle? Afterall, CLCA always represents transitions (or perturbations) with marginal mixes. Does our response to Misconception 2 imply that the footprint of the CHP plant should be based on the marginal fuel mix upstream of this plant, which would then lead to a violation of additivity, contradicting our response to Misconception 1? The answer is no. Here again, the distinction is explained by the difference between a change that disrupts the studied system and a change that leads to the studied system. When perturbing the observed system in a CLCA, we are essentially trying to anticipate the introduction of novel productions that has not yet been observed. It makes sense to exclude from this addition any technology that is rigidly constrained or with prohibitive costs. In contrast, for flows that are observable in the state we wish to describe, we do not have to exclude any technology from the average production mixes. Contributors to the observable/average production mixes represent the sum of multiple changes from a reference state: they were all once the “marginal” new additions. And what about the flows that are not observable because they are being avoided, should we take average production mixes or marginal production mixes? This question will be discussed in the next section.

5.2.5 Corollary 1: There is a logic to marginal substitution in ALCA.

One important aspect that remains to be addressed is the choice of the substituted technologies. As shown in [section 5.2.3](#), this choice will not affect the total impacts of the multifunctional process, but is directly related to the share of impacts attributed to each co-product. In this section, we

address a particular source of confusion when identifying the avoided technologies with the attributional approach: the coherence of substituting marginal processes in ALCA.

Schrijvers et al. (2016a) define criteria to evaluate the consistency of different guidelines for co-production modeling in LCA. Through their review of ten official guidelines, they find that the ILCD handbook (European Commission, 2010), the BP X30-323-0 (AFNOR, 2011), the Greenhouse gas protocol (WBCSD/WRI, 2011) and the PEF Guide (European Commission, 2013) recommend to substitute average data (Schrijvers et al., 2016a). Finnveden et al. (2009) argue that “[t]he major difference between an attributional and a consequential study in this case [substitution by system expansion] is the type of data used. A consequential study would often use marginal data, whereas an attributional study typically would use average data.” Finnveden et al. (2022), also state that “average data [are] being used for substitutions in ALCAs and marginal data for substitutions in CLCAs”. As far as we can tell, however, no compelling argument was ever put forward as to why co-production should substitute an average mix in ALCA. The reasoning seems to have been an extension of the general guidelines of ALCA to the separate question of substitution modeling. Although certainly mathematically possible, we here argue that such a substitution modeling choice makes little internal sense. In contrast, we claim that there is a clear logic to marginal substitution in ALCA that stems from the ideas discussed about Misconception 2 ([section 5.2.4](#)).

In addressing Misconception 2, we showed that an attributional state-descriptive multifunctional system can coherently be represented as the result of a transition from a reference technosphere. Substitution modeling thus aims to represent as coherently as possible the (substitution) market mechanism happening during this transition. The average *observable* mixes of the studied system are definitely not good indicators of the *avoided* (and thus inexistent) mixes. Suppose that the current heat mix includes both a natural gas boiler and a rigidly constrained source of heat produced from biogas generated in a landfill. If we say that CHP substitutes the average mix, it implies that it substitutes both natural gas heat and biogas heat. This in turn implies that in the reference state (technosphere *R*) there is more biogas heat than at present, something we just defined as impossible. In other words, we cannot avoid the use of a resource that is constrained and could not be used in greater quantity than in the studied state.

A question that remains concerns the temporal definition of the reference technosphere. Is this reference technosphere a *historical* representation of the world before the existence of the co-production process or a *counterfactual* representation of the world in the same temporal state as the studied attributional system? The second definition of the reference technosphere fits better with the state-descriptive characteristic of attributional studies. The historical marginal substituted mix is not necessarily the same as the marginal substituted mix in the studied state. For example, if when the CHP plant was built, the marginal substituted heat producing technology was coal, and after a while the government decided to prohibit the increase of the use of coal in the municipality, a constrained resource (coal) cannot continue to be the marginal substituted technology. When modeling substitution in ALCA, we thus have to consider the substituted counterfactual unconstrained technological mixes in the studied state. These mixes are composed of the marginal technologies that would respond to the demand for the secondary product(s) if the multifunctional system was inexistent, in the actual studied state. [Annex B.7](#) illustrates the temporal evolution of the substituted marginal mix with the example of the CHP process.

The conclusion of this section implies that the observable value-chains represented in attributional studies must use average data (as explained in [section 5.2.4.3](#)), while the substituted value-chains must use marginal data. This complexifies the system modeling, e.g. expanding the technology matrix to include average as well as marginal processes.

5.2.6 Discussion

Previous sections showed that substitution modeling can be compatible with two axiomatic characteristics of ALCA. One characteristic of attributional studies (Characteristic C) however seemingly remains transgressed, because substitution modeling introduces activities that are not directly related to the functional unit by production-consumption flows in the system boundaries. We definitely need a normative convention to attribute responsibility for environmental impacts to functions in ALCA, to harmonize practice and guarantee additivity. However, we argue that Characteristic C should not apply to substitution. In the approach proposed in this manuscript, because the impacts of the substituted activities are simultaneously subtracted from the system providing the primary product, and added to the system(s) providing the secondary product(s), when looking at the total impacts of the multifunctional system, the impacts of these activities are

cancelled. Consequently, this method globally does not add to or remove from the studied multifunctional system any impact related to activities that are not part of the value chain. Substitution can be seen as a way to allocate impacts to the primary and secondary products, like partition based on mass, energy, economic value, or other properties. The distribution of impacts with the substitution approach is based on the notions of functional equivalence and competing markets.

In light of the reflections made in this study, it is necessary to revisit and harmonize existing guidelines on three different aspects. First, the guidelines should allow substitution as a suitable method for co-production modeling in ALCA. Second, many guidelines focus on the calculation of the primary product footprint with the substitution modeling approach, but a clear methodology should also be provided for the calculation of the footprints of the secondary products, as presented in [section 5.2.3](#). Third, the different guidelines that recommend to substitute average data (notably the ones identified by Schrijvers et al. (2016a)) should also be reviewed to clearly specify that the substituted production mixes should be the counterfactual unconstrained marginal mixes, as explained in [section 5.2.5](#).

When using substitution, we face many practical challenges associated with normative modeling choices. These modeling choices include, e.g., the identification of the marginal mixes (Bernstad Saraiva et al., 2018; Finnveden et al., 2009; Mathiesen et al., 2009; Weidema, 2000) and the quantification of the substitution potential according to functionality and price elasticities (Vadenbo et al., 2017). These challenges do not compromise the axiomatic compatibility of substitution with ALCA, but can affect our capacity to coherently model substitution in specific cases. Despite these challenges, the technological coupling between co-products and the functional equivalence of multiple products in a common market constitute actual properties of the system under study that proved relevant to serve the methodological goals of an ALCA, just like other properties commonly used in partition modeling (e.g., mass, energy, or economic value). As mentioned in [section 5.2.2.4](#), it remains beyond the scope of this study to weigh the advantages and disadvantages of substitution compared to other co-production modeling methods, notably partition, which also brings certain challenges related to normative modeling choices (e.g., the choice of the property on which to perform allocation and the specification of the allocation factors

(Heijungs & Guinee, 2007)). These choices can have a substantial influence on the results of an LCA using substitution (Viau et al., 2020) or partition (Heijungs & Guinee, 2007). Future work should address more specifically the choice of the substituted mixes in ALCA and CLCA and define clear rules for their identification.

The general approach presented in [section 5.2.3.5](#) ensures applicability to a large variety of ALCA scopes, including the end-of-life reuse and recycling treatments which have historically been considered as requiring distinct co-production modeling guidelines (Weidema, 2000) and are treated separately in the ISO standard (ISO 14044, 2006). The results of this study also have specific implications for the LCA of waste management processes. It questions the dichotomous methodological approaches commonly acknowledged for ALCA (recycled content approach) and CLCA (end-of-life substitution approach). More generally, our results clarify the treatment of multifunctionality in ALCA, questioning the inapplicability of substitution in ALCA, the recommended substitution of average data in ALCA and marginal data in CLCA, and the representation of activities that are not linked to the functional unit by production-consumption flows being restricted to CLCA. The findings of this research do not question the differentiated objectives of ALCA and CLCA, but show that common methodological tools, e.g., substitution, can be used in both perspectives to achieve these objectives.

5.2.7 Conclusion

Modeling co-production with the substitution approach can be compatible with the fundamental characteristics of an ALCA. First, the use of substitution does allow for a conservation of global impacts and thus respects the additivity criterion if the impacts attributed to the secondary production(s) are the impacts of the substituted primary production(s). Then, a state can be described through its avoidance of a primary production relative to a reference state. Substitution is then the representation of the transition from this reference state to the given state. Finally, there is a logic to marginal substitution in ALCA, because to realistically represent the transition from the reference state to the studied state, the avoided technological mixes should be the unconstrained marginal mixes. We consequently encourage practitioners to consider marginal substitution as a suitable method for co-production modeling in ALCA.

CHAPITRE 6 ARTICLE 3 : GUIDELINES FOR PROSPECTIVE CONSEQUENTIAL LCA BASED ON DATA FROM INTEGRATED ASSESSMENT MODELS

6.1 Présentation de l'article

Ce troisième article répond à l'Objectif spécifique 3 et raffine les lignes directrices pour l'évaluation des mixes marginaux en ACVC-p à partir des données de sortie de macro-modèles prospectifs. Le rôle de ce type d'ACVC-p et la méthode pour évaluer les types d'ajustement de production ayant lieu en réponse à une perturbation de demande sont clarifiés, et une nouvelle méthode de calcul des mixes marginaux traduisant des dynamiques réalistes d'investissement est développée dans cet article.

Les auteurs de cet article sont : Arianne Provost-Savard⁵, Robert Legros et Guillaume Majeau-Bettez. Il a été soumis au journal *Renewable and Sustainable Energy Reviews* le 9 juillet 2024. Le matériel supplémentaire publié avec l'article est disponible à l'[Annexe C](#).

6.2 Manuscrit

6.2.1 Abstract

The methodology to perform prospective consequential life-cycle assessments (p-CLCAs) needs improvement to efficiently guide stakeholders in making environmentally positive decisions. This paper focuses on refining the guidelines for conducting p-CLCAs based on integrated macro models' output data. First, the role of p-CLCA is discussed, to clarify which decisions can be studied using prospective macro models' socioeconomic trajectories as a reference. Then, we refine the definition of time intervals that delimit the possible production adjustment types to meet a change in demand — utilisation of existing capacity, new capacity installation, or capacity retirement adjustments — over the duration of the consequences of a decision. Guidelines are provided for estimating how suppliers prioritize these production adjustment types. Additionally, we develop a novel method for calculating marginal mixes, based on the central assumption that

⁵ Cette auteure a réalisé la revue de littérature, développé la méthodologie en collaboration avec les co-auteurs, conçu l'outil de calcul, réalisé l'exemple d'application et rédigé la majeure partie de l'article.

suppliers respond to a perturbation by adjusting the timing of capacity installations or retirements planned in the socioeconomic trajectory described by the reference macro model. Different data approximation levels are suggested to maximize the integration of the reference macro model's output data in the p-CLCA studies. Finally, the updated guidelines are applied using the example of a positive demand perturbation in the OECD electricity market, comparing the results provided by three Shared Socioeconomic Pathways. Ultimately, the guidelines elaborated in this study enhance the transparency of p-CLCA studies, with a clearer and more consistent set of assumptions, modeling choices and numerical approximations.

6.2.2 Introduction

Despite an increasing global awareness to environmental problematics, humans continue to exert unprecedented pressure on natural systems. To alleviate these anthropogenic environmental impacts, it is imperative for governments and industries to set large-scale, system-wide objectives, e.g., greenhouse gases (GHG) emissions reduction targets. However, the effectiveness of these objectives may be limited if the specific actions to take to attain them are unknown. The consequential life cycle assessment (CLCA) methodology is used to evaluate the consequences of decisions on global environmental burdens (UNEP/SETAC, 2011). This approach involves comparing decision scenarios to determine their differential environmental consequences. For example, an industry might use CLCA to evaluate whether and to what extent the decision to replace its actual natural gas boiler by an electric boiler reduces the global environmental impacts compared to deciding to keep the natural gas boiler. CLCA is therefore a useful tool to identify specific action pathways to reach emissions or extractions reduction targets.

In practice, most life-cycle assessment (LCA) studies that explicitly have the objective to identify the least environmentally impacting decision do not use CLCA, but rather rely on the attributional life cycle assessment (ALCA) methodology (Andrae, 2014; Weidema, 2016). With the attributional perspective, these studies evaluate how the normatively attributed environmental impacts generated by the activities included in the value or supply chain of the studied function(s) evolve between the decision scenarios, instead of defining their differential consequences on global burdens (Weidema et al., 2018). Given the distinct modeling choices associated with the attributional and the consequential perspectives (Finnveden et al., 2009), using a methodology that

is not adapted to the objectives of the study is likely to hamper the accuracy of the results (Weidema, 2016), leading to under-informed decision-making.

But why are practitioners not using the consequential approach in studies clearly asking consequential questions? A decision can have direct and indirect consequences on many production systems (Earles & Halog, 2011; Ekvall & Weidema, 2004; Sandén & Karlström, 2007; Zamagni et al., 2012). Ideally, to conduct a perfectly accurate CLCA, one would need to model the whole world, including all the existing causal (economic, environmental, social) mechanisms, from the moment of the decision at hand and over an infinite time interval, to precisely capture all the differential direct and indirect consequences of the studied decision scenarios. The achievement of this task is of course utopic, and the numerous simplifications and assumptions inherent to consequential modeling can be off-putting for practitioners. Many LCA experts therefore unsurprisingly choose to follow the attributional methodology, which uses normative rules to delimit the boundaries of the systems to be analyzed (UNEP/SETAC, 2011). There is thus a need for clarity and consistency in the simplifying choices inherent to CLCA, to create a common understanding of the applicability and limits of this method.

Methods developed to perform CLCAs include combining the LCA methodology with models that simulate some causal mechanisms, namely economic equilibrium models (mainly partial equilibrium models (PEMs)), system dynamics models, technology choice models, and agent-based models (ABMs) (Palazzo et al., 2020). Each of these methods have particular advantages and disadvantages, but main drawbacks comprise not representing the interdependence between sectors (PEM), a low geographical and technological resolution (economic equilibrium models), a lack of transparency (system dynamics models and ABMs), the use of static data (technology choice models), and the need to initialize hundreds of parameters (ABMs) (Palazzo et al., 2020). Generally, all these models require a lot of input data and are complex to manipulate. Again, there is generally a lack of guidance in how these models ought to be integrated in the LCA framework, leading to a multiplicity of loosely defined CLCAs with widely differing assumptions.

Weidema et al. (1999) (see (Weidema, 2003) and (Weidema et al., 2009) for updated versions) laid the foundations of a simplified approach to perform CLCAs, with a 4-step procedure used to identify “the unit processes that change as a consequence of a decision”(Weidema et al., 2009).

This procedure provides general guidelines to (1) identify the scale and time horizon of the change studied, (2) identify the limits of a market, (3) identify the trends in the volume of a market and (4) identify changes in supply and demand (Weidema et al., 2009). Decades after its ideation, the 4-step procedure is still a dominant guideline in CLCA, as illustrated by its use in the generation of data for the ecoinvent consequential database for the electricity sector (Vandepaer et al., 2018). This procedure is based on heuristics and simplifying assumptions, e.g., a strict distinction between short-term and long-term consequences, and decisions exclusively based on economic rationality (Ekvall, 2019). Despite the major contribution of this procedure to the CLCA community, the general directives it provides cannot be unambiguously translated into calculation methods, leading to many possible methodological and mathematical interpretations, as shown by the disparities in CLCA methods based on this procedure (see, e.g., Maes et al. (2023); Vandepaer et al. (2018)). Moreover, CLCAs are often performed in a prospective context. The “forecasting” guidelines complementing the procedure (Weidema, 2003) could be greatly enriched by recent developments in the generation of models describing future socioeconomic trends. These models open the way to performing CLCAs that measure the influence of individual decisions on (broader) anticipated socioeconomic trajectories.

These prospective socioeconomic trajectories have notably been defined by the integrated assessment models (IAMs) community. These models are based on the combination of information from different disciplines (Parson & Fisher-Vanden, 1997) and describe long-term possible future trajectories of human (socioeconomic) and natural (biophysical) systems (Endejan, 2001; Parson & Fisher-Vanden, 1997) by modeling complex interaction mechanisms between the environment and the economy (Golub et al., 2013). These mechanisms are often described in IAMs with economic equilibrium models (Pauliuk et al., 2017; Stanton et al., 2011; van Vuuren et al., 2009) combined with models describing the consequences on environmental systems like land use and climate (Mendoza Beltran et al., 2018; van Vuuren et al., 2015). IAMs constitute a useful complementary resource when performing prospective LCAs (Arvesen et al., 2018; Mendoza Beltran et al., 2018; Pauliuk et al., 2017; Sacchi et al., 2022). Directly modeling decision scenarios and calculating their differential consequences with these integrated models could be an interesting option to perform CLCAs incorporating complex intersectoral dynamics and constraints (Vandepaer et al., 2018). Still, most IAMs require significant expertise to be used (Vandepaer et

al., 2018), and operating them each time a CLCA study has to be performed would be overly time-consuming. Moreover, IAMs are often too aggregated geographically and across sectors to realistically represent the consequences of the small decisions studied in LCAs (Arvesen et al., 2018; Vandepaer & Gibon, 2018; Vandepaer et al., 2018). IAMs have not been developed to capture the mechanisms under which small decisions accumulate to produce general socioeconomic trajectories.

IAMs' output data have been extensively used to produce prospective LCA datasets with an attributional perspective (Cox et al., 2018; Mendoza Beltran et al., 2018; Sacchi et al., 2022). However, less work has been done to integrate macro models' output data in the calculation of consequential life cycle inventories (LCIs) (Maes et al., 2023). Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) developed prospective CLCA (p-CLCA) frameworks that combine an interpretation of Weidema's 4-step procedure and trend analysis based on the outputs of macro models. These frameworks provide enhanced methodological guidance for the identification of the prospective marginal suppliers affected by a change in demand. With the trend analysis approach, practitioners do not need to manipulate the models, which largely simplifies consequential modeling (Vandepaer et al., 2018). However, these methods present some opportunities for improvement. (1) First, they do not explicitly specify how changes anticipated at a global scale can or cannot be considered as consequences of smaller decisions under CLCA study, which could lead to erroneous applications of the procedures and incorrect interpretations of the marginal mixes obtained. (2) Second, these methods only consider the consequences of demand perturbations on capacity installation or retirement (called "long-term effects"), and neglect their consequences on utilisation of existing capacity (called "short-term effects"). They also overly generalize the method to identify on which time intervals these installed capacities adjustments occur. In some cases, this could significantly deviate the calculated marginal mixes and their environmental consequences from what we would expect to observe in reality. (3) Generally, the validity of the multiple, widely different marginal mix calculation methods is not systematically analysed or coherently justified according to the context of the study and to realistic causal mechanisms. There currently subsists a lack of clear methodological and mathematical guidance in using output data from macro models in p-CLCA in a transparent manner that is consistent with the context of the study, and that makes the most of all the available prospective data.

The main objective of this study is to update guidance for carrying a p-CLCA based on the outputs of prospective macro models. We build upon the frameworks of Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) with a critical outlook to refine these methods in the three areas for improvement identified in the previous paragraph. In [section 6.2.3](#), the role of p-CLCA is clarified, to build a common understanding of how prospective marginal mixes should be interpreted. In [section 6.2.4](#), we refine the definition of important time intervals that delimit the possible production adjustment types over the duration of the consequences of a demand perturbation. We also discuss how to hierarchize these production adjustment types when more than one adjustment is possible. In [section 6.2.5](#), clarifications are made regarding the marginal mix calculation, and a method is provided to calculate marginal mixes in a manner that concords with assumptions regarding market mechanisms and the way stakeholders make investment decisions. Ultimately, the guidelines elaborated in this study provide a structure that increases the transparency of p-CLCA studies according to assumptions, modeling choices and numerical approximations.

6.2.3 Role of p-CLCA

In this section, we contrast decomposition analyses and p-CLCA, and discuss the methodological implications for p-CLCA arising from their differences.

6.2.3.1 Decomposition analyses: seeing the evolution of the subsystem described by the LCA as already included in the prospective global system

ALCAs aim to normatively determine which fraction of the global environmental burdens can be allocated to a system providing one or multiple functions (UNEP/SETAC, 2011). According to the additivity principle, the sum of the environmental impacts attributed to each final product should equal the global environmental impacts (Heijungs, 1997; Tillman, 2000). If an industry consumes a product from a homogenous market with a plurality of providers, then the “average data reflecting the actual physical flows” of these providers is used (Finnveden et al., 2009), ensuring the preservation of additivity. Hence, even if the demand for a product required in a system remains the same over time, the average technology mix for this production can evolve, modifying the attributional environmental impact associated with this system. This concept is at the heart of prospective ALCA (p-ALCA); p-ALCA strives to capture the future average

technology mix variations to evaluate how the attributional footprint of a system might fluctuate over time (Sacchi et al., 2022). In p-ALCA, it is assumed that the studied subsystem is fully included in the global system whose socioeconomic trajectory is described by the macro model. Figure 6.1a illustrates the evolution of the average technology mix allocated to a stable consumption (Consumption 1) in a particular market between 2030 and 2040 using the attributional approach.

The attributional methodology constitutes one of many ways to decompose a market's total production amongst its consumers. For example, structural decomposition techniques allow breaking down a variable's growth into its determinants (Dietzenbacher & Los, 1998). One could just as well decide to allocate a market's increased or decreased production exclusively to the consumptions that changed their demands in the same direction as the total market demand. If an industry increases its demand for electricity, it would be held accountable for a share of the environmental impacts of the mix of technologies that increased their electricity production in the same period, proportionally to their respective production growth. Figure 6.1b shows the evolution of the technology mix allocated to a consumption (Consumption 1') increasing its production linearly between 2030 and 2040 with this method.

An infinite quantity of approaches could be used to break down a market's prospective total demand into production mixes attributable to each of its consumers, according to diverse normative decomposition rules. In both parts of Figure 6.1, the reference global market trend is given. With decomposition analyses, we are not causing a perturbation to this trend, but merely *attributing a fraction* of it to a consumption. This is not the same as modeling the *alteration* of this underlying trend that can be expected to result from an isolated decision.

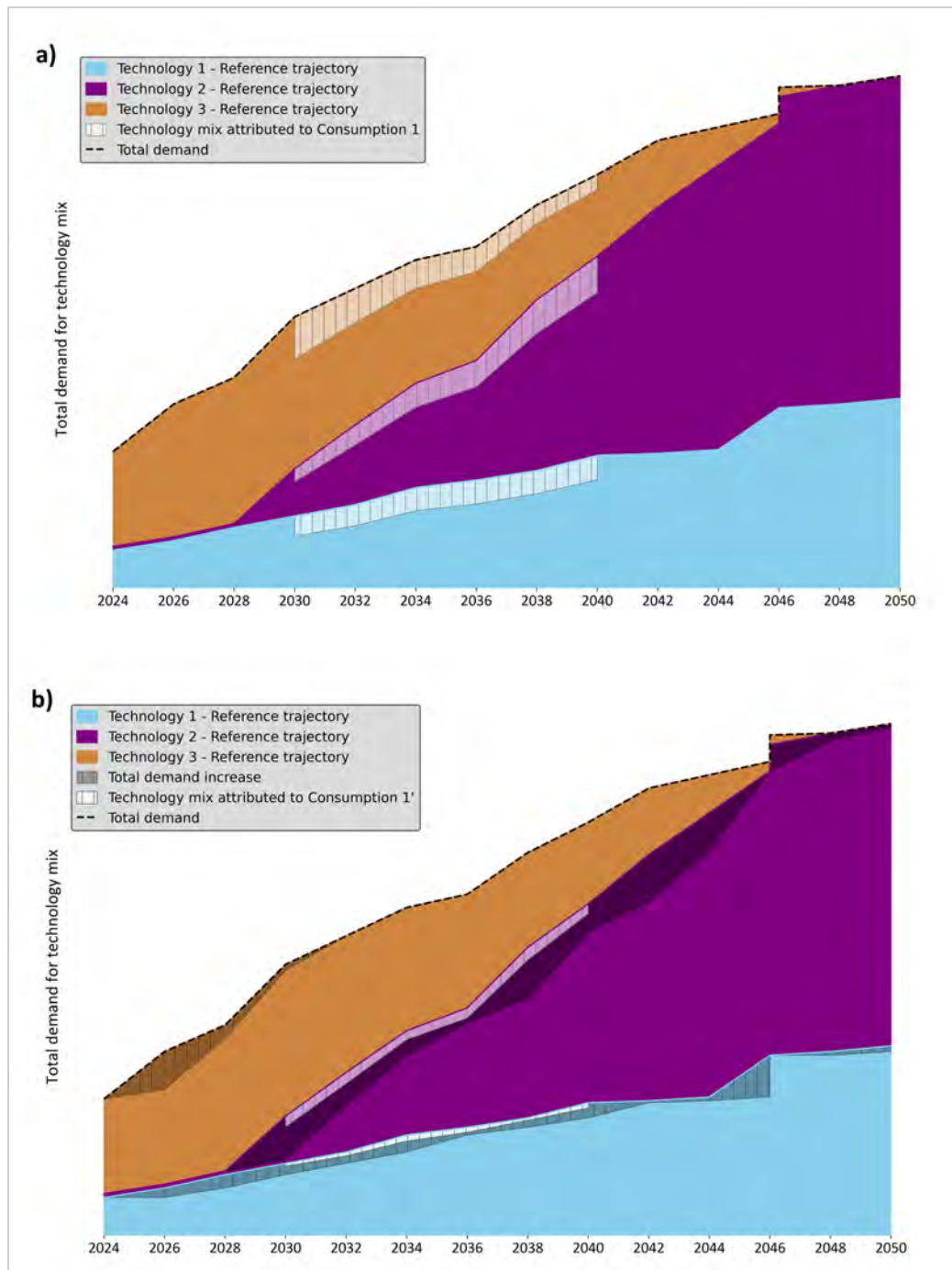


Figure 6.1 : Illustration of two types of prospective decomposition analyses. a) Attributional decomposition analysis: evolution of the average technology mix allocated to a stable consumption (Consumption 1) between 2030 and 2040 in a particular market. As the production of Technology 3 fades over time, its share in the average mix attributed to Consumption 1 gradually diminishes, and conversely for Technology 2. b) Change decomposition analysis: evolution of the technology mix allocated to a consumption (Consumption 1') increasing its production linearly between 2030 and 2040.

6.2.3.2 Methodological implications of the difference between decomposition analyses and p-CLCA

Contrary to p-ALCA and other decomposition analysis techniques, the role of CLCA in a prospective context has not been explicitly described. CLCA is defined as the study of the “change” in “global environmental impact” (Schaubroeck et al., 2021), “physical flows” (Earles & Halog, 2011), or “flows to and from the environment” (Curran et al., 2005) resulting from decisions. When carrying a p-CLCA, we would argue that this change has to be measured against the “reference socioeconomic trajectory”, i.e. the trajectory anticipated by the macro model chosen as the reference for the study. This reference trajectory corresponds to the “scenario without the decision” (we will refer to the “scenario with the decision” as the “consequential trajectory”); we need to model the world with and without a studied decision to analyze the resulting change in environmental impacts. In other words, the prospective world described by the reference trajectory is not restricted to a *status quo* state (as illustrated in Figure 6.2a), and might evolve on its own due to other decisions (as illustrated in Figure 6.2b).

The decomposition of the consequences of a change in demand described in [section 6.2.3.1](#) could be mistaken for a legitimate p-CLCA method. However, a major difference between performing a decomposition analysis and a p-CLCA is that the system analyzed in the first case is entirely incorporated in the anticipated reference socioeconomic trajectory, while the system analyzed in the second case constitutes a perturbation to this predicted future. Hence, a central assumption in the execution of a p-CLCA is that decisions can alter the predicted socioeconomic trajectory.

From this distinction between p-CLCAs and decomposition analyses follows the necessity to evaluate if the decision scenarios analyzed in a p-CLCA constitute a perturbation of the socioeconomic trajectory chosen as a reference for the study. For example, the implementation of a regulation that bans the usage of oil furnaces from 2046 in a municipality, resulting in the replacement of all oil furnaces with electric heat pumps, could be represented in the chosen reference trajectory. If a practitioner wishes to calculate the environmental consequences of the replacement of part of the oil furnaces with electric heat pumps in 2030 instead of 2046, this decision should only have impacts on the demand of the reference electricity and oil markets from 2030 to 2046, since it is considered as already included in the predicted market trends from 2046.

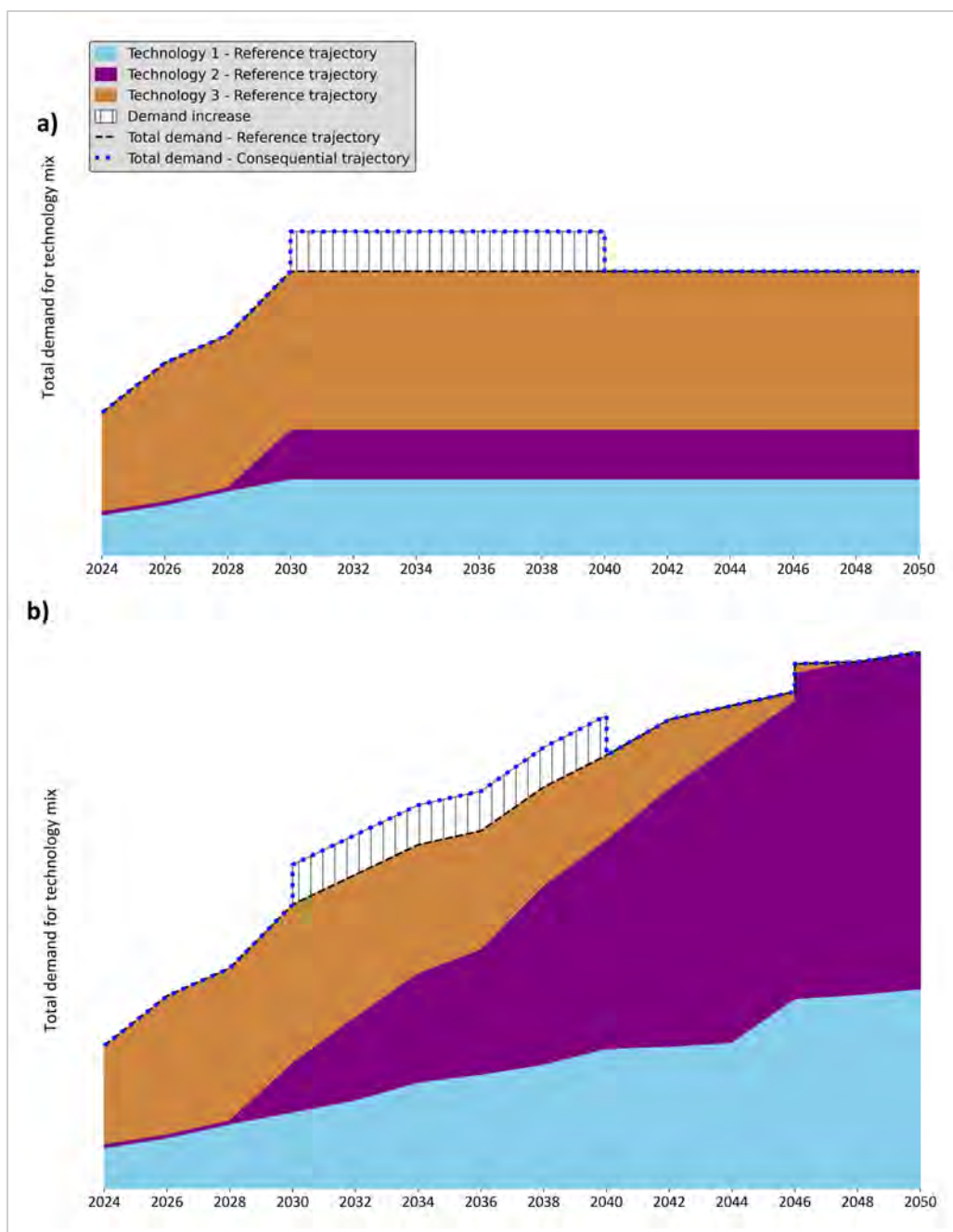


Figure 6.2 : a) p-CLCA assuming the reference trajectory is in a status quo state
 b) p-CLCA assuming the reference trajectory is evolving outside the studied decision

This example is illustrated in Figure 6.3a (inconsistent interpretation) and 6.3b (consistent interpretation) for a decision inducing an increased demand in a market. How decisions can

influence the reference trajectory therefore depends on the assumptions that the reference prospective macro model underlies.

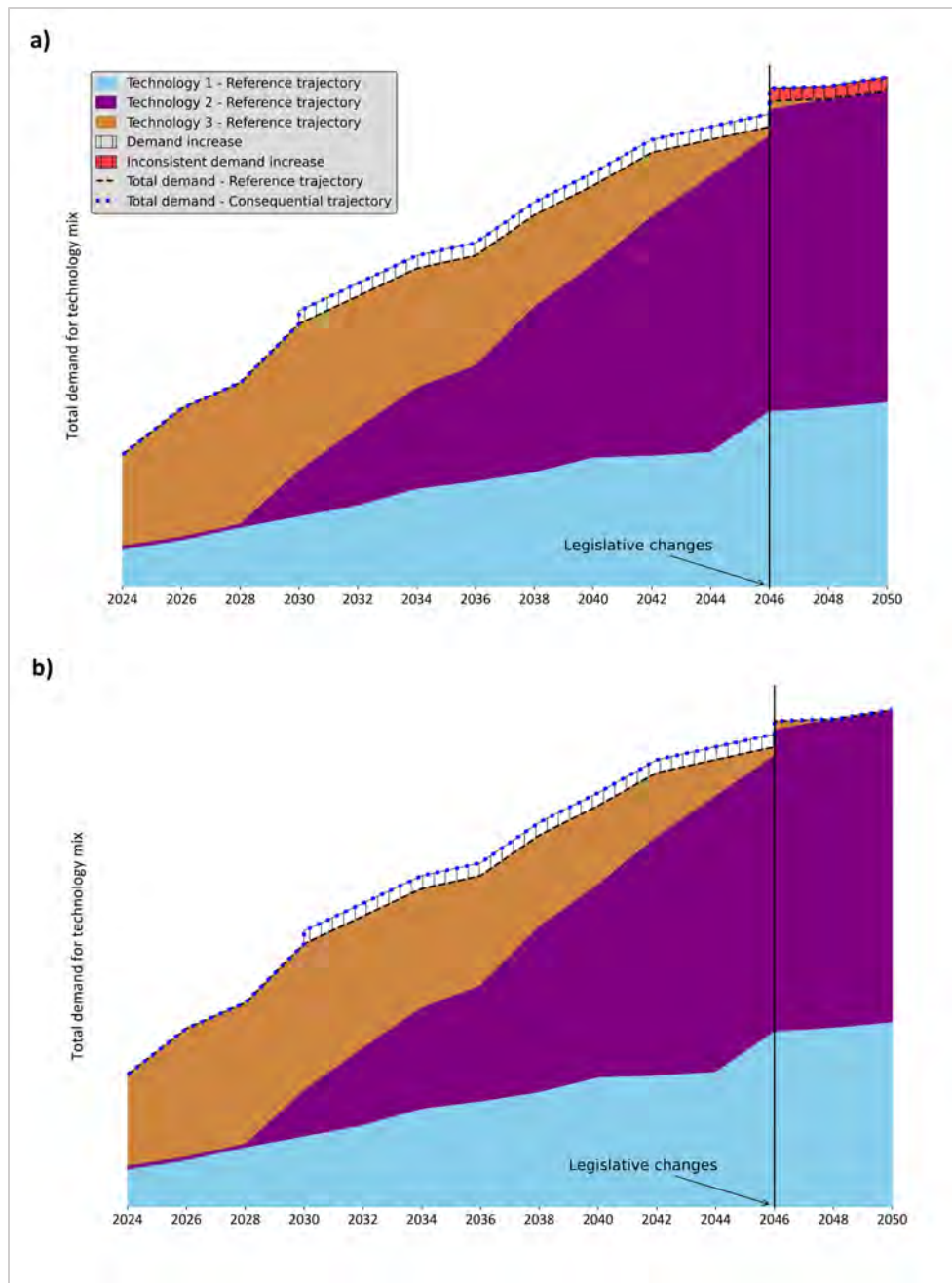


Figure 6.3 : Illustration of the p-CLCA approach: the demand increase is a perturbation of the reference trajectory's total demand. a) Perturbation caused by an increased demand relative to the reference market trajectory maintained from years 2030 to 2046. Erroneous interpretation of the perturbation after 2046, leading to an overestimation of its consequences. b) Same situation as a), but it is assumed that this increased demand is already included in the reference trajectory from 2046.

Hence, the starting point of a p-CLCA is not any change, but a net change to the reference trajectory resulting from a free decision. This net change may be reduced, and even become null, depending on the importance of negative feedbacks within the system. Such negative feedbacks can include price signals, where increased (decreased) use of a product leads to a corresponding increase (decrease) in the price of the product, thereby reducing (augmenting) the use of this product (Ekvall & Weidema, 2004), legislatively imposed quotas or cap-and-trade schemes.

Consequently, in the following section, we address a net perturbation of the reference trajectory's market demand by a given decision; and it is crucial to capture the timing of this perturbation and of its consequences.

6.2.4 Time intervals that delimit possible production adjustment types

A decision can alter the demand of the reference trajectory in multiple markets, due to direct and indirect consequential mechanisms. This altered demand must be met by adjustments in technologies' production volumes. An increased demand can cause an increase in utilisation of existing capacity, but can also affect total installed capacity, through augmenting capital investment in new capacities, or delaying capacity retirement. Conversely, a decreased demand can diminish the utilisation of existing capacity, decrease capital investment in new capacities, or move capacity retirement ahead. Adjustments to the utilisation of existing capacity, also called "short-term effects" (Weidema et al., 2009), can happen as soon as a change in demand occurs, while some production adjustments caused by changes in installed capacities, also called "long-term effects" because they are considered more permanent (Weidema et al., 2009), can only be effective a certain period after the adjustment decision is made by suppliers because of planification and construction delays (Vandepaer et al., 2018; Weidema et al., 2009). In this section, we derive clear guidelines to select time intervals for each production adjustment type, that are consistent with prospective assumptions, different types of delays, and the nature of the perturbation.

6.2.4.1 Existing methods

Vandepaer et al. (2018) determine a fixed time interval between the reference year, i.e., "the year at which the decision causing a change in [electricity] demand is taken", and a horizon year, i.e.,

“the year when the installation of new capacity caused by a change in [electricity] demand is expected to become operational”. Maes et al. (2023) distinguish hypothetical suppliers who have no information on the future economic system (myopic foresight) (Keppo & Strubegger, 2010; Poncelet et al., 2016)) from hypothetical suppliers who have full future economic information (perfect foresight). With a myopic foresight assumption, suppliers can only act based on what they observe; Maes et al. (2023) consider the time interval between an observable change in demand and the moment when adjustments of installed capacities can become effective as equal to the “lead time”, defined as “the time needed to plan, license, build and start an installation” (Maes et al., 2023). In the case of a perfect foresight, they assume that suppliers anticipate the future changes in demand and plan accordingly, such that no delay is needed between installed capacity adjustments and the moment when the change in demand occurs.

Regarding how long the consequences of the change in demand last, Vandepaer et al. (2018) do not provide any guideline for determining this time interval, while Maes et al. (2023) assume it is equal to the duration of the change in demand. The approaches used by Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) are illustrated in Figure 6.4.

6.2.4.2 Updated guidance

The existing methods presented in [section 6.2.4.1](#), while providing a first general approximation of the time interval on which a demand perturbation can have effective consequences on installed capacities, are simplified in various aspects. First, the level of foresight of suppliers is defined either as completely perfect or as null, whereas in practice, it almost always exists in between these two extreme assumptions. Second, these approaches only consider the consequences of decisions on capacity installation, and not on existing capacity; moreover, the horizon time interval and the lead time defined in Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) solely take into account one possible adjustment of installed capacities, i.e., increased installation of new capacity. In contrast, different dynamics are expected to govern delayed installation of new capacity and adjustments of

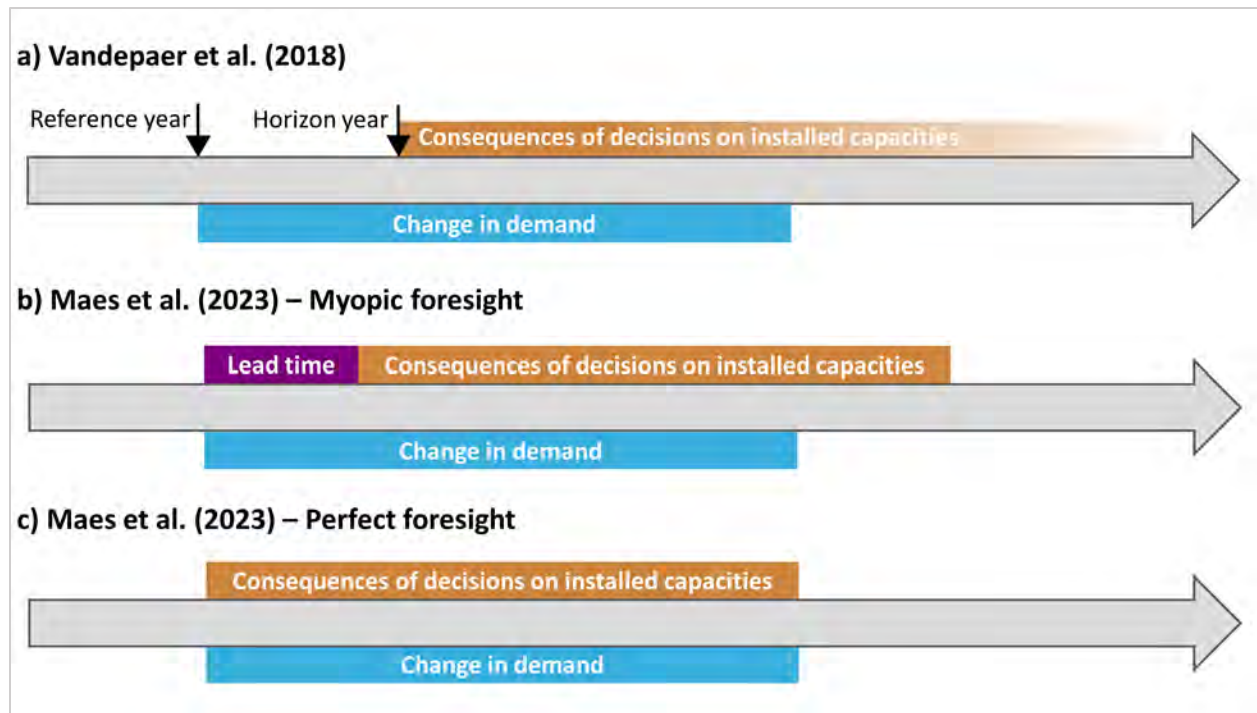


Figure 6.4 : Methods of Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023) for the definition of time intervals that delimit the possible production adjustment types

capacity retirement. Finally, Maes et al. (2023) consider that the consequences of a decision on the reference trajectory are limited to the duration of the induced demand perturbation, while these may be longer, as will be detailed in this section.

Definitions of moments, timeframes, and foresights

To identify the time intervals that delimit the possible production adjustment types, important moments and timeframes have been identified and are defined in Table 6.1.

Table 6.1 : Important moments and timeframes for the identification of the time intervals that delimit the possible production adjustment types

Symbol	Signification
$\mathcal{M}$	Market in which the demand perturbation occurs
Moments	
T_{start}	Moment when the studied demand perturbation starts (alteration of the total market demand of the reference trajectory)
T_{end}	Moment when the studied demand perturbation ends (restauration of the total market demand to the level of the reference trajectory)
$T_{\text{dec,start}}$	First moment when action is taken based on a decision by suppliers to adjust installed capacities. This decision aims to adjust total production to respond to the alteration of the total market demand of the reference trajectory caused by the perturbation.
$T_{\text{dec,end}}$	First moment when action is taken based on a decision by suppliers to adjust installed capacities. This decision aims to restore total market production to the level of the reference trajectory after the demand perturbation.
Timeframes	
$\Delta t_{\text{plan},i}$	Timeframe for planning the construction of an installation of technology i ; $i \in \mathcal{M}$
$\Delta t_{\text{build},i}$	Timeframe for starting and completing the construction of an installation of technology i ; $i \in \mathcal{M}$
$\Delta t_{\text{plan decommission},i}$	Timeframe for planning the decommissioning of an installation of technology i ; $i \in \mathcal{M}$
$\Delta t_{\text{superior}}$	Timeframe during which the installed capacities of the consequential trajectory are superior to the installed capacities of the reference trajectory. This timeframe starts after the construction of the last installation built to respond to the positive demand perturbation is finished.
$\Delta t_{\text{inferior}}$	Timeframe during which the installed capacities of the consequential trajectory are inferior to the installed capacities of the reference trajectory because of accelerated capacity retirement. This timeframe starts at the end of the demand perturbation.

The first step is to determine when the studied demand perturbation starts (T_{start}) and when it ends (T_{end}). The perturbation ends upon the restauration of the total market demand to the level observed in the reference socioeconomic trajectory.

The level of foresight of suppliers must be determined to evaluate when the perturbation can have effective consequences on installed capacities. Instead of assuming that suppliers either have a perfect or no foresight, we recommend to refine the method of (Maes et al., 2023), by estimating the first moment when action is taken based on a decision to adjust installed capacities made by suppliers to respond to the altered demand ($T_{\text{dec,start}}$), and the first moment when action is taken

based on a decision to adjust installed capacities made by suppliers to restore the productions to the level of the reference trajectory after the demand perturbation ($T_{dec,end}$). If $T_{dec,start}$ and $T_{dec,end}$ are not known to the practitioner, a reasonable assumption is that suppliers have the foresight assumed in the reference macro model. Models assuming a perfect foresight mostly describe optimal transition pathways, while models with a limited foresight better describe sub-optimal decision-making that is generally closer to what is observed in reality (Maes et al., 2023). If a myopic foresight is assumed, suppliers can only act based on what they observe, hence $T_{dec,start} \geq T_{start}$ and $T_{dec,end} \geq T_{end}$. If a perfect foresight is assumed, identifying $T_{dec,start}$ and $T_{dec,end}$ becomes unnecessary. It can be considered that suppliers can make installed capacity adjustment decisions in advance, ensuring these adjustments take effect precisely when the change in demand occurs.

The next sections explain how to delimit the time intervals for each possible production adjustment type relative to T_{start} , T_{end} , $T_{dec,start}$ and $T_{dec,end}$, for positive and negative demand perturbations. These time intervals have been determined assuming that upon the end of the demand perturbation, suppliers make decisions to restore the installed capacities and production levels planned in the reference trajectory. Table 6.2 and Figure 6.5 respectively defines the boundaries of these time intervals and illustrates them with different examples; referring to this table and figure can facilitate the understanding of the next sections.

Positive demand perturbation

Increased capacity utilisation

It can be assumed that technologies with unutilised capacities can immediately respond to the positive demand perturbation from T_{start} to T_{end} .

Increased production from delayed capacity retirement

Additional production needs induced by a positive demand perturbation can also be met by postponing the planned decommissioning of installations. This liberates an additional capacity compared to the reference trajectory for a certain capacity retirement delay. For example, if capacity retirement is scheduled to take effect at year 2030 in the reference trajectory, and suppliers decide to postpone this retirement until the year 2032, an additional installed capacity is available

for a duration of two years to respond to the positive perturbation. Increased production from delayed capacity retirement can be effective from $T_{\text{dec,start}}$; if we assume that installations immediately cease to produce when their decommissioning starts, the additional capacity liberated by delaying the retirement of installations can provide an additional production compared to the reference trajectory as soon as the capacity adjustment decision is made. Similarly, since in this scenario the decommissioning of the production capacity has already been planned and is only being delayed, we can reasonably assume that no significant delay will be necessary between $T_{\text{dec,end}}$ and the actual reduction in production.

Increased production from increased capacity installation

Suppliers can also decide to build new installations to meet the increased demand caused by a positive perturbation. A delay corresponding to the time needed to plan ($\Delta t_{\text{plan},i}$), build and start ($\Delta t_{\text{build},i}$) these new installations separates $T_{\text{dec,start}}$ from the moment when this decision can have effective consequences on production volumes.

From $T_{\text{dec,end}}$, only the addition of the new installations for which the construction has not started yet can be cancelled to readjust the installed capacities to the level of the reference trajectory. Therefore, there will be a delay corresponding to finishing the ongoing construction of the new installations (smaller or equivalent to $\Delta t_{\text{build},i}$) before a decision to cease to increase the establishment of new installations has operational consequences on production volumes. Moreover, the construction of new capacity is not a reversible consequence as, e.g., delaying capacity retirement; it would not be logical to start decommissioning the newly installed capacities as soon as possible after the demand perturbation ends to restore the installed capacities to the level of the reference trajectory. The inertia of new capacity installation might cause an excess in installed capacities, i.e., the total installed capacity of the consequential trajectory can surpass the one of the reference trajectory for a certain timeframe after the end of the construction of the last installation built to respond to the positive perturbation ($\Delta t_{\text{superior}}$). This excessive capacity installation can only occur if we observe a net decrease in demand upon the end of the perturbation (see, e.g., Figure 6.5a, b, c). If the perturbation is absorbed in the reference trajectory, as illustrated

in Figure 6.3b, $\Delta t_{\text{superior}}$ is necessarily null. The calculation of the length of this timeframe is further discussed in [section 6.2.5](#).

Decreased capacity utilization to compensate for excessive capacity installation

For simplicity, it can be assumed that the potential temporary excess in installed capacities after T_{end} caused by new capacity installation is compensated by decreased existing capacities utilisation, until the installed capacities of the reference trajectory are reached.

Negative demand perturbation

Decreased capacity utilisation

It can be assumed that technologies with utilised capacities can immediately respond to the negative demand perturbation from T_{start} to T_{end} .

Decreased production from accelerated capacity retirement

Installations can be decommissioned earlier than planned in the reference trajectory to respond to a negative demand perturbation. This decision reduces the production compared to the reference trajectory for a capacity retirement acceleration period chosen by suppliers. A delay to plan the decommissioning of these installations ($\Delta t_{\text{plan decommission},i}$) separates $T_{\text{dec,start}}$ from the moment when these accelerated capacity retirements can start and have effective consequences on production.

From $T_{\text{dec,end}}$, suppliers can immediately stop to accelerate capacity retirement. However, the decision to decommission the installations for which the deconstruction has already started or is already finished at T_{end} is irreversible. These irreversible capacity retirements might lead to installed capacities being inferior to those of the reference trajectory for a certain timeframe ($\Delta t_{\text{inferior}}$) after T_{end} . This excessive capacity retirement can only occur if we observe a net increase in demand upon the end of the perturbation (see, e.g., Figure 6.5d, e, f). With a perfect foresight, we assume suppliers do not decommission installations if they know this will lead to a shortage in installed capacities upon the end of the perturbation, hence $\Delta t_{\text{inferior}} = 0$. The calculation of the duration of $\Delta t_{\text{inferior}}$ is further discussed in [section 6.2.5](#).

Decreased production from delayed capacity installation

The construction of new capacities can be delayed to respond to a negative perturbation, as long as these constructions have not started yet. Hence, a delay corresponding to the time to build these installations ($\Delta t_{\text{build},i}$) separates $T_{\text{dec,start}}$ from the moment when these diminished capacity installations can have effective consequences on production volumes. From $T_{\text{dec,end}}$, suppliers decide to build the delayed new installations to reestablish the total installed capacities of the reference trajectory upon the end of the perturbation. A time interval corresponding to the construction of these installations ($\Delta t_{\text{build},i}$) separates $T_{\text{dec,end}}$ from the moment when the total installed capacities of the reference trajectory can be reestablished.

Increased capacity utilisation to compensate for excessive capacity retirement

If the construction of new installations was delayed or the retirement of capacity was moved ahead to respond to the negative perturbation, the total installed capacities of the consequential trajectory can be inferior to the one of the reference trajectory after the change in demand ends. For simplicity, we can assume that this insufficient installed capacity can be compensated by increased existing capacities utilisation until the installed capacities of the reference trajectory are reached.

Summary and illustration of time intervals that delimit the potential production adjustment types

The delimitation of the time intervals on which each production adjustment type can happen considering the type of demand perturbation (positive or negative) and the moments and timeframes defined in Table 6.1 are summarized in Table 6.2.

Table 6.2 : Start and end of the time interval delimiting the possibility of each production adjustment type for a positive and a negative demand perturbation

Production adjustment types	Positive demand perturbation				Negative demand perturbation			
	Respond to demand perturbation		Compensate for the excess in installed capacities		Respond to demand perturbation		Compensate for the insufficient installed capacities	
	Start of the potential time interval	End of the potential time interval ⁶	Start of the potential time interval	End of the potential time interval ⁶	Start of the potential time interval	End of the potential time interval ⁶	Start of the potential time interval	End of the potential time interval ⁶
Increased capacity utilisation	T_{start}	T_{end}					Accelerated capacity retirement is used to respond to the perturbation: T_{end} Accelerated capacity retirement is not used to respond to the perturbation: $MAX(T_{end}, (T_{dec,start} + \Delta t_{build,i}))$	$MAX((T_{end} + \Delta t_{inferior}), (T_{dec,end} + \Delta t_{build,i}))$
Decreased capacity utilisation ⁷			$MAX(T_{end}, (T_{dec,start} + \Delta t_{plan,i} + \Delta t_{build,i}))$	$T_{dec,end} + \Delta t_{build,i} + \Delta t_{superior}$	T_{start}	T_{end}		
Increased production from delayed capacity retirement	$T_{dec,start}$	$T_{dec,end}$						
Decreased production from accelerated capacity retirement					$T_{dec,start} + \Delta t_{plan\ decommission,i}$	$T_{end} + \Delta t_{inferior}$		
Increased production from increased capacity installation ⁸	$T_{dec,start} + \Delta t_{plan,i} + \Delta t_{build,i}$	$T_{dec,end} + \Delta t_{build,i} + \Delta t_{superior}$						
Decreased production from delayed capacity installation					$T_{dec,start} + \Delta t_{build,i}$	$T_{dec,end} + \Delta t_{build,i}$		

⁶ If the end of the potential time interval happens before the start of the potential time interval, practitioners must consider a null time interval.

⁷ In the case of a positive demand perturbation, it is possible that the excess installed capacity caused by new installations built to respond to the perturbation (which can be compensated by a decreased capacity utilisation) starts after T_{end} , if the new installations start to be operational after T_{end} .

⁸ In the case of a positive demand perturbation, it is possible that the new installations start to be operational after T_{end} .

These potential time intervals are illustrated for different types of foresight (null, limited and perfect) in Figure 6.5. For simplicity, it is assumed in this figure that all technologies have the same planning and building timeframes.

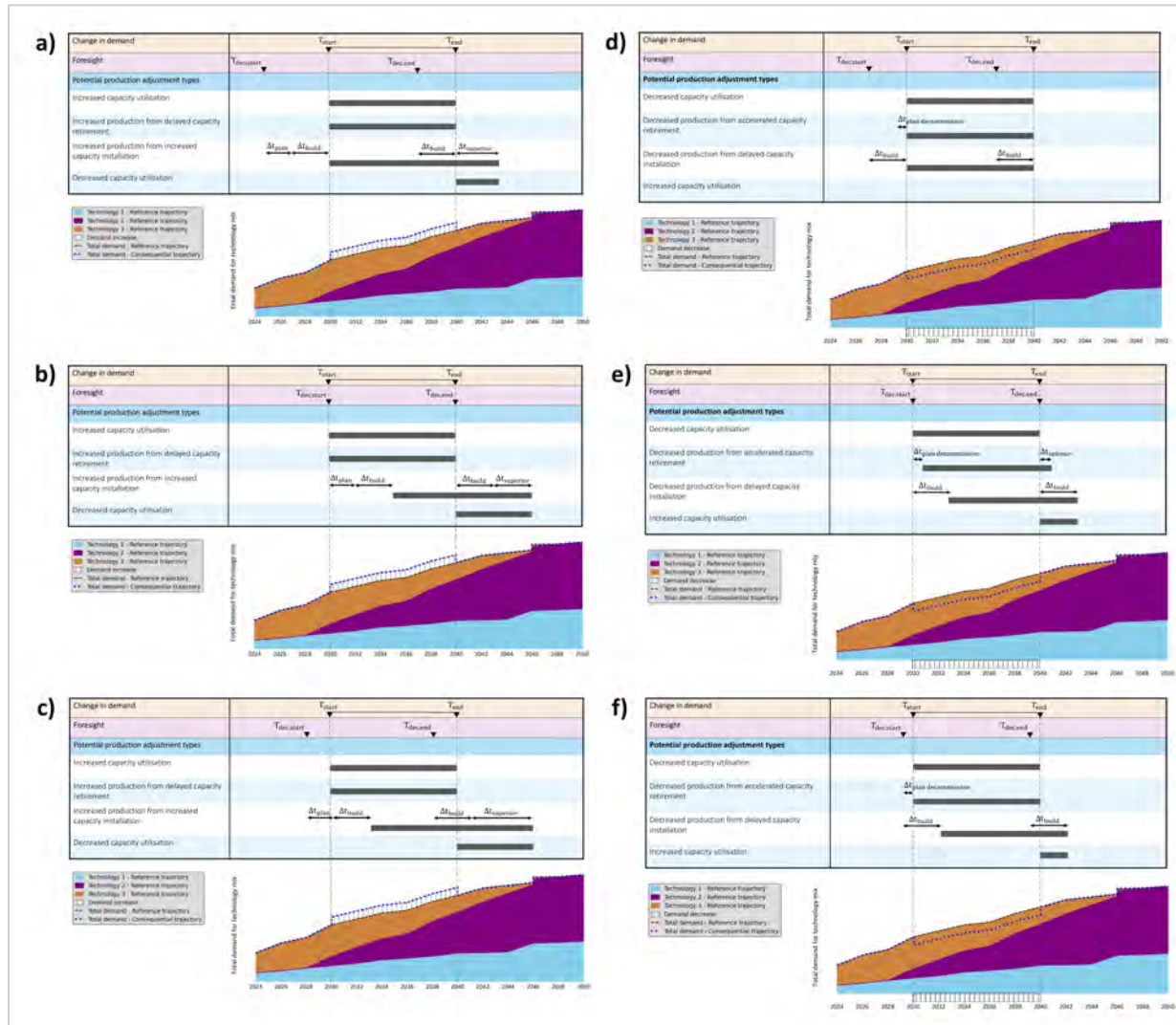


Figure 6.5 : Time intervals for potential production adjustment types. a) Positive perturbation, perfect foresight b) Positive perturbation, no foresight c) Positive perturbation, limited foresight d) Negative perturbation, perfect foresight e) Negative perturbation, no foresight f) Negative perturbation, limited foresight

Hierarchization of production adjustment types

If more than one production adjustment type can be used on the same time interval to respond to the perturbation, a hierarchy must be established to determine which adjustment is prioritized by

suppliers. Practitioners should follow market understanding of how changes in demand differentially affect capacity utilisation, retirements, and investments. Lacking extra information, we would argue that it is rather safe to assume that capacity utilisation only deviates temporarily from expected levels. So whenever possible, installed capacities adjustments are prioritized, as recommended by Weidema et al. (2009).

In a growing market, as argued by Weidema et al. (2009) it can be assumed preferable to adjust capital investment instead of capacity retirement. Because capacity retirement happens despite an increasing market, the decommissioned technologies are deemed not competitive anymore and, for practical obsolescence reasons, their retirement cannot be postponed indefinitely. In the case of a negative perturbation, delaying the installation of new technologies is reversible, as opposed to moving ahead the decommissioning of old technologies, offering more flexibility in a growing market. In a decreasing market, new capacity installation should be rare or inexistent, and suppliers should prioritize adjusting capacity retirements.

The following hierarchy, based on the heuristics provided in Weidema et al. (2009), can be used in absence of information on suppliers' behaviors or preferences for prioritizing particular production adjustment types, with a reversal of hierarchy from the end of the demand perturbation to compensate for the potential excess or shortage in installed capacities. Subject to being simultaneously possible (see Figure 6.5), we prioritize:

- In an increasing market: (1) adjust new capacity installation, (2) adjust capacity retirement, (3) adjust utilisation of existing capacity;
- In a decreasing market: (1) adjust capacity retirement, (2) adjust new capacity installation, (3) adjust utilisation of existing capacity.

6.2.5 Mix of technologies responding to a demand perturbation

The previous section showed that, depending on the timeframe, suppliers can adjust through changes in capacity utilisation, new capacity installation, or retirements. However, within a given market, there remains to identify what mix of technologies will thus respond. In p-CLCA, the identification of the marginal mix involves defining which technologies adjust their production volumes to respond to an altered demand in a specific market, and in what proportion, over the

time interval of the consequences of the demand perturbation. In this section, we translate suppliers' behaviors into a calculation method to refine the marginal mix calculation methods suggested by Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023).

6.2.5.1 Strategy used by suppliers to adjust capacity installation and retirement

The investment and decommissioning strategies can greatly influence the marginal mix calculation method. To align closer to the assumptions of IAMs, we would argue that we should prioritize using capacity data over production data to estimate the installation or deinstallation of which technologies responds to the perturbation. Production data comprise production changes due to new installed or decommissioned capacities and to variations in utilisation of existing capacity, while capacity data isolates the consequences of changes in demand on total installed capacities. If it was determined with the method presented in [section 6.2.4](#) that a demand perturbation affects installed capacities, we can think of this perturbation as altering the schedule of planned capacity installation and retirement, which is more concrete than the calculation of production curves' derivatives or integrals suggested by Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023)⁹.

We can reasonably assume that despite a demand perturbation, suppliers tend to respect the sequences in which capacity is installed and decommissioned in the reference trajectory. To respond to the perturbation, they can be expected to delay or move ahead these sequences. These

⁹The share of each technology in the marginal mix calculated with the method from Vandepaer, L., Treyer, K., Mutel, C., Bauer, C., & Amor, B. (2018). The integration of long-term marginal electricity supply mixes in the ecoinvent consequential database version 3.4 and examination of modeling choices. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(8), 1409-1428. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1571-4> is equal to its production volume growth divided by the market's total production growth between the reference and the horizon years.

Maes, B., Sacchi, R., Steubing, B., Pizzol, M., Audenaert, A., Craeye, B., & Buyle, M. (2023). Prospective consequential life cycle assessment: Identifying the future marginal suppliers using integrated assessment models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 188. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113830> define four different approaches to calculate the marginal mix:

1. the slope technique: the share of each technology in the marginal mix is proportional to the slope of the production volume between the start and the end of the calculation time interval;
2. the regression technique: similar to the slope technique, but using the slope defined by a linear regression on all points within the interval;
3. the area technique: the share of each technology in the marginal mix is proportional to the area of the additional production volume on the entire time interval of the demand perturbation;
4. the weighted technique: using a weighted score for each technology to determine its proportion in the marginal mix.

sequences were identified in the chosen prospective model as the most likely to happen with regard to its inherent assumptions. This strategy preserves the planned capacity installation and decommissioning pathways of the reference trajectory, allowing to respect the market signals and capacity constraints.

To illustrate this strategy, consider a scenario where the installation of new solar power capacity is planned in the reference trajectory at the beginning of a negative demand perturbation. In response to this perturbation, suppliers postpone the construction of the solar power installation. Then, if five years later the installation of natural gas capacity is planned in the reference trajectory, suppliers will build the delayed solar power capacity and delay the installation of natural gas power to respect the capacity installation pathway planned in the reference trajectory.

This strategy leads to non-linear marginal mixes, unlike the approaches of Vandepaer et al. (2018) and Maes et al. (2023). Depending on the magnitude of the perturbation, suppliers will have to move ahead or delay more or less capacity installation or retirement planned in the reference trajectory. The marginal mix might therefore vary with the scale of the perturbation as would be expected in a real-world situation.

6.2.5.2 Marginal mix calculation frequency

Vandepaer et al. (2018) do not specify a frequency for the calculation of the marginal mix. Maes et al. (2023) suggest two marginal mix calculation frequencies: (1) once, and (2) multiple times at a constant rate (each year in the case study) over the time interval of the change in demand. Calculating the marginal mix once over the entire time interval of the consequences of a demand perturbation is a simplification that might lead to erroneous results.

First, adjustments to the utilisation of existing capacity can be assumed to be very reactive to market conditions. The marginal mix of technologies that will adapt their utilisation of existing capacity to respond to a perturbation can vary frequently due to fluctuations in technologies' operation costs. The marginal mix also varies each time there is a shift between an adjustment to the utilisation of existing capacity and an adjustment of capacity installation. Moreover, if following the capacity installation and decommissioning pathways planned in the reference

trajectory, suppliers frequently adjust installed capacities, as illustrated in the example provided in [section 6.2.5.1](#).

We therefore recommend to calculate the marginal mix, as far as available datapoints allow, at a frequency that is sufficient to capture its variations attributable to operation costs, shifts in production adjustment types, and how suppliers make installed capacity adjustment decisions.

6.2.5.3 Selecting the affected technologies and quantifying their share in the marginal mix

The marginal mix calculation method, assuming that suppliers follow the capacity installation and retirement sequences of the reference trajectory, is described for each installed capacities adjustment type in [Annex C.1](#). For a more comprehensive description of the variables and equations used, the calculation functions are available for each adjustment type in the Gitlab repository cited in the Reference list (Provost-Savard, 2024). When following the chosen production adjustment types' hierarchy (as discussed in [section 6.2.4.2](#)), it might not be possible to respond entirely to the perturbation at one calculation point with the first production adjustment type in the hierarchy. The second one can then respond to the remaining perturbation, and so forth.

6.2.5.4 Data approximation levels

Maes et al. (2023) and Vandepaer et al. (2018) use total production curves for marginal mix calculations. However, the calculation method outlined in preceding sections requires input data on production variations resulting from new capacity installations or capacity retirements planned in the reference trajectory. Production curves do not make the best use of the reference macro model's available data, as mentioned in [section 6.2.5.1](#).

In situations where the prospective model's available data do not align with the input data requirements of the calculation model, it becomes imperative to rely on approximations. The suggested data approximation levels hierarchy presented in this section is illustrated in Figure 6.6. Practitioners may encounter limitations in accessing new capacity installation or capacity retirement curves, being restricted to information on the evolution of total installed capacities per technology. To determine if new capacity installation or retirement was planned at a particular moment in the reference trajectory, practitioners can apply dynamic stock modeling to total

installed capacities curves (path 1-3-5-8-13-16 in Figure 6.6), or more simply, make conservative assumptions on differential total installed capacities (path 1-3-5-8-13-15 in Figure 6.6); a positive differential installed capacity necessarily indicates the construction of new installations, while a negative differential installed capacity necessarily indicates decommissioned installations. If

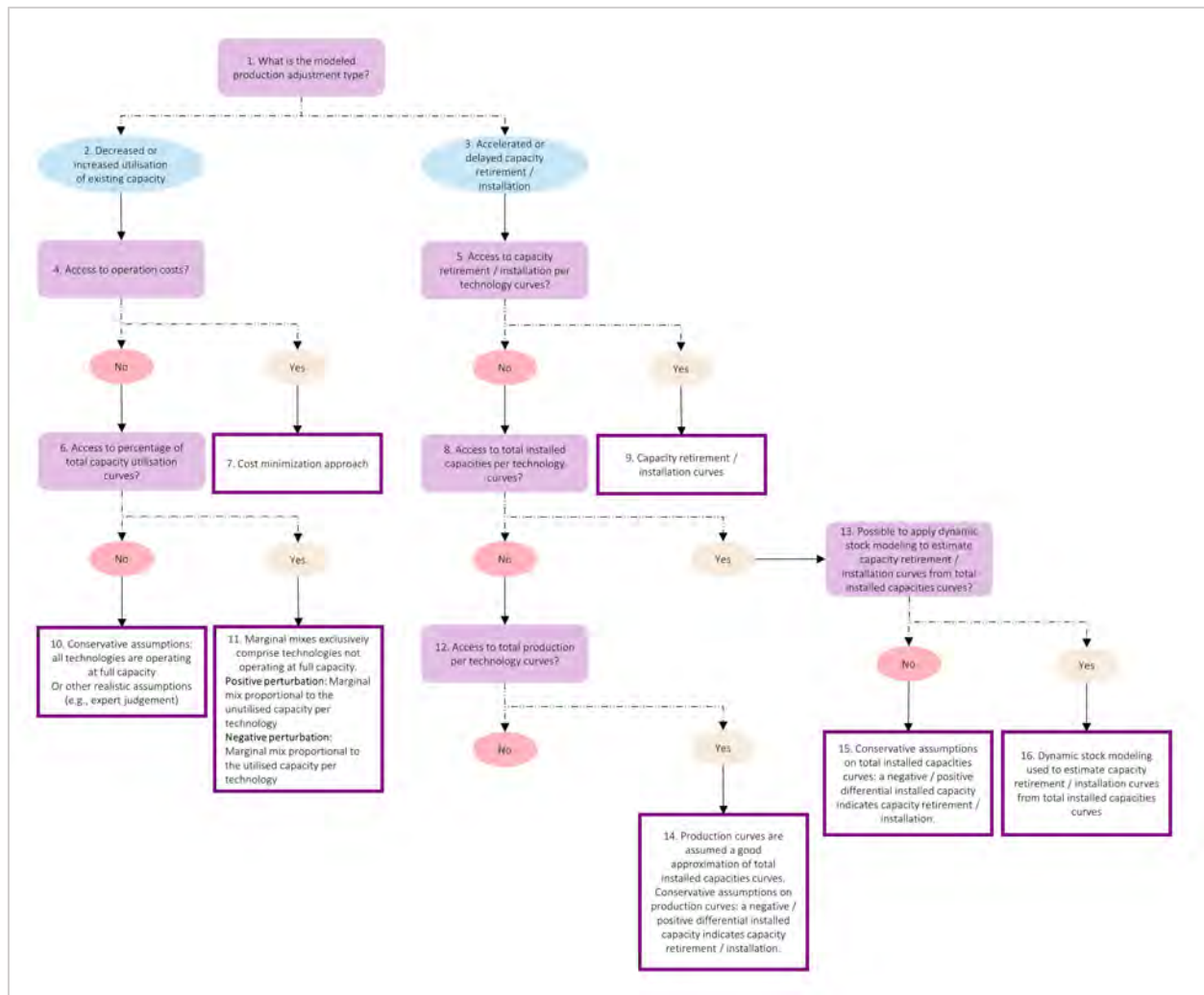


Figure 6.6 : Data approximation levels for the identification of the technologies composing the marginal mix

practitioners only have access to production curves, they can consider these as a reasonable approximation of total installed capacities (path 1-3-5-8-12-14 in Figure 6.6).

To evaluate which technologies constitute the marginal mix for an increased or decreased utilisation of existing capacity, the operation costs of the technologies can be used to select the

marginal mix that minimizes these costs (path 1-2-4-7 in Figure 6.6). However, if operation cost data are unavailable, practitioners can assume that the marginal technologies are those not operating at full capacity, considering a maximum capacity factor for each technology (assuming these technologies have the highest operation costs, otherwise we would use them at full capacity). For a positive perturbation, the fraction of each technology in the marginal mix can be assumed proportional to its unutilized capacity, while for a negative perturbation, it can be assumed proportional to its utilised capacity (path 1-2-4-6-11 in Figure 6.6). If practitioners do not have access to the percentage of maximum capacity used for the different technologies, the most conservative assumption is that all technologies are operating at full capacity. Other realistic assumptions can also be made, based for example on expert judgment (path 1-2-4-6-10 in Figure 6.6).

We can see that the “slope” approach suggested by Maes et al. (2023) represents a special case of the many simplifying assumptions explored in this paper. More specifically, their approach is equivalent to our guidelines in situations where a perfect foresight is assumed, in a growing market where all the growing technologies are increasing linearly, with a positive perturbation being absorbed in the macro model trajectory (as illustrated in Figure 6.3b), assuming the prioritized production adjustment type is an accelerated capacity installation, and in a situation where practitioners can only have access to production curves.

6.2.6 Example of updated guidelines application

6.2.6.1 Description of the example and assumptions

In this section, we give an example of the application of the updated guidelines discussed in the previous sections. We compare the results using three Shared Socioeconomic Pathways (SSPs) representing increasing challenges for adaptation and mitigation, i.e., SSP1 (low challenges) using the IMAGE IAM, SSP2 (intermediate challenges) using the MESSAGE-GLOBIOM IAM, and SSP3 (high challenges) using the AIM IAM, each with an intermediate forcing target of 3.4 W/m^2 (International Institute for Applied System Analysis, 2018). We also compare the results for a perfect and a myopic foresight. The studied fictive perturbation takes place in the OECD region, is a 100 GW-yr increase in electricity consumption from 2030 to 2060 (approximately 10% increase

in total demand for the OECD region), and is considered not to be already accounted for in the SSPs.

The maximum capacity installation advancement period and the maximum capacity retirement delay are assumed to be 5 years for all technologies. For the maximum capacity installation advancement period, we chose a 5-year period to reasonably assume that despite the acceleration of installation of new capacity, the moment when these installations are decommissioned remains unchanged. Otherwise, the perturbation would have infinite consequences on installed capacities, due to the alteration of the moment when they are decommissioned. The hierarchy suggested in [section 6.2.4.2](#) is assumed for production adjustment types in a growing market, as the electricity market is growing during the perturbation for all reference trajectories. For the consequences on installed capacities, we use the total installed capacities curves per technology as input data, assuming a positive slope indicates new capital installation and a negative slope indicates decommissioned installations. Standard capacity factors for each technology (Office of Nuclear Energy, 2022) are used to approximate the changes in production caused by changes in installed capacities. For the consequences on the utilisation of existing capacity, we assume the perturbation is filled with the technologies not operating at full capacity, proportionally to their unutilised capacities for an increased demand and to their utilised capacities for a decreased demand. To evaluate the percentage of capacity utilisation per technology, we calculate the ratio of the technology's production on the technology's installed capacity. We assume the maximum percentage of capacity utilisation corresponds to the maximum value between the technologies' capacity factors found in the literature (Office of Nuclear Energy, 2022) and the maximum observable production:capacity ratio of the SSP chosen as the reference trajectory. Since the SSPs only provide datapoints each 10 years, we linearized the productions and capacities curves of the reference socioeconomic trajectories, assuming installations are built and decommissioned each year. The building and planning time intervals used are available in the Excel template in the Gitlab repository cited in the Reference list (Provost-Savard, 2024). The Jupyter Notebook used for the calculation of this example is also provided in (Provost-Savard, 2024).

6.2.6.2 Results

The resulting marginal production adjustments are illustrated for a perfect foresight in Figure 6.7, and for a myopic foresight in [Annex C.2](#). Between the myopic and perfect foresights, the results primarily differ as to the moments when the accelerated capacity installation start to be effective, and when this production adjustment type is resorbed upon the end of the perturbation. With a perfect foresight assumption, the new installations are built to be operational when the demand perturbation starts. A short period where the installed capacities of the consequential trajectory are superior to the installed capacities of the reference trajectory is observable for SSP1 (4 years), SSP2 (2 years) and SSP3 (3 years). With a myopic foresight, the delay before new installations built to respond to the perturbation become operational is longer, because suppliers are only informed that the perturbation occurs when it starts. Similarly, they can only stop to accelerate new capacity installation when the demand perturbation ends, extending the overcapacity period before installed capacities levels reach the ones of the reference trajectory (6 years for SSP1, 14 years for SSP2, and 7 years for SSP3).

When analyzing the differences in marginal mixes between SSP1, SSP2, and SSP3, the solar and wind electricity generation are dominant in SSP1, the gas and nuclear power plants dominate the marginal mix for SSP2, and the marginal mix for SSP3 is primarily constituted of biomass electricity generation, which is in agreement with the assumptions from which the socioeconomic trajectories described by these three SSPs are generated. In SSP1, the prioritized production adjustment type (accelerated capacity installation) cannot respond to the entire perturbation from 2056, because not enough capacity installation planned in the reference trajectory between 2056 and 2061 can be moved ahead to respond to the perturbation. Hence, delayed capacity retirement fills the remaining perturbation until the end of the demand perturbation in 2060.

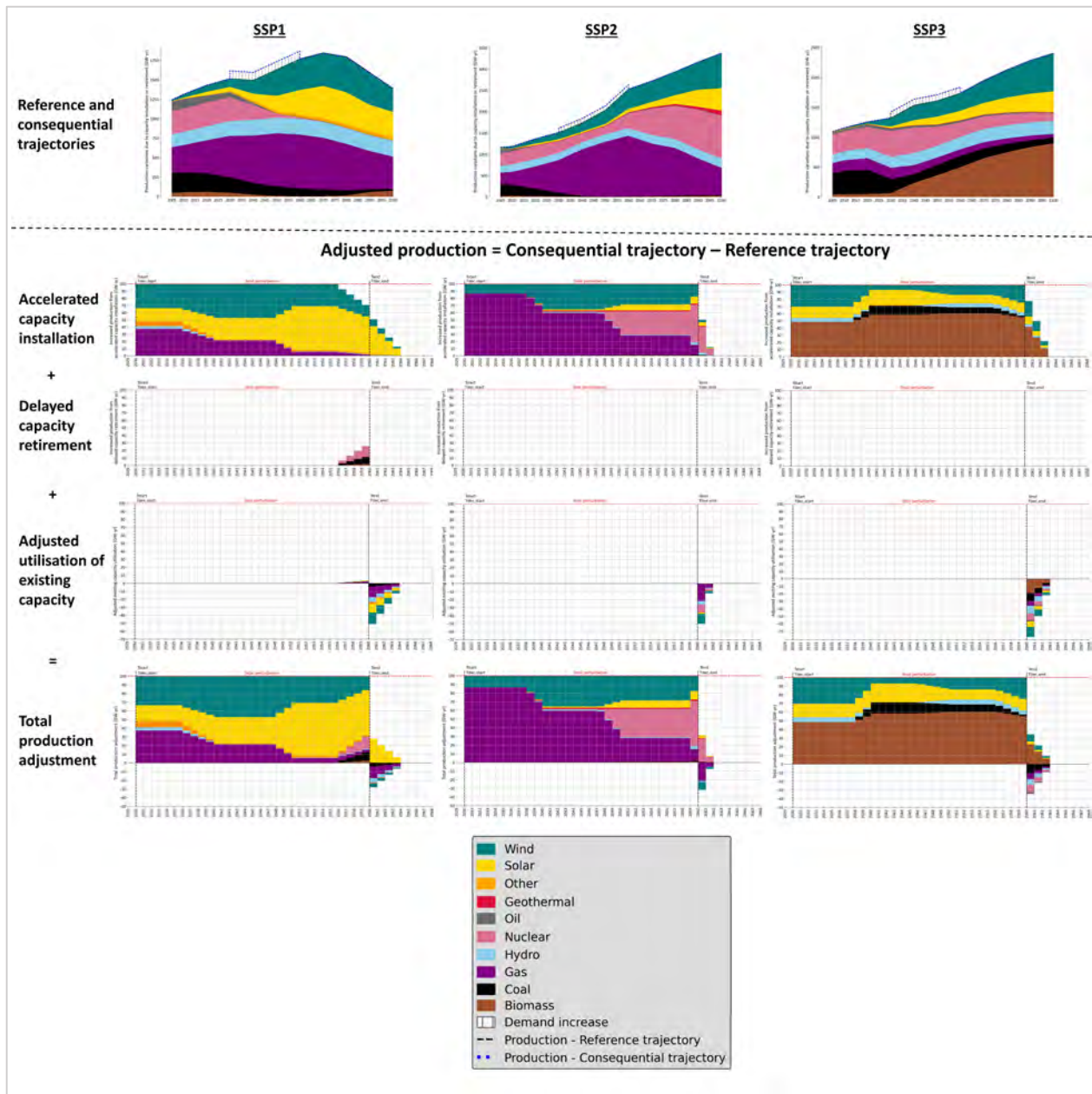


Figure 6.7 : Illustration of the application of p-CLCA algorithm for marginal mixes calculation, for a positive 100 GW-yr demand perturbation between 2030 and 2060 in the OECD electricity market, assuming suppliers have a perfect foresight

6.2.7 Discussion, limitations of the study, and future work

The main contributions of this study in generating p-CLCAs based on macro model outputs are: (1) the clarification of the decisions that can be studied using a consequential perspective and macro model trajectories as a reference, (2) the inclusion of the consequences of decisions on the utilisation of existing capacity, (3) the clarification of the time intervals over which various types of production adjustments are possible, and (4) the development of a method for calculating marginal mixes based on suppliers' behaviors, proposing different approximation levels to optimize the utilisation of available data. In this section, we however examine the limitations regarding the applicability of the guidelines presented in this work.

As the consequential approach presented in this study is strongly dependant on macro models' output data, its limitations are closely linked to the development level of these models. Among these limitations, the lack of data availability stands out as a significant factor contributing to increasing the uncertainties of the approach, and to reducing the contexts in which the results obtained with this method are reliable. The coarse technological, geographical, and temporal resolutions of macro models often fail to align with the context in which the decision studied in the p-CLCA is made. The general assumptions made to generate these models may also not indicate precisely if the studied decision is already included or not in the reference trajectory, which has been defined in [section 6.2.3](#) as a first crucial step in conducting a p-CLCA based on reference macro models. To enhance the applicability of this approach, there is a need to use a systematic procedure for disaggregating macro models' data across sectors, regions, and timeframes.

With this approach, we also maintain the assumption that even small changes in demand will eventually be met by a proportionate change in production capacity. As mentioned by Weidema (2003), "each individual short-term purchase decision will contribute to the accumulated trend in the market volume, which is the basis for decisions on capital investment". In practice, investments in capacity are not so discretized of course, but it is necessary to bring the consequences of investment in connection with individual decisions. We also assume that upon the end of the demand perturbation, suppliers make decisions to restore the installed capacities and production levels planned in the reference trajectory as soon as possible. In reality, the consequences of a perturbation could last longer, and even permanently modify the prospective reference trajectory.

It may take some time before it becomes accessible for a large public to directly simulate the decisions studied in p-CLCA in macro models, i.e., before these models can be easily manipulated, and achieve a resolution precise enough to capture the consequences of small decisions on socioeconomic trajectories. Until then, there is a continued necessity to improve the heuristic, simpler approaches like the one presented in this study, to efficiently estimate the consequences of decisions on global environmental burdens.

6.2.8 Conclusion

This work focuses on refining the guidelines for conducting p-CLCAs based on the outputs of macro models. It was first concluded that p-CLCAs must be applied to decisions altering the trajectory of the reference macro model. Existing methods were improved by suggesting a novel approach to identify the time intervals for potential production adjustment types, including adjusting the utilisation of existing capacity, new capacity installation, and capacity retirement. Additionally, we introduced a new marginal mix calculation method, which assumes suppliers accelerate or delay the capacity installation and retirement sequences planned in the reference trajectory. The guidelines developed in this work increase the transparency of p-CLCAs based on macro models' outputs. They help to clarify the assumptions that should be made and hierarchize the modeling choices and the numerical approximations to minimize the uncertainties. Globally, these guidelines constitute a step forward in carrying p-CLCAs in a more coherent, efficient, and transparent manner.

6.2.9 Acknowledgements

We thank our colleagues at the CIRAIG for their useful insights on the manuscript.

Funding: This work was supported by the Fonds de recherche du Québec—Nature et technologie [grant number 301815]; and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada [grant number RGPIN-2019-04729].

6.2.10 Data availability

The code for marginal mixes calculation is available at <https://gitlab.com/arproa/PCLT> (Provost-Savard, 2024)

CHAPITRE 7 ÉTUDE DE CAS INTÉGRATIVE : ANALYSE DU CYCLE DE VIE CONSÉQUENTIELLE DU RECYCLAGE DES PAPIERS JOURNAUX RÉSIDUELS PRODUITS AU QUÉBEC

Ce chapitre présente une étude de cas illustrative combinant le cadre de régionalisation des ICV de recyclage développé lors de la réalisation de l’Objectif spécifique 1, ainsi que la méthode pour identifier les mixes technologiques marginaux affectés par une décision développée lors de la réalisation de l’Objectif spécifique 3. Cette étude de cas est réalisée avec la perspective conséquentielle d’ACV, afin de comparer les conséquences environnementales de différents scénarios de réforme du système de recyclage des papiers journaux résiduels produits dans la province de Québec. Étant donné les ressources et le temps limités accordés à sa réalisation, cette application des méthodologies développées est davantage une démonstration de faisabilité qu’une étude visant à guider les preneurs de décision en quantifiant avec exactitude les conséquences environnementales des décisions étudiées. Les résultats de cette étude doivent être considérés avec modestie, étant donné les nombreuses hypothèses et limites inhérentes à sa réalisation. Ces limites et ce qui aurait pu être fait pour les réduire sont présentés à la [section 7.4](#).

7.1 Mise en contexte et objectifs

Le Québec exporte d’importantes quantités de papier résiduel vers l’Inde. En 2023, c’était plus de 220 000 tonnes de papiers et cartons de tous grades qui étaient expédiés en Inde pour être recyclés (Statistique Canada, 2024). Cela représente plus que la masse totale de plastique, de verre et de métal résiduels, et plus du tiers des papiers et cartons résiduels générés annuellement par les centres de tri québécois (RECYC-QUÉBEC, 2023). Parmi les types de papier exportés par le Québec vers l’Inde, le papier journal est le seul dont les exportations sont en forte décroissance depuis 2018 : elles sont passées d’un peu plus de 35 000 tonnes en 2018 à moins de 15 000 tonnes en 2023. Cette décroissance suit une trajectoire presque linéaire. Tel que mentionné à la [section 2.1.2.2](#) de la revue de littérature, l’utilisation de papiers journaux décroît actuellement de manière significative dans les pays développés. La Figure 7.1 illustre les trajectoires réelle et anticipée (diminution linéaire) des exportations annuelles de papier journal résiduel du Québec vers l’Inde. Si la tendance se

poursuit, il est attendu que les quantités de journaux résiduels exportés par le Québec pour un recyclage en Inde deviennent nulles d'ici 2028.

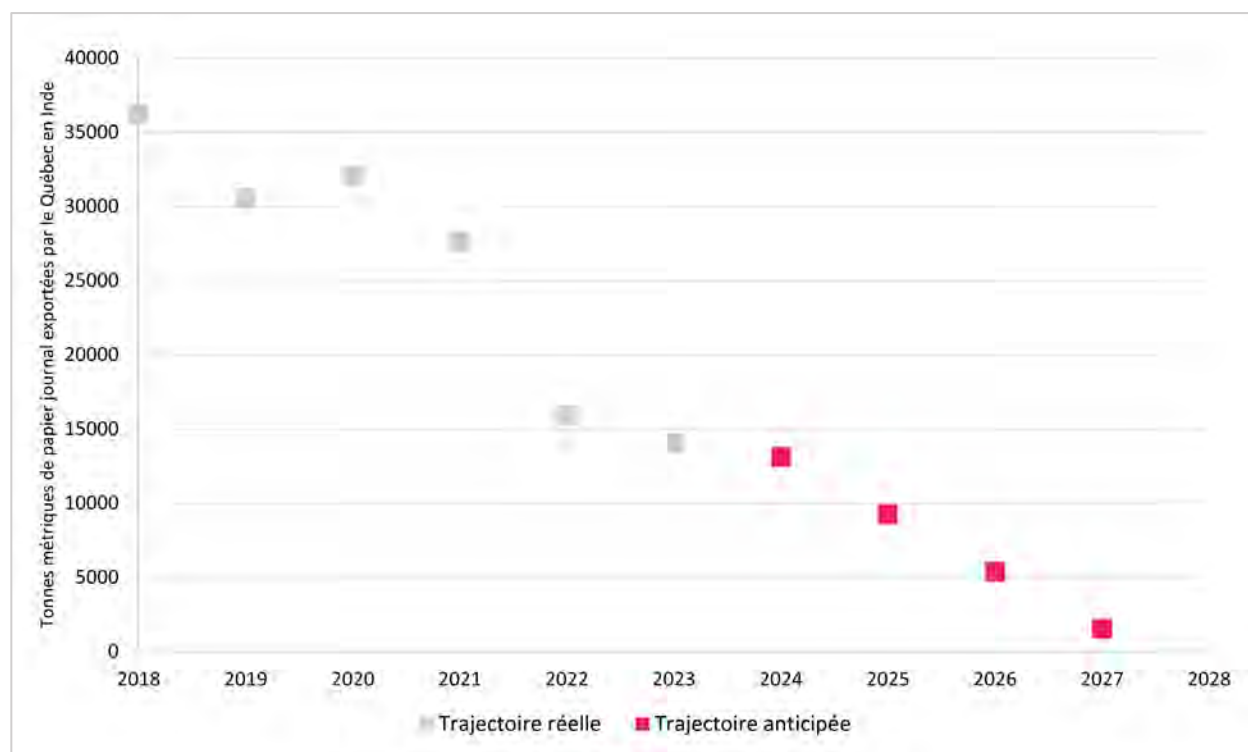


Figure 7.1 : Trajectoires réelle (2018-2023) et anticipée (2024-2028) des exportations annuelles de papier journal résiduel du Québec vers l'Inde

L'étude des conséquences environnementales de cesser d'exporter du papier journal résiduel du Québec vers l'Inde constitue un cas illustratif intéressant permettant d'appliquer le cadre méthodologique présenté au [Chapitre 4](#) et les lignes directrices et la méthodologie présentées au [Chapitre 6](#). Deux alternatives à l'exportation de ces matières vers l'Inde entre 2024 et 2028 sont explorées dans cette étude de cas. D'abord, un recyclage local (au Québec, considéré comme faisant partie de l'Organisation de coopération et de développement économique (OCDE)) du papier journal, qui éviterait le transport et le recyclage du papier en Inde (Asie), est étudié afin de mesurer ses impacts différentiels avec la trajectoire d'exportation anticipée présentée à la Figure 7.1. Dans un deuxième cas, l'enfouissement local (au Québec (OCDE)) des papiers journaux résiduels qu'on prévoit exporter vers l'Inde (Asie) entre 2024 et 2028 est également étudié comme un scénario alternatif à la trajectoire d'exportation prévue. L'objectif de ce cas d'étude est de déterminer quelle option (exportation vers l'Inde (Asie), recyclage au Québec (OCDE) ou

enfouissement au Québec (OCDE)) est préférable d'un point de vue environnemental, en fonction de diverses hypothèses de modélisation, comme le macro-modèle choisi et la vision future des fournisseurs de technologie.

7.2 Méthodologie et hypothèses

Les deux scénarios (recyclage au Québec (OCDE) et enfouissement au Québec (OCDE)) ont été modélisés en utilisant trois trajectoires de développement socioéconomique de référence différentes basées sur des hypothèses distinctes quant aux défis sociétaux futurs d'adaptation et de mitigation, soit les SSP1, 2 et 3 (voir la [section 2.2.6](#)). Un niveau de forçage radiatif intermédiaire de $3,4 \text{ W/m}^2$, traduisant la mise en place de politiques climatiques modérément ambitieuses, est choisi pour chaque SSP. Puisque les granularités géographique et technologique des SSP ne permettent pas de distinguer quels échanges de papier journal résiduel sont réalisés entre le Québec et l'Inde, il est présumé que le scénario inclus dans ces trois SSP de 2024 à 2028 est celui présenté à la Figure 7.1. Ainsi, une perturbation correspondant au recyclage de 13 112 tonnes de papier journal en 2024, 9 245 tonnes de papier journal en 2025, 5 379 tonnes de papier journal en 2026 et 1 512 tonnes de papier journal en 2027, évité en Inde (Asie) et ajouté au Québec (OCDE), est considérée dans le scénario de recyclage local. Le recyclage de ces mêmes quantités de papier journal est évité en Inde (Asie) dans le scénario d'enfouissement local, mais en ajoutant leur enfouissement plutôt que leur recyclage au Québec (OCDE). Ces perturbations sont considérées absorbées dans les trajectoires de référence des SSP à partir de 2028, c'est-à-dire que les exportations de papier journal du Québec vers l'Inde sont supposées nulles à partir de 2028, dans les trajectoires de référence des SSP et dans les scénarios consécutifs étudiés. Ces perturbations sont donc jugées n'avoir plus de conséquences environnementales globales sur les trajectoires décrites par les SSP à partir de 2028. Il a été supposé que le recyclage du papier journal en Inde est remplacé par son recyclage ou son enfouissement au Québec, et qu'aucun effet indirect outre la substitution de matières vierges n'a lieu. La composition des ballots de papier journal sortant des centres de tri québécois est supposée identique à celle fournie dans la *Caractérisation des matières sortantes des centres de tri 2018-2020* de RECYC-QUÉBEC (2020). Il est donc considéré que ces ballots contiennent un peu moins de 10% d'impuretés.

La version 3.10 de la base de données conséquentielle d'Ecoinvent a été utilisée pour la modélisation. Dans cette base de données, mis à part les mixes marginaux électriques, qui sont déterminés grâce à la méthode développée par Vandepaer et al. (2018), les mixes marginaux sont considérés composés de toutes les technologies non-contraintes et de niveau technologique relativement moderne, selon leur proportion dans le mix moyen de la base de données attributionnelle. La méthode de substitution est utilisée comme approche de modélisation de la multifonctionnalité dans cette base de données (Ecoinvent, 2024). Les procédés de base utilisés et modifiés dans l'étude de cas pour représenter (1) le recyclage du papier journal; (2) l'enfouissement de papier journal au Québec; (3) la production de papier journal vierge substituée sont respectivement : (1) *paper production, newsprint, recycled, Rest-of-World*; (2) *treatment of waste graphical paper, sanitary landfill, Rest-of-World*; (3) *paper production, newsprint, virgin, Canada, Québec*. Il a été supposé que la production substituée est une production de papier journal vierge réalisée au Québec (OCDE). Ces procédés ont été modifiés pour appliquer les cadres de régionalisation et d'identification des mixes marginaux développés dans cette thèse.

Les données ayant été modifiées avec la méthodologie présentée au [Chapitre 6](#) sont les mixes électriques marginaux utilisés pour le recyclage du papier journal, dans le procédé de production de papier journal vierge substitué et dans le procédé d'enfouissement. Les données de sortie des SSP sont limitées aux courbes d'évolution temporelle des capacités totales installées par technologie et des productions électrique et énergétique par technologie, et ne permettent pas de déterminer les mixes marginaux pour d'autres secteurs avec la méthode développée. Les SSP fournissent des données de sortie sur l'évolution des mixes énergétiques prospectifs dans cinq grandes régions, donc la méthodologie présentée au [Chapitre 6](#) aurait également pu être appliquée aux mixes énergétiques utilisés dans les procédés représentés. Il a néanmoins été jugé préférable d'utiliser les mixes énergétiques régionalisés à l'aide de la méthode présentée au [Chapitre 4](#) pour estimer les mixes énergétiques marginaux dans le secteur du recyclage du papier journal; il est supposé que les mixes énergétiques globaux fournis par les SSP, et représentant l'agrégation de l'énergie utilisée par de nombreux marchés et de nombreux pays, constituent une moins bonne approximation des mixes énergétiques marginaux réels que les mixes moyens régionalisés par pays et adaptés au secteur du recyclage du papier déterminés avec le cadre de régionalisation développé. Pour le reste des paramètres dont les variabilités géographique et technologique influencent

substantiellement les résultats de l'ACV de recyclage identifiés à la [section 4.2.3.2](#) (efficacité et production de déchets solides, quantité d'électricité utilisée, quantité d'énergie utilisée, quantité de produits chimiques utilisée, utilisation d'eau et génération d'eau usée, technologies de traitement des boues résiduelles et autres déchets solides), ils ont été régionalisés pour l'Inde et le Québec en suivant l'approche présentée au [Chapitre 4](#). Un ratio de substitution de 1:1 a été considéré, mais l'efficacité du procédé de recyclage et le degré de contamination des ballots ont été pris en compte dans la quantité de matières recyclées pouvant être produites à partir de la quantité de matières résiduelles à recycler. Le tableau 7.1 résume la valeur des paramètres régionalisés avec la méthode présentée au [Chapitre 4](#) pour le recyclage au Québec et en Inde.

Tableau 7.1 : Valeur des paramètres régionalisés des procédés de recyclage québécois et indien

Paramètre	Valeur régionalisée pour le Québec	Valeur régionalisée pour l'Inde
Efficacité du recyclage (kg de matière recyclée sortante/kg de ballot entrant)	0,84	0,60
Quantité d'électricité utilisée (kWh/kg de ballot entrant)	0,93	0,66
Quantité d'énergie utilisée (MJ/kg de ballot entrant)	0,87	1,18
Technologies de production d'énergie (% dans le mix marginal)	Pétrole : 21,7 % Gaz naturel : 3,1 % Charbon : 3,4 % Biogaz : 1,1 % Biomasse : 70,8 %	Pétrole : 8,8 % Gaz naturel : 14,2 % Charbon : 17,6 % Biogaz : 0,0 % Biomasse : 59,4 %
Quantité de produits chimiques utilisés (kg/kg de ballot entrant)	0,07	0,04
Quantité d'eau utilisée (m ³ /kg de ballot entrant)	0,02	0,01
Quantité de boues résiduelles produite (kg/kg de ballot entrant)	0,23	0,74
Quantité d'autres déchets solides produite (kg/kg de ballot entrant)	0,09	0,09
Technologies de traitement des boues résiduelles (% dans le mix)	Incinération : 40,3 % Enfouissement : 0 % Épandage agricole : 34,6 % Agent de remplissage / Autre : 25,1 %	Incinération : 0 % Enfouissement : 0 % Épandage agricole : 0 % Agent de remplissage / Autre : 100 %
Technologies de traitement des autres déchets solides (% dans le mix)	Dépotoir à ciel ouvert : 0,0 % Enfouissement : 96 % Incinération : 4 %	Dépotoir à ciel ouvert : 100,0 % Enfouissement : 0,0 % Incinération : 0,0 %

Les mixes électriques marginaux ont été déterminés pour les trois SSP étudiés, et selon une vision future parfaite (*perfect foresight*) et une vision future nulle (*myopic foresight*) des fournisseurs de technologies. La comparaison de ces deux types de vision permet d'identifier les conséquences environnementales de prévoir d'avance ou non la décision de cesser d'exporter des papiers journaux vers l'Inde. Puisque les SSP ne fournissent des données que pour cinq régions globales, les données de l'OCDE ont été utilisées pour déterminer les mixes électriques marginaux québécois, et celles de l'Asie pour déterminer les mixes électriques marginaux indiens, ce qui ajoute une incertitude substantielle à l'étude. Dans les trois SSP étudiés, le marché de l'électricité est en croissance dans ces deux régions pour la période analysée. Ainsi, la hiérarchie des types d'ajustement de production supposée est celle suggérée à la [section 6.2.4.2](#): pour une perturbation positive, le devancement de l'installation de nouvelles capacités est priorisé, suivi du retard des mises à la retraite d'installations, puis des augmentations d'utilisation des capacités existantes; pour une perturbation négative, le retard de l'installation de nouvelles capacités est priorisé, suivi du devancement des mises à la retraite d'installations, puis des diminutions d'utilisation de capacités existantes¹⁰. Les autres hypothèses posées pour évaluer les mixes électriques marginaux à l'aide de la méthode présentée au [Chapitre 6](#) sont une période maximale de cinq ans pour le délai ou l'accélération de l'installation ou de la mise à la retraite de capacités, ainsi que les mêmes facteurs de charge et délais de planification et de construction que ceux posés dans l'exemple de la [section 6.2.6](#). Les courbes de capacités totales installées par technologie sont les données les plus précises fournies par les SSP et pouvant être utilisées pour déterminer les mixes marginaux. Ainsi, les capacités installées différentielles par technologie sont utilisées comme approximation des nouvelles capacités installées (courbe de capacités installées croissante) ou des mises à la retraite (courbe de capacités installées décroissante).

Pour ce qui est des ajustements d'utilisation des capacités existantes, le rapport des productions totales sur les capacités installées totales par technologie a été utilisé pour poser une estimation

¹⁰ Dans le scénario de recyclage local, le retrait du recyclage en Inde (Asie) constitue une perturbation négative, et le retrait de la substitution une perturbation positive, et inversement pour l'ajout du recyclage au Québec (OCDE). Dans le scénario d'enfouissement local, le retrait du recyclage en Inde (Asie) constitue aussi une perturbation négative, et le retrait de la substitution une perturbation positive, alors que l'ajout de l'enfouissement au Québec (OCDE) est une perturbation positive. Les mixes marginaux peuvent changer en fonction de la direction de la perturbation, il importe de porter une attention particulière à quel mix marginal doit être associé à quelle type de perturbation.

quant à l'atteinte du facteur de charge maximal. Il est supposé que les technologies marginales, dans le cas d'un ajustement d'utilisation des capacités existantes, sont les technologies qui n'opèrent pas à pleine capacité, proportionnellement aux capacités utilisées pour une perturbation négative, et aux capacités inutilisées pour une perturbation positive, tel que suggéré dans la [section 6.2.5.4](#). Bien que des points de données ne soient fournis qu'aux 10 ans pour les courbes de capacités installées et de production par technologie des SSP, ces courbes ont été linéarisées pour supposer que des capacités sont installées ou mises à la retraite à chaque année. Une fois les mixes marginaux déterminés, les technologies de production d'électricité sont modifiées dans les procédés de base de recyclage, d'enfouissement et substitués d'ecoinvent utilisés dans le cas d'étude. Le tableau D.1 à l'[Annexe D](#) décrit les procédés sélectionnés dans la base de données ecoinvent pour représenter chaque technologie pouvant composer les mixes électriques marginaux.

7.3 Résultats et analyse

7.3.1 Mixes marginaux

Les courbes de variations de production liées aux ajustements de capacités installées (construction de nouvelles installations ou mises à la retraite d'installations) entre 2005 et 2100 sont présentées pour chaque SSP et pour les deux régions étudiées à la Figure 7.2. Les lignes verticales rouges sur les graphiques délimitent l'intervalle 2020 à 2030, pour mieux distinguer les tendances lors de la période durant laquelle les mixes marginaux sont calculés. C'est à partir de l'application de la méthode développée au [Chapitre 6](#) sur ces courbes que les mixes électriques marginaux ont été obtenus pour les différents SSP, types de vision, types de perturbation, et régions. Les mixes marginaux ont été calculés à chaque année de la perturbation de demande, soit aux années 2024, 2025, 2026 et 2027. La Figure 7.3 montre les mixes marginaux obtenus, agrégés sur toutes les années que dure la perturbation. En Asie, seul le mix marginal pour une perturbation négative a été déterminé, car aucun scénario étudié n'affecte de façon positive la demande en électricité en Inde.

Pour le cas d'une vision future parfaite des fournisseurs de technologies, il est toujours possible de répondre entièrement aux perturbations étudiées avec un devancement (perturbation positive) ou un retard (perturbation négative) dans l'installation de nouvelles capacités, type d'ajustement priorisé dans la hiérarchie choisie. Ainsi, les mixes marginaux sont constitués des technologies

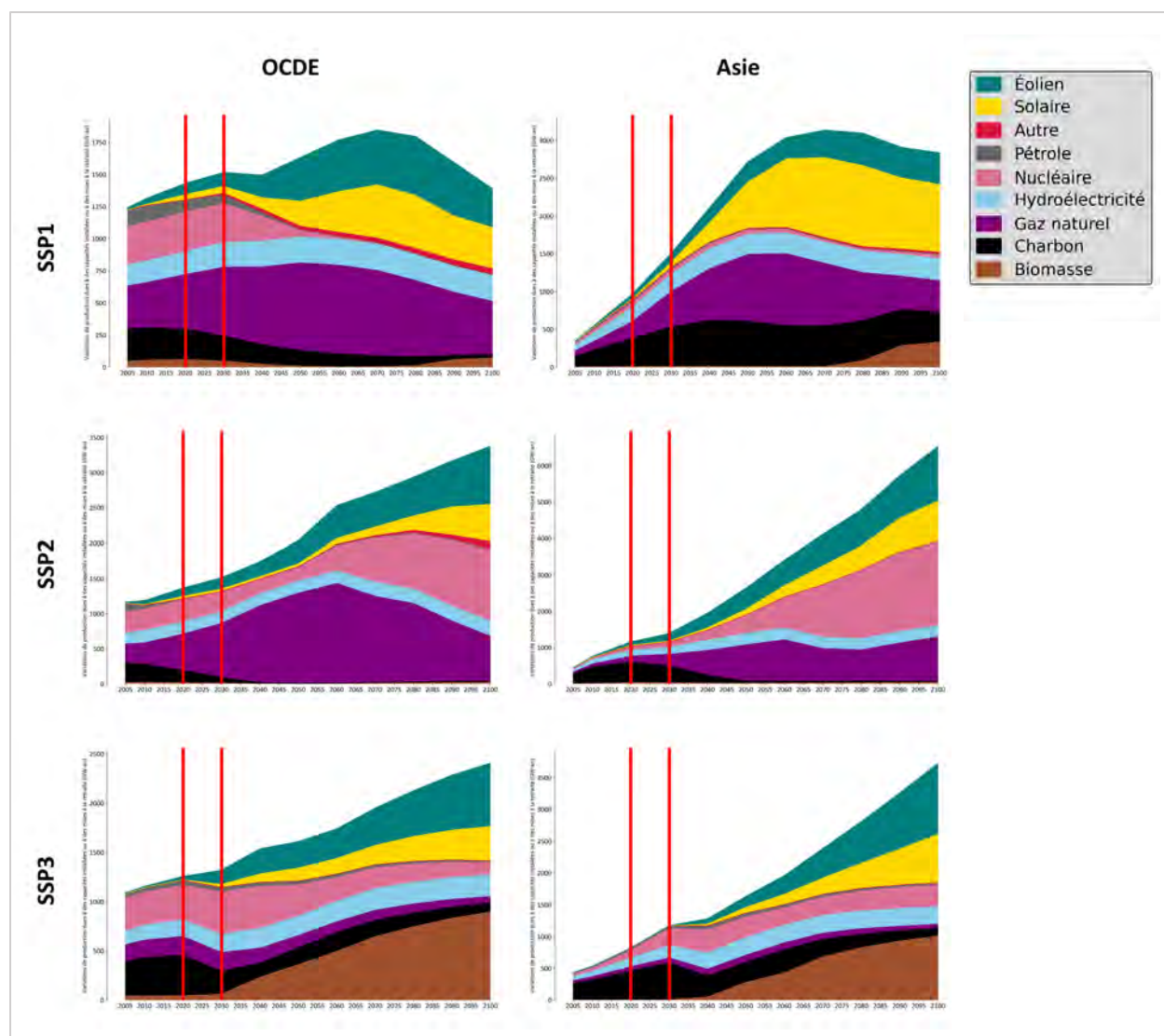


Figure 7.2 : Courbes de variation de production liées aux ajustements de capacités installées entre 2005 et 2100

dont la production en raison de l'installation de nouvelles capacités est croissante entre 2024 et 2028. La Figure 7.2 montre bien que ces technologies croissantes sont principalement, pour l'OCDE, le gaz naturel dans les SSP1 et 2, et l'éolien et le nucléaire dans le SSP3, et pour l'Asie, le gaz naturel dans le SSP1, le gaz naturel et l'éolien dans le SSP2, et le nucléaire et le charbon dans le SSP3, tel qu'observable dans les mixes obtenus à la Figure 7.3.

Pour la situation dans laquelle les fournisseurs de technologies n'ont pas pu prédire d'avance les perturbations de demande des marchés de l'électricité dues aux scénarios étudiés (vision future

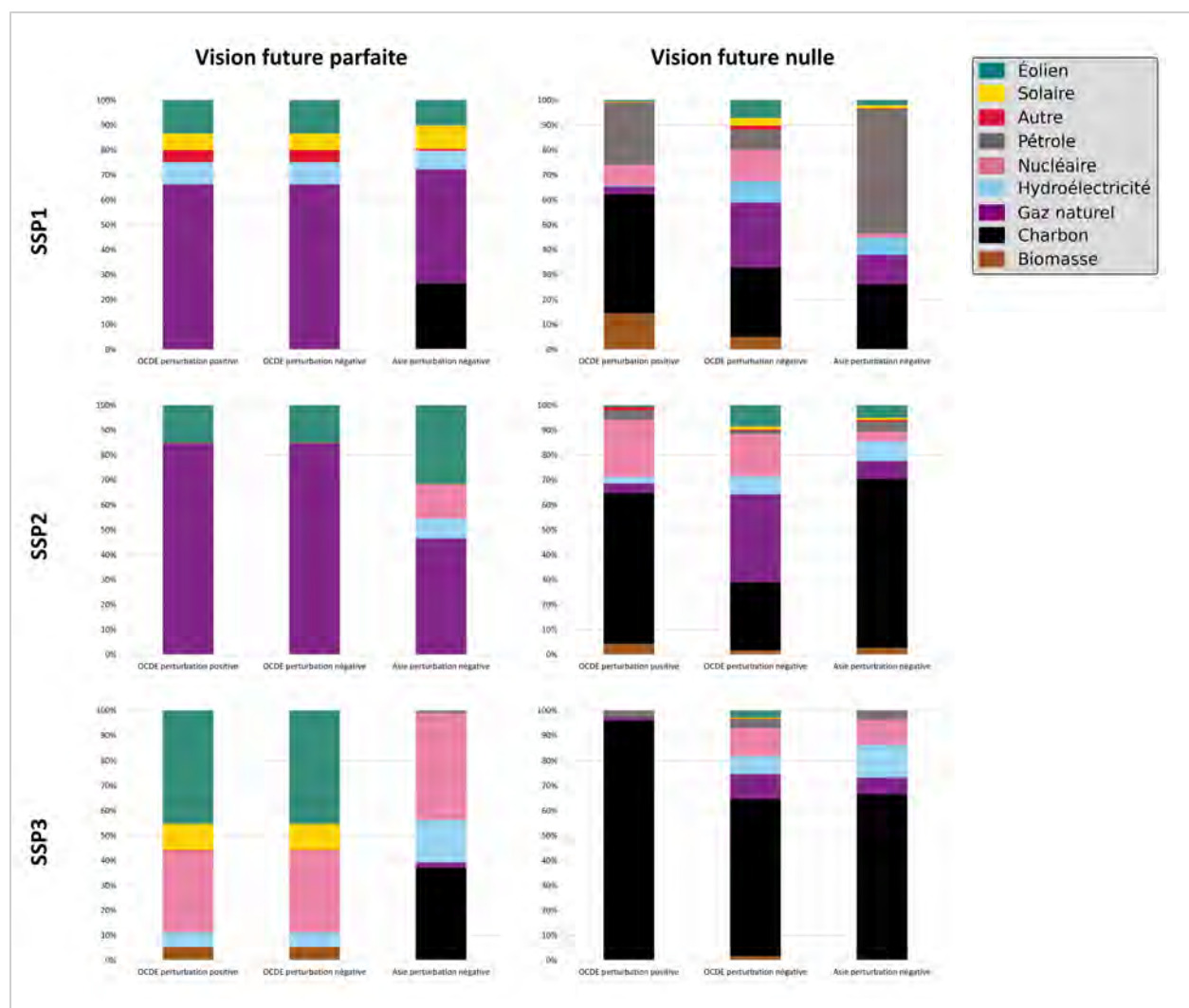


Figure 7.3 : Mixes électriques marginaux obtenus pour les différents SSP, types de vision, types de perturbation, et régions

nulle), étant donné les délais pour la planification et la construction de nouvelles installations, c'est principalement les retards (perturbation positive) ou les avancements (perturbation négative) dans les mises à la retraite d'installations, ainsi que les ajustements d'utilisation de capacités existantes, qui sont utilisés pour répondre aux perturbations. La divergence observable entre les mixes marginaux pour une perturbation positive et négative dans l'OCDE s'explique par le fait qu'un délai d'un an est considéré pour planifier le devancement d'une mise à la retraite d'installation, alors qu'aucun délai n'est considéré dans le cas du retard d'une mise à la retraite d'installation. Le mix marginal pour une perturbation négative, pour la première année de perturbation, est donc

composé des technologies n'opérant pas à pleine capacité, en supposant qu'elles réduisent leur utilisation de capacités existantes pour répondre temporairement à la perturbation. De plus, si aucune technologie ne présente une production décroissante due à la mise à la retraite d'installations, comme c'est le cas sur l'intervalle de temps étudié pour le SSP3 en Asie, il n'est pas considéré possible d'ajuster les mises à la retraite pour répondre à la perturbation, et ce sont les ajustements d'utilisation des capacités existantes qui dominent.

En comparant les mixes marginaux obtenus pour une vision future parfaite et une vision future nulle, on constate que la vision future parfaite permet de répondre aux perturbations avec des technologies généralement plus propres, soient les technologies qui sont en croissance dans le marché étudié. Une vision future nulle ne permet pas d'anticiper le changement de demande, et mène à la nécessité d'ajuster les moments de mises à la retraite des technologies plus désuètes, et donc généralement plus polluantes.

7.3.2 Résultats d'analyse du cycle de vie des scénarios

La Figure 7.4 présente les résultats normalisés obtenus pour les impacts d'ACV au niveau problème calculés avec la méthode ReCiPe. Des résultats sous 0 % indiquent que le scénario engendre des bénéfices au niveau environnemental, et donc une diminution des impacts environnementaux par rapport à la trajectoire de référence illustrée à la Figure 7.1, et inversement pour des résultats au-dessus de 0 %.

Pour le cas d'une vision future parfaite, il est possible de constater que dans tous les SSP et pour toutes les catégories d'impacts analysées, le scénario de recyclage des papiers journaux au Québec (OCDE) entre 2024 et 2028 engendre une diminution des impacts environnementaux globaux. Ceci est principalement dû à la réduction du transport nécessaire, à un procédé de recyclage généralement moins impactant au niveau environnemental au Québec (OCDE) qu'en Inde (Asie), ainsi qu'à une plus grande substitution de production de papier journal primaire avec la même quantité de ballots de journaux traitée. Même le scénario d'enfouissement des papiers journaux au Québec (OCDE) est préférable à leur exportation en Inde (Asie) dans plusieurs catégories d'impacts, bien qu'il soit unanime dans tous les scénarios que son impact est plus important pour les catégories d'écotoxicité marine et terrestre, de déplétion des ressources fossiles, d'occupation des terres agricoles, et de déplétion des métaux. Les conclusions sont robustes entre les SSP pour

le scénario de recyclage local, mais varie pour certaines catégories d'impacts pour le scénario d'enfouissement local (changement climatique, eutrophisation d'eau douce, radiations ionisantes et déplétion de la couche d'ozone).

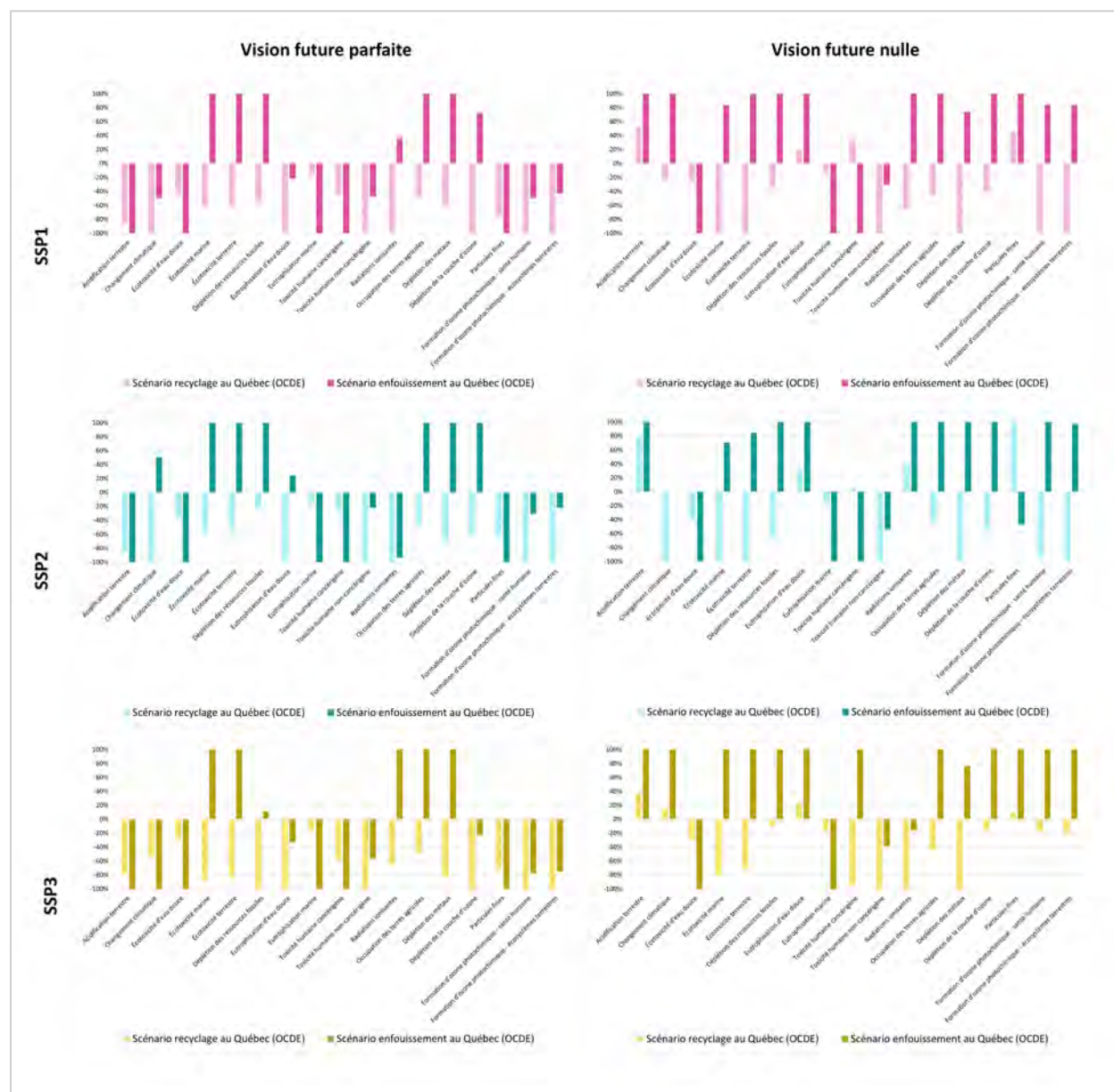


Figure 7.4 : Résultats normalisés des impacts d'ACV au niveau problème calculés avec la méthode ReCiPe, pour les scénarios de recyclage au Québec (OCDE) et d'enfouissement au Québec (OCDE), et pour les différents SSP et types de vision

Pour le cas d'une vision future nulle, les résultats sont plus mitigés. Pour tous les SSP, le scénario de recyclage local est désavantageux au niveau environnemental par rapport à la trajectoire de

référence pour l'acidification terrestre, l'eutrophisation d'eau douce et l'émission de particules fines. Chaque SSP présente également des catégories distinctes pour lesquelles les impacts environnementaux augmentent dans le cas d'un recyclage local (toxicité humaine cancérigène pour les SSP1 et 2, radiations ionisantes pour le SSP2 et changement climatique pour le SSP3). Pour ce qui est du scénario d'enfouissement local, pour tous les SSP, il engendre des impacts environnementaux plus élevés que la trajectoire de référence dans la majorité des catégories d'impacts. Dans les trois SSP, ce scénario a des conséquences environnementales néfastes sur l'acidification terrestre, l'écotoxicité marine et terrestre, la déplétion des ressources fossiles, l'eutrophisation d'eau douce, l'occupation des terres agricoles, la déplétion des métaux, la déplétion de la couche d'ozone et la formation d'ozone photochimique. Ces impacts sont principalement dus à la cessation de la substitution d'une production primaire de papiers journaux au Québec (OCDE), causant une augmentation de l'utilisation d'un mix électrique marginal polluant dans l'OCDE pour tous les SSP, tel qu'illustré à la Figure 7.3.

Il est donc uniquement possible de conclure que le recyclage local des papiers journaux, avec une vision future parfaite des fournisseurs de technologies, engendrerait des conséquences environnementales globales positives dans toutes les catégories d'impacts.

7.3.3 Analyse des conséquences sur le changement climatique

La Figure 7.5 illustre les conséquences des scénarios sur le changement climatique. La magnitude des conséquences du scénario de recyclage local varie entre un retrait de plus de 20 kt de CO₂-Eq de l'atmosphère (vision future parfaite, SSP3) et un ajout de plus de 3,8 kt de CO₂-Eq dans l'atmosphère (vision future nulle, SSP3). Les émissions de GES annuelles au Québec se chiffrent à environ 84,3 Mt de CO₂-Eq (Gouvernement du Québec, 2019), donc dans le meilleur des cas, le scénario de recyclage permettrait de réduire annuellement les émissions de GES globales d'en moyenne 0,006 % des émissions annuelles du Québec. Généralement, le scénario de recyclage local engendre des bénéfices au niveau du réchauffement climatique dans tous les scénarios analysés sauf le SSP3 avec un vision future nulle.

En ce qui a trait au scénario d'enfouissement local, ses impacts sur le changement climatique varient énormément en fonction des SSP et des types de vision analysés. La magnitude des conséquences de ce scénario fluctue entre un retrait de plus de 37 kt de CO₂-Eq de l'atmosphère

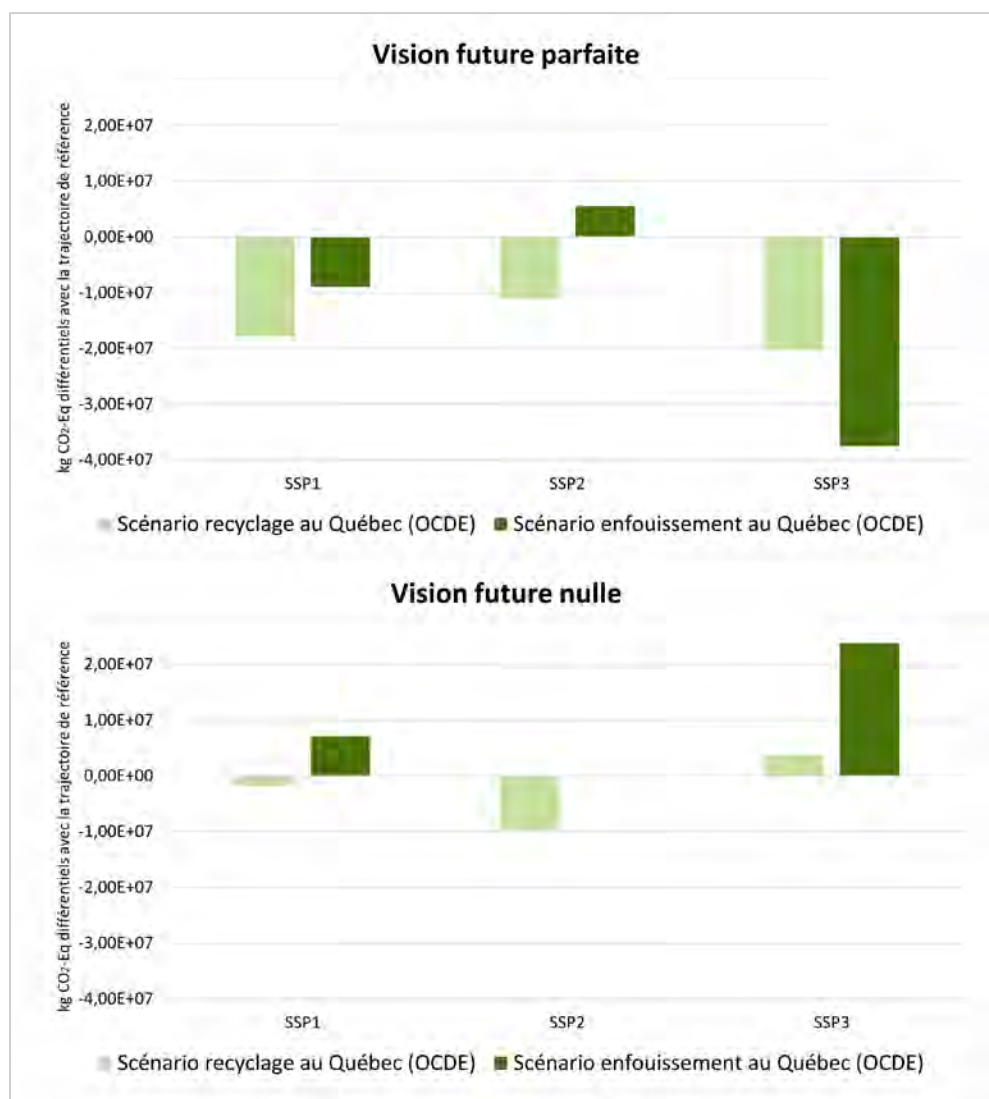


Figure 7.5 : Conséquences sur le changement climatique calculées avec la méthode ReCiPe, pour les différents SSP et types de vision

(vision future parfaite, SSP3) et un ajout de plus de 23 kt de CO₂-Eq dans l'atmosphère (vision future nulle, SSP3). La bonne performance de ce scénario dans le SSP3 avec une vision future parfaite s'explique d'abord par le retrait du recyclage en Inde (Asie), réalisé avec un mix électrique marginal asiatique relativement carboné. Contrairement aux SSP1 et 2, l'arrêt de la substitution de production primaire de papier journal engendré par la cessation du recyclage en Inde (Asie) dans le cas du SSP3 avec une vision future parfaite ne cause pas une augmentation significative des émissions de GES, car cette production primaire est supposée être réalisée avec le mix électrique marginal de l'OCDE, très faiblement carboné (voir Figure 7.3). Inversement, pour le SSP3 avec

une vision future nulle, les conséquences de remplacer le recyclage du papier journal en Inde (Asie) par son enfouissement au Québec (OCDE) sont très néfastes au niveau environnemental. Ceci s'explique par le raisonnement contraire : en cessant de recycler en Inde (Asie), on cesse de substituer un procédé de production de papier journal vierge utilisant un mix marginal fortement carboné dans l'OCDE (voir Figure 7.3). Les bénéfices environnementaux de substituer de l'électricité et de l'énergie par l'enfouissement des papiers avec récupération du biogaz ne permettent pas de compenser les conséquences liées à l'arrêt du recyclage des papiers journaux en Inde (Asie) dans le SSP3 avec une vision future nulle.

7.4 Limites

Les résultats de cette étude de cas sont à considérer en gardant en tête que de nombreuses hypothèses sont inhérentes à leur obtention.

Premièrement, il a été supposé que le recyclage du papier journal issu des centres de tri québécois en Inde est remplacé par un recyclage ou un enfouissement de ce papier journal au Québec, sans conséquence indirecte autre que la substitution de matière vierge. En réalité, certains effets indirects, par exemple des effets de marché, pourraient être observés.

Une deuxième limite concerne l'agrégation technologique et géographique des données de sortie fournies par les SSP, ainsi que la représentation limitée des différents secteurs de l'économie par ces modèles. Les données de sortie du marché de l'électricité de l'OCDE ont été utilisées pour définir les mixes électriques marginaux pour le Québec, et celles de l'Asie pour les mixes indiens. Une désagrégation nationale des données de sortie des SSP permettrait de mieux régionaliser ces mixes électriques marginaux. Également, les mixes marginaux n'ont pu être calculés que pour le secteur de l'électricité. Une application de la méthodologie présentée au [Chapitre 6](#) à d'autres secteurs (technologies de production d'énergie, technologies de traitement des boues et autres déchets solides, etc.) aurait ajouté de la robustesse aux résultats obtenus. Cependant, les données de sortie des macro-modèles utilisés ne permettent actuellement pas d'appliquer la méthodologie à d'autres secteurs que les marchés globaux de production d'électricité et d'énergie. De plus, un modèle de dynamique des stocks aurait pu être appliqué sur les courbes de capacités totales

installées pour en déduire les nouvelles installations et les mises à la retraite annuelles par technologie.

Également, les mixes électriques marginaux définis ont seulement été appliqués aux procédés d'avant-plan (recyclage du papier journal, production de papier journal vierge et enfouissement). Il aurait fallu également appliquer ces mixes aux données d'arrière-plan (par exemple, procédés de production des produits chimiques utilisés dans le recyclage, procédés de traitement des déchets solides générés dans le procédé de production de papier journal) pour augmenter la fiabilité des résultats obtenus.

Au niveau de la substitution, le procédé de production de papier journal vierge substitué a été supposé avoir lieu dans un contexte québécois, avec un ratio de substitution de 1:1. Cependant, différentes localisations et divers potentiels de substitution auraient pu être testés pour évaluer la sensibilité des résultats à ce paramètre. Il subsiste encore un besoin important de développer des lignes directrices et des cadres méthodologiques pouvant guider les praticiens dans l'application et la définition de ce potentiel de substitution.

Finalement, l'extrapolation linéaire supposée pour les exportations de papiers journaux résiduels du Québec vers l'Inde constitue une possibilité d'évolution du marché parmi d'autres, et d'autres options auraient pu être testées pour évaluer la robustesse des conclusions face à l'extrapolation des exportations supposée.

7.5 Conclusion

Cette étude de cas a montré qu'il était possible d'utiliser conjointement les cadres méthodologiques développés lors de la réalisation des Objectifs spécifiques 1 et 3 de cette thèse afin d'évaluer les conséquences environnementales globales de divers scénarios de modification d'un système de recyclage. Il a été conclu que le recyclage au Québec (OCDE) des papiers journaux prévus être exportés en Inde entre 2024 et 2028 pour être recyclés permettrait généralement de réduire les impacts environnementaux globaux, principalement si la décision de recycler localement est prise d'avance. Pour ce qui est de l'enfouissement de ces papiers journaux résiduels, ses conséquences fluctuent significativement entre les catégories d'impacts et les diverses trajectoires prospectives étudiées. Les principales conclusions à retenir de ce cas d'étude illustratif résident dans la forte

influence qu'ont le choix de la vision future des fournisseurs de technologie, ainsi que le choix de la trajectoire socioéconomique prospective de référence (dans ce cas, le choix du SSP), sur les résultats de l'ACV. L'influence de la vision future des fournisseurs de technologie est d'autant plus marquée dans le cas d'une perturbation de courte durée, comme la situation étudiée dans ce chapitre.

De nombreux développements méthodologiques permettraient cependant d'améliorer la robustesse des résultats de cette étude : une méthodologie de désagrégation technologique et géographique des données de sortie des macro-modèles, une plus grande variété de secteurs économiques représentés dans les données de sortie des macro-modèles et des lignes directrices plus claires en ce qui a trait à la modélisation de la substitution, pour ne nommer que les principaux.

CHAPITRE 8 DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objectif général de cette thèse, soit de **développer un cadre méthodologique permettant de guider efficacement l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les concernant, à travers la prise en compte de la régionalité, de la multifonctionnalité, et de l'évolution prospective des systèmes de production**, a été atteint par la réalisation des trois objectifs spécifiques décrits au [Chapitre 3](#). Dans cette section, chaque objectif spécifique est traité séparément afin de résumer les principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche étant liés à sa réalisation, d'identifier les limites dans la méthode employée et les futures avenues de recherche qui permettrait de pallier à ces limites, et finalement d'émettre des recommandations ciblées pour différents groupes afin qu'ils prennent en compte les résultats de cette recherche dans leurs actions.

8.1 Objectif spécifique 1 – Inventaires du cycle de vie régionalisés

8.1.1 Principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche

La réalisation de l'Objectif spécifique 1 a d'abord permis de développer un cadre méthodologique basé sur la paramétrisation pour la régionalisation d'ICV avec une perspective attributionnelle dans le secteur du recyclage. Ce cadre a été appliqué pour développer un outil *open source* de régionalisation des impacts environnementaux du recyclage du papier, s'appuyant sur une base de données collaborative pouvant être enrichie par les praticiens d'ACV. Les lignes directrices générales fournies dans ce cadre méthodologique rendent possible son application au recyclage d'autres types de matières. La méthodologie employée pourrait également être adaptée à d'autres secteurs pour construire des outils de régionalisation des ICV basés sur la paramétrisation.

Les résultats des études de cas réalisées ont, dans un premier temps, confirmé la grande variabilité des impacts environnementaux du recyclage du papier en fonction de la région dans laquelle il a lieu. Une variabilité à l'échelle mondiale de 0,27 à 2,25 kg CO₂-Eq émis par kg de papier résiduel acheminé au recyclage a été obtenue pour le recyclage de papiers de différents grades dans la première étude de cas. Dans un deuxième temps, l'outil développé a permis d'évaluer les impacts environnementaux du système de recyclage québécois des papiers mixtes avec une perspective d'ACV attributionnelle. La régionalisation de l'ICV pour cette étude de cas change les conclusions

de l'étude quant à la supériorité environnementale du recyclage par rapport à la production de papier vierge pour 7 catégories d'impacts environnementaux sur les 18 catégories analysées, comparativement à la réalisation de la même étude avec le procédé non-régionalisé disponible dans la base de données ecoinvent. Ces résultats confirment l'importance de régionaliser les paramètres des procédés de recyclage dans les études d'ACV.

Globalement, la réalisation de cet objectif spécifique fait partie d'un mouvement prenant actuellement de l'ampleur dans le domaine de l'ACV, soit le développement de cadres de paramétrisation des études d'ACV, permettant d'évaluer efficacement les impacts environnementaux de plusieurs alternatives comprenant des paramètres de procédés distincts, tout en s'assurant de conserver des hypothèses de base (par exemple, les frontières du système) harmonisées (Mueller, 2004). La méthodologie de régionalisation développée, propre au secteur du recyclage, permet de pallier au manque de données régionalisées sur les procédés de recyclage, et de limiter les incertitudes dans la modélisation de systèmes de recyclage complexes comprenant plusieurs destinations d'exportation, y compris des pays en développement.

8.1.2 Limites et futures avenues de recherche

D'abord, l'influence de la collecte et du tri n'a pas été prise en compte dans la réalisation de ce premier objectif spécifique. Le cadre développé a montré qu'un ballot de papiers résiduels comprenant moins d'impuretés réduisait les impacts environnementaux associés à son recyclage. Néanmoins, tel que mentionné dans la [section 2.1.2.2](#), cette pureté accrue est souvent obtenue aux frais de procédés de collecte et de tri plus intensifs, et générant potentiellement des impacts environnementaux plus élevés (Bilitewski, 2010). Il serait intéressant d'intégrer au cadre méthodologique développé l'impact environnemental de la collecte et du tri, et de paramétrer ces activités afin d'évaluer quels types de collecte et de tri minimisent les impacts environnementaux globaux du système de recyclage.

Une deuxième limite réside dans l'application restreinte du cadre méthodologique développé qui a été réalisée dans cette thèse. Appliquer ce cadre à d'autres types de matière que le papier, par exemple le plastique, le verre ou le métal, et développer des outils collaboratifs pour ces autres matériaux, faciliterait l'analyse des impacts environnementaux régionalisés de leur recyclage.

La faible quantité de données régionalisées sur lesquelles se base l'outil paramétré de régionalisation des ICV de recyclage du papier entrave la fiabilité des résultats obtenus. Plus le nombre de données régionalisées alimentant l'outil est important, plus les résultats obtenus sont robustes. Il serait essentiel de poursuivre l'alimentation de la base de données de l'outil pour continuellement mettre à jour les valeurs des paramètres régionalisés, et pour s'assurer que les résultats générés s'adaptent à l'évolution des contextes temporels et géographiques. Au sujet du contexte temporel, le cadre méthodologique et l'outil ont été développés pour réaliser des ACVA dans un contexte actuel et non prospectif. Il serait intéressant de les adapter afin d'intégrer des données régionalisées prospectives, ou d'estimer l'évolution future de la valeur des paramètres sur lesquels se base la régionalisation des ICV. De plus, seules les données d'avant-plan des procédés de recyclage sont régionalisées dans le cadre développé. Les données d'arrière-plan, par exemple les mixes électriques et énergétiques utilisés par les activités produisant des intrants pour le procédé de recyclage (fabrication de produits chimiques, fabrication des matériaux pour les infrastructures de recyclage, etc.), n'ont pas été régionalisées, ce qui engendre nécessairement un biais important dans les résultats obtenus (Mendoza Beltran et al., 2018). Idéalement, le cadre méthodologique serait adapté pour régionaliser toutes les données d'arrière-plan. En pratique, il s'agirait d'une tâche colossale. L'approche à privilégier serait de prioriser la régionalisation des données d'arrière-plan ayant une influence significative sur les résultats.

La substitution aurait également avantage à être mieux représentée dans l'outil développé et dans les études de cas réalisées. L'approche proposée par Vadenbo et al. (2017) n'a été que partiellement suivie. Le ratio de substitution et la réponse du marché n'ont pas été évalués, et le procédé substitué n'a pas été régionalisé dans les études de cas. Il serait essentiel de développer davantage les lignes directrices afin de fournir des directives claires et harmonisées pour estimer le ratio de substitution et la réponse du marché en fonction du contexte dans lequel le recyclage a lieu.

Finalement, un dernier aspect qui a été négligé dans la réalisation de l'Objectif spécifique 1, et qu'il serait essentiel de prendre en compte dans de futures études est le contexte économique et politique. Il serait utopique de considérer que l'aspect environnemental soit toujours le premier facteur influençant les prises de décision dans le secteur du recyclage.

8.1.3 Recommandations

8.1.3.1 Pour les praticiens d'analyse du cycle de vie

Les résultats obtenus lors de la réalisation de ce premier objectif spécifique confirment qu'un effort collectif est nécessaire pour améliorer la représentativité géographique des études d'ACV. Des approches paramétrées doivent être développées dans les secteurs d'intérêt pour faciliter la génération efficace d'ICV régionalisés. Les praticiens d'ACV devraient promouvoir le développement d'outils de calcul des ICV reposant sur des bases de données régionalisées collaboratives, afin d'éviter de travailler en silo et afin de pouvoir construire sur le travail d'autrui plutôt que de toujours devoir recommencer à neuf lorsque le contexte étudié diverge de celui des études ayant déjà été réalisées.

8.1.3.2 Pour le secteur du recyclage

Les résultats des études de cas pointent vers une diminution des impacts environnementaux du recyclage, calculés selon une perspective attributionnelle, lorsque le recyclage a lieu dans les pays ayant des technologies de production d'énergie et d'électricité plus propres, des technologies de recyclage plus avancées, des réglementations environnementales plus strictes et des systèmes de GMR plus encadrés. Ces caractéristiques sont davantage associées aux systèmes de recyclage des pays développés que des pays en développement. Ainsi, les résultats obtenus semblent indiquer qu'une réduction des matières exportées par des pays développés vers des pays en développement diminuerait l'impact environnemental global. Il est cependant nécessaire d'évaluer cette proposition avec une perspective d'ACV conséquentielle, afin de bien capturer les conséquences directes et indirectes sur les impacts environnementaux globaux d'un recyclage local des matières recyclables générées dans les pays développés. Les conséquences sociales et économiques de telles décisions devraient également être étudiées avant de passer à l'action.

8.2 Objectif spécifique 2 – Compatibilité entre la substitution et l'analyse du cycle de vie attributionnelle

8.2.1 Principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche

Le principal résultat ressortant de la réalisation de l'Objectif spécifique 2 est l'approbation de l'utilisation de la substitution comme approche de modélisation de la multifonctionnalité en ACVA. Il a été possible de mettre en lumière les différentes composantes du débat traitant de la compatibilité méthodologique entre la substitution et l'ACVA. À travers l'étude des caractéristiques méthodologiques propres à l'ACVA, la méthode suivie pour atteindre cet objectif spécifique a permis de montrer de façon intuitive, par des exemples, et finalement en généralisant la solution à l'ensemble des cas possibles, que la substitution peut être compatible méthodologiquement avec l'ACVA. Cette compatibilité dépend cependant du respect de certaines conditions d'application, soit l'attribution des impacts du procédé substitué au produit secondaire, et la substitution de données marginales et non moyennes. L'approche de substitution proposée est également applicable aux ACVA de recyclage.

L'atteinte de cet objectif spécifique alimente le débat au sujet de la compatibilité méthodologique entre la substitution et l'ACVA, en fournissant de nouveaux arguments basés sur une analyse approfondie des caractéristiques fondamentales de l'ACVA. Deux apports importants de ce sous-objectif pour la communauté d'ACV résident (1) dans la clarification de l'impact devant être attribué aux produits secondaires lorsque la multifonctionnalité est traitée par la méthode de substitution en ACVA et (2) dans la conclusion qu'une substitution marginale est plus appropriée en ACVA, malgré l'association historique des données marginales avec la perspective conséquentielle d'ACV.

8.2.2 Limites et futures avenues de recherche

Tel que mentionné dans la [section 5.1.2.4](#), la recherche accompagnant la réalisation de l'Objectif spécifique 2 ne visait pas à questionner ou prouver la supériorité de la substitution par rapport à d'autres approches utilisées pour traiter la multifonctionnalité. Chaque approche peut présenter des avantages et des inconvénients dans différents contextes d'application. Cette étude se résumait à évaluer objectivement la compatibilité méthodologique entre la substitution et l'ACVA, sans

aborder si la substitution devrait être utilisée en priorité comparativement aux autres méthodes de modélisation de la multifonctionnalité compatibles avec l'ACVA. Dans certaines situations, l'approche de substitution n'est pas applicable, par exemple dans le cas où il n'est pas possible de distinguer quelles productions sont primaire et secondaire(s), dans le cas où les coproduits ne sont pas couplés technologiquement, ou dans le cas de coproduits exclusifs (Majeau-Bettez et al., 2018). L'approche proposée dans le cadre de cet objectif spécifique n'est alors pas compatible avec le contexte de l'étude, et une autre approche de modélisation de la multifonctionnalité doit être employée.

Également, le cadre de cette étude n'impliquait pas d'améliorer les lignes directrices pour le calcul du potentiel de substitution. Tel que mentionné dans la [section 8.1.2](#), les lignes directrices pour estimer la valeur de ce potentiel sont encore peu harmonisées, et devraient être développées et raffinées pour limiter les incertitudes lors de l'application la méthode de substitution. En outre, puisqu'il a été montré que la substitution de données marginales est logique en ACVA, il serait nécessaire de développer davantage les méthodes pour identifier ces données marginales. Un pas en ce sens a été réalisé à l'Objectif spécifique 3.

8.2.3 Recommandations

8.2.3.1 Pour les praticiens d'analyse du cycle de vie

La principale recommandation découlant de l'Objectif spécifique 2 est l'autorisation pour les praticiens d'ACV d'utiliser la méthode de substitution dans les ACVA. Les lignes directrices (principalement la norme ISO 14044, mais également les autres normes fournissant des indications sur le traitement de la multifonctionnalité en ACV) devraient être modifiées pour spécifier explicitement que la substitution est compatible méthodologiquement avec la perspective attributionnelle lorsque les conditions d'application énoncées dans la [section 8.2.1](#) sont respectées. Ces lignes directrices devraient clairement décrire quels impacts attribuer aux coproduits secondaires, et fournir des recommandations pour identifier les données marginales substituées.

Bien que les perspectives attributionnelle et conséquentielle répondent à des questions différentes, la réalisation de cet objectif spécifique a montré que la méthodologie employée dans chaque perspective pour répondre aux questions posées peut comporter des outils similaires, comme la substitution et l'utilisation de données marginales. Ainsi, les praticiens d'ACV devraient rester

conscients de la distinction entre les questions adressées par les perspectives attributionnelle et conséquentielle, mais demeurer ouverts à ce que certains outils méthodologiques communs puissent être partagés par les deux perspectives pour atteindre leurs objectifs respectifs.

8.3 Objectif spécifique 3 – Directives pour l’analyse du cycle de vie conséquentielle prospective

8.3.1 Principaux résultats et apports à l’avancement de la recherche

La réalisation de l’Objectif spécifique 3 a mené au raffinement de la méthode et des lignes directrices pour la réalisation d’ACVC-p basées sur les données de sortie de macro-modèles prospectifs. Les principales contributions de cette section de la thèse à l’avancement de la recherche sont (1) la clarification du rôle de l’ACVC-p, en insistant sur l’importance d’étudier les décisions ayant des conséquences sur les trajectoires socioéconomiques prospectives prévues par les macro-modèles; (2) l’inclusion des conséquences qualifiées de « court terme », soit les conséquences sur les utilisations de capacités existantes, dans l’évaluation des mix marginaux; (3) l’ajout de précision à la méthode utilisée pour définir les intervalles de temps sur lesquels différents types d’ajustement de production peuvent avoir lieu en réponse à une perturbation de la demande (notamment, la considération de l’ajustement dans les mises à la retraite d’installations et la prise en compte des effets suivant la fin de la perturbation de demande); (4) l’élaboration d’une nouvelle méthode de calcul des mixes marginaux, basée sur un comportement possible d’investissement et de mise à la retraite adopté par les fournisseurs de technologies; (5) la hiérarchisation des données de sortie des macro-modèles utilisées pour calculer les mixes marginaux en différents niveaux d’approximation permettant de limiter les incertitudes en utilisant au maximum les données fournies par ces modèles.

Globalement, l’atteinte de cet objectif spécifique facilite la réalisation d’ACVC-p en fournissant des lignes directrices claires pour poser des hypothèses en fonction du contexte de l’étude, pour faire des choix de modélisation appropriés, et pour calculer les mixes marginaux en utilisant les données qui minimisent les incertitudes. La méthode développée est simple à mettre en application, et ne demande pas la manipulation directe des macro-modèles, mais uniquement l’accès à leurs

données de sortie, ce qui la rend adaptée aux praticiens n'ayant pas le temps ou les compétences pour manipuler des modèles conséquents plus complexes.

8.3.2 Limites et futures avenues de recherche

Une première limite dans l'approche proposée est que la robustesse des résultats n'a pas été validée. Cette approche est basée sur des heuristiques décrivant au mieux possible les dynamiques de marché survenant lors d'une perturbation de demande, mais demeure simplifiée et reposant sur de nombreuses hypothèses. Il aurait été intéressant de comparer les résultats produits par cette méthode aux résultats obtenus en modélisant directement une décision dans un macro-modèle. Cette démarche a été entreprise avec le modèle EnergyScope, mais a dû être délaissée, en raison de difficultés de modélisation et d'un manque de ressources.

Tel que mentionné dans la [section 6.2.7](#), les limites de l'approche développée à l'Objectif spécifique 3 sont étroitement liées aux limites actuelles des macro-modèles choisis comme références. Les résolutions géographique et technologique de ces modèles sont souvent grossières, ne permettant pas d'isoler les données de certains marchés pouvant être étudiés dans les études d'ACV. Par exemple, dans l'étude de cas du [Chapitre 7](#), il a fallu recourir aux données de l'OCDE pour représenter le marché de l'électricité au Québec, et les données du marché de l'énergie n'ont pas été utilisées car elles n'étaient pas spécifiques aux régions étudiées ni au marché du recyclage du papier. Une future avenue de recherche consisterait en l'élaboration d'un outil permettant de désagréger efficacement les données de sortie des macro-modèles en différentes sous-régions et en différents sous-secteurs économiques. Évidemment, le développement direct de ces modèles vers des résolutions géographique et technologique accrues devrait également être priorisé, en spécifiant les hypothèses sous-jacentes à l'évolution de la demande dans les différents marchés. Connaître ces hypothèses faciliterait l'identification des décisions incluses et exclues des trajectoires socioéconomiques prévues par ces modèles, aspect crucial de la réalisation d'ACVC-p basées sur les données de sortie de macro-modèles, tel que discuté dans la [section 6.2.3](#).

De plus, la méthode développée pour l'évaluation des mixtes marginaux est basée sur certaines hypothèses spécifiques concernant le comportement des fournisseurs de technologies. Premièrement, il est supposé que ces fournisseurs cherchent à rétablir la trajectoire de référence du macro-modèle le plus rapidement possible après la fin d'une perturbation de demande, alors qu'en

réalité, la perturbation pourrait avoir des conséquences beaucoup plus persistantes en raison de prises de décision non-optimales de ces fournisseurs. Également, l'hypothèse que les fournisseurs de technologies devancent ou retardent les nouvelles installations de capacité ou les mises à la retraite ne reflète qu'une stratégie d'investissement possible. D'autres méthodes de calcul des mixes marginaux pourraient être développées pour illustrer d'autres stratégies de réponse à une perturbation plausibles.

Finalement, cette approche se concentre sur la démarche à utiliser pour définir les mixes technologiques marginaux, mais ne décrit pas comment identifier les demandes de quels marchés sont affectées directement ou indirectement par une décision, et avec quelle magnitude. Plusieurs outils méthodologiques ont été développés à cet effet (par exemple, les modèles économiques d'équilibre et les modèles à base d'agent), mais il n'existe actuellement pas de lignes directrices harmonisées et d'outils faciles à mettre en application pour combiner ces méthodes à l'ACVC. Le développement de tels directives et outils devrait être priorisé comme avenue de recherche future pour faciliter le travail des praticiens d'ACV et l'application de la méthodologie conséquentielle.

8.3.3 Recommandations

8.3.3.1 Pour les praticiens dans le domaine de l'analyse du cycle de vie et des macro-modèles prospectifs

Afin d'encourager le plus de praticiens d'ACV possible à utiliser la perspective conséquentielle lorsqu'elle est la plus appropriée pour répondre à la question posée par l'étude, un effort important devrait être fourni pour développer les macro-modèles de façon à préciser leurs résolutions géographique et technologique. Ceci permettrait de rendre les résultats d'ACVC-p basées sur les données de sortie de ces modèles plus robustes, mais également d'utiliser ces derniers pour modéliser directement les conséquences de décisions étudiées en ACVC-p, ce qui ajouterait de la précision aux résultats obtenus. Ces modèles devraient également être adaptés afin qu'il soit plus convivial de les utiliser pour modéliser les scénarios de décision étudiés, et que leur utilisation ne nécessite pas l'investissement de beaucoup de temps et d'efforts. Ce dernier aspect justifie actuellement la nécessité de développer des approches heuristiques simplifiées pour le calcul des mixes marginaux, comme celle développée dans le cadre de cet objectif spécifique.

D'ici à ce que ces macro-modèles puissent être universellement utilisés par les praticiens d'ACVC afin d'évaluer les conséquences environnementales globales de scénarios de décisions, les approches heuristiques comme celle développée dans le cadre de cette thèse devraient être utilisées par les praticiens de manière à limiter les incertitudes, c'est-à-dire en portant une attention particulière aux données utilisées et aux niveaux d'approximation auxquelles elles correspondent.

8.4 Étude de cas

8.4.1 Principaux résultats et apports à l'avancement de la recherche

L'étude de cas présentée au [Chapitre 7](#) a permis d'illustrer l'intégration de l'approche pour déterminer les mixes marginaux développée à l'Objectif spécifique 3 et de l'outil de calcul des ICV régionalisés du recyclage du papier développé à l'Objectif spécifique 1. Ainsi, il a été montré que le cadre méthodologique de régionalisation des ICV peut être appliqué et adapté aux ACV conséquentielles.

Les résultats de l'étude de cas se sont montrés fortement tributaires du macro-modèle de référence choisi (les SSP1, 2 et 3 ont été utilisés), et une influence significative de la vision future des fournisseurs de technologies (nulle ou parfaite) sur les résultats a également pu être constatée. La perturbation analysée dans le cadre de cette étude de cas était de courte durée (4 ans), ce qui faisait davantage ressortir l'influence du type de vision future.

8.4.2 Limites et futures avenues de recherche

Les limites décrites dans les sections [8.1.2](#) et [8.3.2](#), inhérentes aux approches méthodologiques utilisées pour réaliser l'étude de cas, sont naturellement également rencontrées dans cette dernière. Parmi les plus importantes, on compte les faibles résolutions géographique et technologique des SSP, la quantité limitée de secteurs économiques représentés par les données de sortie des SSP, les données d'arrière-plan des bases de données ecoinvent qui sont demeurées inchangées (non-régionalisées et non-marginalisées avec les approches développées), et la représentation approximative de la substitution (ratio de substitution et réponse du marché non considérés, substitution d'un procédé de production de papier journal vierge de haut niveau technologique), affectant de manière importante la robustesse des résultats obtenus. Cette étude de cas est

illustrative, et les résultats obtenus ne devraient pas être utilisés sans une validation préalable avec une étude traitant et limitant de manière plus rigoureuse les incertitudes.

8.4.3 Recommandations

8.4.3.1 Pour le secteur du recyclage

Malgré ses résultats incertains, certaines recommandations peuvent être tirées de l'étude de cas réalisée. On observe que les mixes électriques marginaux sont d'ordinaire composés des technologies plus désuètes dans les premières années d'une perturbation lorsque la vision future des fournisseurs de technologie est nulle, et lorsque la hiérarchie proposée dans la [section 6.2.4.2](#) est suivie. Ceci s'explique par les délais nécessaires avant de pouvoir avoir une influence sur les nouvelles capacités installées. Durant ces délais, ce sont plutôt les ajustements dans les technologies mises à la retraite, qui demandent des délais d'exécution moins longs, qui dominent. Ces technologies plus désuètes, dont les capacités sont en décroissance, sont aussi généralement les plus polluantes, surtout lorsque les trajectoires socioéconomiques prédites tendent vers un avènement des technologies plus performantes d'un point de vue environnemental. Ainsi, les résultats de l'étude de cas montrent que dans le cas d'une perturbation positive dans un marché en croissance, il semble préférable d'anticiper les fluctuations de demande d'un marché avant qu'elles ne surviennent, afin de disposer de suffisamment de temps pour ajuster les installations de nouvelles capacités, plutôt que les mises à la retraite ou les utilisations de capacités existantes. Néanmoins, dans le cas d'une perturbation négative, les fournisseurs de technologie devraient prioriser les ajustements dans les mises à la retraite, afin que le mix marginal permette d'éviter l'utilisation de technologies plus désuètes et plus polluantes.

CHAPITRE 9 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La génération mondiale grandissante de matières résiduelles recyclables impose d'adopter des mesures pour accroître la circularité des flux de matières et diminuer la pression environnementale liée à leur traitement et à leur élimination. Des décisions doivent être prises pour remanier les systèmes de gestion des matières recyclables vers une empreinte environnementale réduite. Les travaux réalisés dans le cadre de cette thèse s'inscrivent dans une volonté de contribuer à ces prises de décision, en guidant plus efficacement l'évaluation des impacts environnementaux des systèmes de gestion des matières recyclables et des décisions les concernant. Divers cadres méthodologiques, lignes directrices et outils ont été développés pour faciliter l'identification de pistes d'amélioration de l'empreinte environnementale de la gestion des matières recyclables.

Les principales contributions scientifiques de cette thèse sont :

- **Le développement d'une approche méthodologique pour la génération paramétrée et semi-automatisée d'ICV régionalisés dans le secteur du recyclage :** Cette approche a permis de pallier le manque de disponibilité de données régionalisées dans le secteur du recyclage et aux études existantes d'ACV de recyclage n'étant pas harmonisées au niveau de la définition du système et des hypothèses posées. Le cadre et l'outil développés permettent de générer rapidement des ICV pour des procédés de recyclage ayant lieu dans diverses régions, par une régionalisation automatisée des paramètres des procédés. L'application de cette approche méthodologique a confirmé la grande variabilité des impacts environnementaux calculés avec une perspective attributionnelle d'ACV en fonction de la région où le recyclage est mené;
- **L'évaluation de la cohérence méthodologique de traiter la multifonctionnalité par l'approche de substitution au sein de l'ACVA :** Des arguments basés sur une étude systématique des caractéristiques méthodologiques de l'ACVA et de leur compatibilité avec la substitution ont été développés. Les réflexions effectuées dans le cadre de cette thèse ont permis de conclure que l'ACVA et la substitution sont compatibles méthodologiquement en regard des caractéristiques fondamentales de l'ACVA. Deux conditions assurant cette compatibilité ont été définies, soit l'attribution des impacts du procédé substitué au coproduit secondaire, et la substitution de données marginales;

- **Le raffinement des directives pour la réalisation d'ACVC-p basées sur les résultats de macro-modèles prospectifs :** Les données de sortie fournies par les macro-modèles socioéconomiques prospectifs ont été utilisées dans le développement et le raffinement d'une méthode pour estimer les conséquences de décisions sur les systèmes de production et sur les impacts environnementaux globaux. Des clarifications ont été apportées quant aux décisions pouvant être analysées dans ce type d'ACVC-p, quant aux intervalles de temps sur lesquels divers types d'ajustement de production peuvent avoir lieu, et quant à la méthode de calcul employée pour déterminer quelles technologies sont affectées par un changement de demande;
- **L'illustration des cadres développés par une étude de cas sur le rapatriement des exportations de papiers journaux résiduels du Québec vers l'Inde pour un recyclage ou un enfouissement local :** Une étude de cas combinant le cadre de régionalisation des ICV et l'approche de calcul des mixes marginaux développés au cours de cette thèse a illustré la compatibilité de ces cadres méthodologiques. Il a été conclu que le scénario prospectif de référence choisi, ainsi que le type de vision future des fournisseurs de technologies peuvent avoir une influence importante sur les résultats de l'étude.

Les principales limites des cadres et outils développés au cours de cette thèse, ainsi que les avenues de recherche futures liées à ces limites, sont :

- **L'exclusion de la collecte et du tri de l'étude des impacts environnementaux du recyclage :** Il serait pertinent de les inclure dans le cadre de régionalisation paramétré afin d'évaluer les modes de collecte et de tri à combiner avec les procédés de recyclage pour limiter les impacts environnementaux globaux des systèmes de recyclage;
- **La faible quantité de données régionalisées et à jour disponibles pour alimenter la base de données de l'outil de régionalisation du recyclage du papier :** Les données de paramètres de procédé de recyclage régionalisées et récentes sont relativement limitées dans la littérature. Puisque l'estimation des paramètres régionaux dépend de la quantité de données disponibles dans la littérature, cette limite réduit la fiabilité des résultats obtenus;
- **L'exclusion des données d'arrière-plan des démarches de régionalisation et de marginalisation dans les études de cas :** Les cadres développés n'ont pas adressé comment régionaliser et marginaliser les données d'arrière-plan. Les études de cas n'ont donc appliqué

ces cadres qu'aux données d'avant-plan. Il serait souhaitable de développer une démarche pour modifier également les données d'arrière-plan lors de la modélisation régionalisée de procédés de recyclage, afin d'accroître la cohérence dans l'application des cadres méthodologiques développés;

- **La représentation approximative de la substitution** : Le ratio de substitution et la réponse du marché n'ont pas été intégrés dans le calcul du potentiel de substitution dans les différentes études de cas réalisées. Il serait essentiel d'harmoniser les directives pour évaluer ces deux variables, et ainsi améliorer la représentation de la substitution dans les ACV de recyclage;
- **L'absence de validation de l'approche de calcul des mixtes marginaux développée** : Cette nouvelle approche aurait pu être validée à l'aide de données historiques ou de la modélisation de scénarios de décision directement dans les macro-modèles de référence. Néanmoins, par manque de temps et de ressources, cet aspect a été négligé, et constituerait une avenue de recherche future importante à explorer;
- **La possible incompatibilité géographique et technologique entre les données de sortie des macro-modèles et le contexte des études d'ACV** : La plupart des macro-modèles prospectifs ont de faibles résolutions géographique et technologique, qui sont souvent incompatibles avec les décisions à petite échelle étudiées en ACV. Il importe de développer une méthode pour désagréger ces données de sortie, ou d'accroître les résolutions des macro-modèles pour améliorer l'applicabilité de la méthode de calcul des mixtes marginaux proposée.

Finalement, les principales recommandations découlant des travaux réalisés au cours de cette thèse, adressées aux praticiens du domaine de l'ACV et du développement de macro-modèles prospectifs, ainsi qu'aux différents acteurs du secteur du recyclage sont :

- **Améliorer la représentativité géographique des études d'ACV** : Les travaux réalisés ont montré l'influence importante que peut avoir la régionalisation des ICV sur les résultats des études menées. Un effort collectif de développement de cadres de régionalisation sectoriels paramétrés devrait être déployé pour faciliter la réalisation d'études d'ACV régionalisées;
- **Considérer de diminuer les exportations de matières recyclables des pays développés vers les pays en développement** : Les études de cas réalisées dans cette thèse pointent vers une diminution des impacts environnementaux liés au recyclage lorsque ce dernier est réalisé

localement dans les pays développés plutôt qu'à l'étranger dans des pays ayant moins de ressources pour recycler efficacement et réduire les impacts environnementaux associés au recyclage. Cependant, d'autres études, adressant les aspects sociaux et économiques de cette proposition, devraient être réalisées pour avoir une vision plus globale des conséquences de ces décisions;

- **Revoir les lignes directrices pour autoriser l'utilisation de la substitution en ACVA :** En regard des conclusions tirées lors de la réalisation de l'Objectif spécifique 2, il est recommandé d'ajuster les lignes directrices fournissant des indications sur le traitement de la multifonctionnalité en ACV, afin de spécifier explicitement que la substitution est compatible avec l'ACVA sous deux conditions : l'attribution des impacts du procédé substitué au coproduit secondaire, et la substitution de données marginales;
- **Développer la résolution et la convivialité des macro-modèles socioéconomiques prospectifs :** Ceci permettrait éventuellement de pouvoir délaissier les approches heuristiques d'ACVC-p basées sur les données de sortie de macro-modèles, et de modéliser directement les scénarios de décision étudiés au sein de ces modèles. Cette démarche réduirait le nombre d'hypothèses et les incertitudes liées à l'utilisation d'approches conséquentielles heuristiques telles que celle développée dans cette thèse.

Cette thèse a permis de réaliser de petits pas vers une meilleure représentation des impacts environnementaux associés aux systèmes de recyclage. Les cadres méthodologiques développés visent à être employés dans le secteur du recyclage, mais couvrent des questions plus larges qui s'appliquent à plusieurs autres secteurs étudiés en ACV. Globalement, cette recherche aura permis de se diriger vers une rigueur méthodologique accrue dans les domaines de la régionalisation, de la représentation de la multifonctionnalité, et de l'évaluation des données marginales en ACV. En souhaitant que ces petits pas contribuent à tracer le chemin vers un avenir plus durable.

RÉFÉRENCES

- Abdullah, R., Ishak, C. F., Kadir, W. R., & Bakar, R. A. (2015). Characterization and Feasibility Assessment of Recycled Paper Mill Sludges for Land Application in Relation to the Environment. *Int J Environ Res Public Health*, 12(8), 9314-9329. <https://doi.org/10.3390/ijerph120809314>
- AFNOR. (2011). General principles for an environmental communication on mass market products : part 0 : general principles and methodological framework. In *BP X30-323-0 - Repository of best practises*: French agency for the environment and energy management.
- Allacker, K., Mathieux, F., Pennington, D., & Pant, R. (2017). The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(9), 1441-1458. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1244-0>
- Andrae, A. S. G. (2014). Method based on market changes for improvement of comparative attributional life cycle assessments. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(2), 263-275. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0830-2>
- Andreasi Bassi, S., Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2017). Environmental performance of household waste management in Europe - An example of 7 countries. *Waste Management*, 69, 545-557. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.07.042>
- Arena, U., Mastellone, M. L., Perugini, F., & Clift, R. (2004). Environmental Assessment of Paper Waste Management Options by Means of LCA Methodology. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 43(18), 5702-5714. <https://doi.org/10.1021/ie049967s>
- Arvesen, A., Luderer, G., Pehl, M., Bodirsky, B. L., & Hertwich, E. G. (2018). Deriving life cycle assessment coefficients for application in integrated assessment modelling. *Environmental Modelling & Software*, 99, 111-125. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.09.010>
- Bajpai, P. (2015). *Management of pulp and paper mill wastes* (Springer, Ed.) <https://doi.org/10.1007/978-3-319-11788-1>
- Bamber, N., Turner, I., Arulnathan, V., Li, Y., Zargar Ershadi, S., Smart, A., & Pelletier, N. (2019). Comparing sources and analysis of uncertainty in consequential and attributional life cycle assessment: review of current practice and recommendations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(1), 168-180. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01663-1>
- Basic, H., Galimshina, Habert. (2019). *A design integrated parametric tool for real-time Life Cycle Assessment – Bombyx project* IOP Conference Series: Earth and Environmental Science,
- Bergsma, G., & Sevenster, M. (2013). *End-of-life best approach for allocating recycling benefits in LCAs of metal packaging* (13.8231.02). https://kidv.nl/media/engelse_rapporten/end-of-life-best-approach-for-allocating-recycling-benefits-in-lcas-of-metal-packaging.pdf?1.2.19-1-g4e72483
- Bernstad Saraiva, A., Souza, R. G., Mahler, C. F., & Valle, R. A. B. (2018). Consequential lifecycle modelling of solid waste management systems – Reviewing choices and exploring their

- consequences. *Journal of Cleaner Production*, 202, 488-496. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.038>
- Bilitewski, B. (2010). Mechanical Treatment: Unit Processes. In T. H. Christensen (Ed.), *Solid Waste Technology & Management*. John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch24>
- Bisinella, V., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2021). Future scenarios and life cycle assessment: systematic review and recommendations. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 26(11), 2143-2170. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01954-6>
- Blanc, I. (2015). EcoSD Annual Workshop - Consequential LCA.
- Bleck, D., & Wettberg, W. (2012). Waste collection in developing countries--tackling occupational safety and health hazards at their source. *Waste Management*, 32(11), 2009-2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.025>
- Börjeson, L., Höjer, M., Dreborg, K.-H., Ekvall, T., & Finnveden, G. (2006). Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures*, 38(7), 723-739. <https://doi.org/10.1016/j.futures.2005.12.002>
- Bracquene, E., Peeters, J. R., Dewulf, W., & Duflou, J. R. (2018). Taking Evolution into Account in a Parametric LCA Model for PV Panels. *Procedia CIRP*, 69, 389-394. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2017.11.103>
- Brandão, M., Clift, R., Cowie, A., & Greenhalgh, S. (2014). The Use of Life Cycle Assessment in the Support of Robust (Climate) Policy Making: Comment on "Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation ...". *Journal of Industrial Ecology*, 18(3), 461-463. <https://doi.org/10.1111/jiec.12152>
- Brander, M., Burritt, R. L., & Christ, K. L. (2019). Coupling attributional and consequential life cycle assessment: A matter of social responsibility. *Journal of Cleaner Production*, 215, 514-521. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.066>
- Brander, M., & Wylie, C. (2011). The use of substitution in attributional life cycle assessment. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 1(3-4), 161-166. <https://doi.org/10.1080/20430779.2011.637670>
- Brogaard, L. K., Damgaard, A., Jensen, M. B., Barlaz, M., & Christensen, T. H. (2014). Evaluation of life cycle inventory data for recycling systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 87, 30-45. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.011>
- Brunner, G. (2014). Chapter 2 - Properties of Pure Water. In *Supercritical Fluid Science and Technology* (Vol. 5, pp. 9-93). <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-59413-6.00002-9>
- Bureau du Conseil d'État chinois. (2017). Avis du Bureau général du Conseil d'État sur l'impression et la distribution du plan de mise en œuvre visant à interdire l'entrée de déchets étrangers et à promouvoir la réforme du système de gestion des importations de déchets solides. http://www.gov.cn/zhengce/content/2017-07/27/content_5213738.htm

- Buyle, Audenaert, Billen, Boonen, & Van, P. (2019). The Future of Ex-Ante LCA? Lessons Learned and Practical Recommendations. *Sustainability*, 11(19). <https://doi.org/10.3390/su11195456>
- Camillis, C. D., Brandão, M., Zamagni, A., & Pennington, D. (2013). *Sustainability assessment of future-oriented scenarios: a review of data modelling approaches in Life Cycle Assessment*. European Commission. <https://doi.org/10.2788/95227>
- Caputo, A. C., & Pelagagge, P. M. (2002). RDF production plants: I Design and costs. *Applied Thermal Engineering*, 22(4), 423-437. [https://doi.org/10.1016/S1359-4311\(01\)00100-4](https://doi.org/10.1016/S1359-4311(01)00100-4)
- Cascadia Consulting Group Inc. (2006). *Waste Monitoring Program*. https://kingcounty.gov/~media/depts/dnrp/solid-waste/about/documents/MRF_assessment.ashx?la=en
- Central Pulp & Paper Research Institute. (s.d.). *Waste Water Treatment Technologies and Practices in Indian Pulp and Paper Industries*. <http://www.unido.or.jp/files/India.pdf>
- Chaudhary, U., Gusain, R., Dev, A., Joshi, G., & Rana, V. (2024). Paper waste recycling in India: current scenario and future prospects. *IPPTA: Quarterly Journal of Indian Pulp and Paper Technical Association*, 35(3). https://www.researchgate.net/publication/377815373_PAPER_WASTE_RECYCLING_IN_INDIA_CURRENT_SCENARIO_AND_FUTURE_PROSPECTS
- Chen, C., Habert, G., Bouzidi, Y., Jullien, A., & Ventura, A. (2010). LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1231-1240. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.04.001>
- Cherubini, F., Strømman, A. H., & Ulgiati, S. (2011). Influence of allocation methods on the environmental performance of biorefinery products—A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 1070-1077. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.001>
- Christensen, T. H., & Damgaard, A. (2010). Recycling of Paper and Cardboard. In T. H. Christensen (Ed.), *Solid Waste Technology & Management*, 1 & 2. <https://doi.org/10.1002/9780470666883.ch15>
- Cimpan, C., Maul, A., Jansen, M., Pretz, T., & Wenzel, H. (2015). Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. *J Environ Manage*, 156, 181-199. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.025>
- Civancik-Uslu, D., Puig, R., Ferrer, L., & Fullana-i-Palmer, P. (2019). Influence of end-of-life allocation, credits and other methodological issues in LCA of compounds: An in-company circular economy case study on packaging. *Journal of Cleaner Production*, 212, 925-940. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.076>
- Confederation of Indian Industry. (2020). *Resource Efficiency in the Steel and Paper Sectors: Evaluating the Potential for Circular Economy*. <https://sustainabledevelopment.in/wp-content/uploads/2020/06/Resource-efficiency-in-the-steel-and-paper-sectors.pdf>

- Cooper, J. S., Noon, M., & Kahn, E. (2012). Parameterization in Life Cycle Assessment inventory data: review of current use and the representation of uncertainty. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(6), 689-695. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0411-1>
- Cox, B., Mutel, C. L., Bauer, C., Mendoza Beltran, A., & van Vuuren, D. P. (2018). Uncertain Environmental Footprint of Current and Future Battery Electric Vehicles. *Environ Sci Technol*, 52(8), 4989-4995. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00261>
- Curran, M. A., Mann, M., & Norris, G. (2005). The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *Journal of Cleaner Production*, 13(8), 853-862. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2002.03.001>
- Dahlbo, H., Koskela, S., Laukka, J., Myllymaa, T., Jouttijarvi, T., Melanen, M., & Tenhunen, J. (2005). Life cycle inventory analyses for five waste management options for discarded newspaper. *Waste Manage. Res.*, 23(4), 291-303. <https://doi.org/10.1177/0734242X05054713>
- Dahlbo, H., Laukka, J., Myllymaa, T., Koskela, S., Tenhunen, J., Seppälä, J., Jouttijarvi, T., & Melanen, M. (2005). *Waste management options for discarded newspaper in the Helsinki Metropolitan Area*. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:111147515>
- Dahlbo, H., Ollikainen, M., Peltola, S., Myllymaa, T., & Melanen, M. (2007). Combining ecological and economic assessment of options for newspaper waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 51(1), 42-63. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.08.001>
- Dallara, E., Kusnitz, J., & Bradley, M. (2013). Parametric Life Cycle Assessment for the Design of Aircraft. *SAE International Journal of Aerospace*, 6(2), 736-745. <https://doi.org/10.4271/2013-01-2277>
- Dandres, T., Gaudreault, C., Tirado-Seco, P., & Samson, R. (2011). Assessing non-marginal variations with consequential LCA: Application to European energy sector. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(6), 3121-3132. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.004>
- De Rosa, M., Schmidt, J., Brandão, M., & Pizzol, M. (2016). A flexible parametric model for a balanced account of forest carbon fluxes in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(2), 172-184. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1148-z>
- Devi, N. L., Yadav, I. C., Shihua, Q. I., Singh, S., & Belagali, S. L. (2011). Physicochemical characteristics of paper industry effluents--a case study of South India Paper Mill (SIPM). *Environ Monit Assess*, 177(1-4), 23-33. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1614-1>
- Deviatkin, I., Kapustina, V., Vasilieva, E., Isyanov, L., & Horttanainen, M. (2016). Comparative life cycle assessment of deinking sludge utilization alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 112, 3232-3243. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.10.022>
- Dietzenbacher, E., & Los, B. (1998). Structural Decomposition Techniques: Sense and Sensitivity. *Economic Systems Research*, 10(4), 307-324. <https://doi.org/10.1080/09535319800000023>
- Doka, G. (2018). *Inventory parameters for regionalised mixes of municipal waste disposal in ecoinvent v3.5*. <https://www.doka.ch/WasteDisposalMixDoka2018.pdf>

- Doka, G. (2021). *Calculation manual for LCI calculation tools for regionalised waste treatment*. Doka Life Cycle Assessments. <http://www.doka.ch/publications.htm>
- Doran, P. M. (1995). 5 - Energy Balances. In *Bioprocess Engineering Principles* (2nd ed., pp. 86-109). <https://doi.org/10.1016/C2009-0-22348-8>
- Earles, J. M., & Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment: a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5), 445-453. <https://doi.org/10.1007/s11367-011-0275-9>
- Ecoinvent. (2024). *System Models*. https://support.ecoinvent.org/system-models#Substitution_Consequential_LongTerm
- Ekvall, T. (1999). A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29, 91-109. [https://doi.org/10.1016/S0921-3449\(99\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0921-3449(99)00057-9)
- Ekvall, T. (2019). Attributional and Consequential Life Cycle Assessment. In *Sustainability Assessment at the 21st century*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.89202>
- Ekvall, T., & Andrae, A. (2005). Attributional and Consequential Environmental Assessment of the Shift to Lead-Free Solders (10 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(5), 344-353. <https://doi.org/10.1065/lca2005.05.208>
- Ekvall, T., Azapagic, A., Finnveden, G., Rydberg, T., Weidema, & Zamagni, A. (2016). Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(3), 293-296. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1026-0>
- Ekvall, T., & Finnveden, G. (2001). Allocation in ISO 14041 - a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 9. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(00\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(00)00052-4)
- Ekvall, T., & Tillman, A.-M. (1997). Open-Loop Recycling: Criteria for Allocation Procedures. *Int. J. LCA*, 2(3). <https://doi.org/10.1007/BF02978810>
- Ekvall, T., Tillman, A.-M., & Molander, S. (2005). Normative ethics and methodology for life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1225-1234. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.010>
- Ekvall, T., & Weidema. (2004). System Boundaries and Input Data in Consequential Life Cycle Inventory Analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 161-171. <https://doi.org/10.1007/BF02994190>
- Ellen MacArthur Foundation. (2017). *Concept: What is a circular economy? A framework for an economy that is restorative and regenerative by design*. Retrieved August 3 from <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/concept>
- Endejan, M. (2001). *Metadata in Integrated Assessment Models Needs and Concept* EnviroInfo 2001: Sustainability in the Information Society, <http://enviroinfo.eu/sites/default/files/pdfs/vol104/0617.pdf>
- ENF paper. (2024). *Paper Recycling Plants in India*. <https://www.enfpaper.com/directory/plant/India>

- Eriksen, Damgaard, A., Boldrin, A., & Astrup, T. F. (2018). Quality Assessment and Circularity Potential of Recovery Systems for Household Plastic Waste. *Journal of Industrial Ecology*, 23(1), 156-168. <https://doi.org/10.1111/jiec.12822>
- Eriksen, Pivnenko, K., Olsson, M. E., & Astrup, T. F. (2018). Contamination in plastic recycling: Influence of metals on the quality of reprocessed plastic. *Waste Manag*, 79, 595-606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.007>
- Consolidated text: Directive 2008/98/EC of the European Parliament and the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives, (2008). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/2018-07-05>
- European Commission. (2010). *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance* (EUR 24708 EN). <https://doi.org/10.2788/38479>
- European Commission. (2013). *Commission Recommendation of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations* (2013/179/ EU). <http://data.europa.eu/eli/reco/2013/179/oj>
- FAO. (2019). *Forestry Production and Trade* [Disciplinary]. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/FO>
- Faubert, P., Barnabé, S., Bouchard, S., Côté, R., & Villeneuve, C. (2016). Pulp and paper mill sludge management practices: What are the challenges to assess the impacts on greenhouse gas emissions? *Resources, Conservation and Recycling*, 108, 107-133. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.01.007>
- FEFCO Corrugated Packaging. (2017). *Data*. <https://www.fefco.org/lca/data>
- Fellner, J., Laner, D., Warrings, R., Schustereder, K., & Lederer, J. (2018). Potential Impacts of the Eu Circular Economy Package on the Utilization of Secondary Resources. *Detritus*, 2(1). <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2018.13666>
- Finnveden, Arvidsson, R., Björklund, A., Guinée, J., Heijungs, R., & Martin, M. A. (2022). *Six areas of methodological debate on attributional life cycle assessment LCM 2021*, <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202234903007>
- Finnveden, Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinee, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *J Environ Manage*, 91(1), 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018>
- Finnveden, G., Johansson, J., Lind, P., & Moberg, Å. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 213-229. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.023>
- Fondation Ellen MacArthur. (2012). *Vers une économie circulaire: arguments économiques en faveur d'une transition accélérée*. https://archive.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/Executive_summary_FR_10-5-16.pdf

- Frischknecht, R. (2010). LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(7), 666-671. <https://doi.org/10.1007/s11367-010-0201-6>
- Gala, A. B., Raugei, M., & Fullana-i-Palmer, P. (2015). Introducing a new method for calculating the environmental credits of end-of-life material recovery in attributional LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(5), 645-654. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0861-3>
- Gambhir, A., Butnar, I., Li, P.-H., Smith, P., & Strachan, N. (2019). A Review of Criticisms of Integrated Assessment Models and Proposed Approaches to Address These, through the Lens of BECCS. *Energies*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/en12091747>
- Gavrilescu, D. (2008). Energy from Biomass in Pulp and Paper Mills. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5), 537-546. <https://doi.org/10.30638/eemj.2008.077>
- Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T., & Henderson, A. (2016). Common Misconceptions about Recycling. *Journal of Industrial Ecology*, 20(5), 1010-1017. <https://doi.org/10.1111/jiec.12355>
- Golub, A., Narita, D., & Schmidt, M. G. W. (2013). Uncertainty in Integrated Assessment Models of Climate Change: Alternative Analytical Approaches. *Environmental Modeling & Assessment*, 19(2), 99-109. <https://doi.org/10.1007/s10666-013-9386-y>
- Gouvernement du Québec. (2019). *GES 1990-2019: Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2019 et leur évolution depuis 1990*. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/ges/2019/inventaire1990-2019.pdf>
- Greenpeace Malaysia. (2018). *The Recycling Myth: Malaysia and the Broken Global Recycling System*. <https://storage.googleapis.com/planet4-southeastasia-stateless/2019/04/7c9f822c-7c9f822c-the-recycling-myth-malaysia-and-the-broken-global-recycling-system.pdf>
- Guinee, J. (2002). *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. <https://doi.org/10.1007/BF02978897>
- Gunarathne, A. D. N., Tennakoon, T. P. Y. C., & Weragoda, J. R. (2018). Challenges and opportunities for the recycling industry in developing countries: the case of Sri Lanka. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 21(1), 181-190. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0782-x>
- Haupt, M., Waser, E., Wurml, J. C., & Hellweg, S. (2018). Is there an environmentally optimal separate collection rate? *Waste Manag*, 77, 220-224. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.050>
- Havukainen, J., Nguyen, M. T., Väisänen, S., & Horttanainen, M. (2018). Life cycle assessment of small-scale combined heat and power plant: Environmental impacts of different forest biofuels and replacing district heat produced from natural gas. *Journal of Cleaner Production*, 172, 837-846. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.241>
- Heijungs. (1997). *Economic drama and the environmental stage: formal derivation of algorithmic tools for environmental analysis and decision-support from a unified epistemological principle* Universiteit Leiden]. <https://doi.org/10.1007/BF02978414>

- Heijungs. (2013). Ten easy lessons for good communication of LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(3), 473-476. <https://doi.org/10.1007/s11367-013-0662-5>
- Heijungs, Allacker, K., Benetto, E., Brandão, M., Guinée, J., Schaubroeck, S., Schaubroeck, T., & Zamagni, A. (2021). System Expansion and Substitution in LCA: A Lost Opportunity of ISO 14044 Amendment 2. *Frontiers in Sustainability*, 2. <https://doi.org/10.3389/frsus.2021.692055>
- Heijungs, & Guinee. (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>
- Hellweg, S., & Canals, L. M. i. (2014). Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344(6188). <https://doi.org/10.1126/science.1248361>
- Henriksen, T., Astrup, T. F., & Damgaard, A. (2021). Data representativeness in LCA: A framework for the systematic assessment of data quality relative to technology characteristics. *Journal of Industrial Ecology*, 25(1), 51-66. <https://doi.org/10.1111/jiec.13048>
- Hermansson, F., Janssen, M., & Svanström, M. (2020). Allocation in life cycle assessment of lignin. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(8), 1620-1632. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01770-4>
- Hohenthal, C., Leon, J., Dobon, A., Kujanpää, M., Meinl, G., Ringman, J., Hortal, M., & Forsström, U. (2019). The ISO 14067 approach to open-loop recycling of paper products: Making it operational. *Journal of Cleaner Production*, 224, 264-274. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.03.179>
- Hong, J., & Li, X. (2012). Environmental assessment of recycled printing and writing paper: a case study in China. *Waste Management*, 32(2), 264-270. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.09.026>
- Hung, C. R., Ellingsen, L. A. W., & Majeau-Bettez, G. (2018). LiSET: A Framework for Early-Stage Life Cycle Screening of Emerging Technologies. *Journal of Industrial Ecology*, 24(1), 26-37. <https://doi.org/10.1111/jiec.12807>
- International Institute for Applied System Analysis. (2018). *SSP Public Database - Version 2.0*. Retrieved July 9th 2024 from <https://tntcat.iiasa.ac.at/SspDb>
- Ip, K., Testa, M., Raymond, A., Graves, S. C., & Gutowski, T. (2018). Performance evaluation of material separation in a material recovery facility using a network flow model. *Resources, Conservation and Recycling*, 131, 192-205. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.11.021>
- ISO 14044. (2006). Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework. Second edition. In (pp. 46). Geneva: International Organization for Standardization.
- ISO 14044. (2020). Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. AMENDMENT 2. In (Vol. ISO 14044:2006/Amd.2:2020): International Organization for Standardization.

- ISRI. (2024). *ISRI Specifications*. <https://www.isrispecs.org/>
- James, K. (2012). An investigation of the relationship between recycling paper and card and greenhouse gas emissions from land use change. *Resources, Conservation and Recycling*, 67, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.07.003>
- Jang, H., Jeong, B., Zhou, P., Ha, S., Nam, D., Kim, J., & Lee, J.-u. (2020). Development of Parametric Trend Life Cycle Assessment for marine SOx reduction scrubber systems. *Journal of Cleaner Production*, 272. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122821>
- Johansson, N., Velis, C., & Corvellec, H. (2020). Towards clean material cycles: Is there a policy conflict between circular economy and non-toxic environment? *Waste Manag Res*, 38(7), 705-707. <https://doi.org/10.1177/0734242X20934251>
- Johnson, J. X., McMillan, C. A., & Keoleian, G. A. (2013). Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods. *Journal of Industrial Ecology*, 17(5), 700-711. <https://doi.org/10.1111/jiec.12050>
- Jolliet, O., Saadé-Sbeih, M., Crettaz, P., Jolliet-Gavin, N., & Shaked, S. (2017). *Analyse du cycle de vie : Comprendre et réaliser un écobilan* (AFNOR, Ed. 3 ed.). AFNOR.
- Joyce, P. J., & Björklund, A. (2021). Futura: A new tool for transparent and shareable scenario analysis in prospective life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 26(1), 134-144. <https://doi.org/10.1111/jiec.13115>
- Kamalakkannan, S., & Kulatunga, A. K. (2021). Optimization of eco-design decisions using a parametric life cycle assessment. *Sustainable Production and Consumption*, 27, 1297-1316. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.03.006>
- Kannangara, M., Bensebaa, F., & Vasudev, M. (2021). An adaptable life cycle greenhouse gas emissions assessment framework for electric, hybrid, fuel cell and conventional vehicles: Effect of electricity mix, mileage, battery capacity and battery chemistry in the context of Canada. *Journal of Cleaner Production*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128394>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a Waste 2.0: A global Snapshot of Solid Waste Managment to 2050*. <https://hdl.handle.net/10986/30317>
- Keppo, I., & Strubegger, M. (2010). Short term decisions for long term problems – The effect of foresight on model based energy systems analysis. *Energy*, 35(5), 2033-2042. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2010.01.019>
- Khan, S. (2021). *Parametric Life Cycle Modelling of Nickel Sulphate* [Norwegian University of Science and Technology]. <https://hdl.handle.net/11250/2824787>
- Koffler, C., & Finkbeiner, M. (2017). Are we still keeping it “real”? Proposing a revised paradigm for recycling credits in attributional life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(1), 181-190. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1404-x>
- Krishnan, S., & Raghavan, J. (2019). 6 Thermodynamic Data. In *Chemical Rockets: Performance Prediction and Internal Ballistics Design* (pp. 130). <https://doi.org/10.1007/978-3-030-26965-4>

- L. Brooks, A., Wang, S., & Jambeck, J. R. (2018). The Chinese import ban and its impact on global plastic waste trade. *Science Advances*, 4(6). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat0131>
- Laurent, A., Bakas, I., Clavreul, J., Bernstad, A., Niero, M., Gentil, E., Hauschild, M. Z., & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems--part I: lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573-588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., & 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>
- Lazarevic, D., Aoustin, E., Buclet, N., & Brandt, N. (2010). Plastic waste management in the context of a European recycling society: Comparing results and uncertainties in a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(2), 246-259. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.09.014>
- Lee, D.-Y., & Thomas, V. M. (2017). Parametric modeling approach for economic and environmental life cycle assessment of medium-duty truck electrification. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3300-3321. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.139>
- LégisQuébec. (2020). Regulation respecting pulp and paper mills. In LégisQuébec (Ed.), (Vol. Q-2, r.27).
- LégisQuébec. (2023). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. In.
- Li, C. (2019). The Significance of Restrictions on Waste Import in Promoting Green Development in China. *American Journal of Environmental Protection*, 8(1). <https://doi.org/10.11648/j.ajep.20190801.12>
- Liang, S., Zhang, T., & Xu, Y. (2012). Comparisons of four categories of waste recycling in China's paper industry based on physical input-output life-cycle assessment model. *Waste Management*, 32(3), 603-612. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.020>
- Lin, C., Paengsri, P., & Yang, Y. (2023). Impact of China's National Sword Policy on waste import: A difference-in-differences approach. *Economic Analysis and Policy*, 78, 887-903. <https://doi.org/10.1016/j.eap.2023.04.033>
- Liu, M., Tan, S., Zhang, M., He, G., Chen, Z., Fu, Z., & Luan, C. (2020). Waste paper recycling decision system based on material flow analysis and life cycle assessment: A case study of waste paper recycling from China. *J Environ Manage*, 255, 109859. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109859>
- Lonca, G., Muggéo, R., Imbeault-Tétreault, H., Bernard, S., & Margni, M. (2018). Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires. *Journal of Cleaner Production*, 183, 424-435. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.02.108>
- Maes, B., Sacchi, R., Steubing, B., Pizzol, M., Audenaert, A., Craeye, B., & Buyle, M. (2023). Prospective consequential life cycle assessment: Identifying the future marginal suppliers using integrated assessment models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 188. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2023.113830>

- Majeau-Bettez, G., Dandres, T., Pauliuk, S., Wood, R., Hertwich, E., Samson, R., & Strømman, A. H. (2018). Choice of Allocations and Constructs for Attributional or Consequential Life Cycle Assessment and Input-Output Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 22(4), 656-670. <https://doi.org/10.1111/jiec.12604>
- Manfredi, Tonini, & Christensen. (2011). Environmental assessment of different management options for individual waste fractions by means of life-cycle assessment modelling. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(11), 995-1004. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.009>
- Manfredi, S., & Pant, R. (2011). *Supporting Environmentally Sound Decisions for Waste Management. A technical guide to life cycle thinking (LCT) and life cycle assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners*. P. O. o. t. E. Union. <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC65850> (Accessed August 6, 2021).
- Manjong, N. B., Usai, L., Burheim, O. S., & Strømman, A. H. (2021). Life Cycle Modelling of Extraction and Processing of Battery Minerals—A Parametric Approach. *Batteries*, 7(3). <https://doi.org/10.3390/batteries7030057>
- Mastellone, M. L., Cremiato, R., Zaccariello, L., & Lotito, R. (2017). Evaluation of performance indicators applied to a material recovery facility fed by mixed packaging waste. *Waste Manag*, 64, 3-11. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.030>
- Mathiesen, B. V., Münster, M., & Fruergaard, T. (2009). Uncertainties related to the identification of the marginal energy technology in consequential life cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 17(15), 1331-1338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2009.04.009>
- MDDELCC. (2016). *Bilan annuel de conformité environnementale - Secteur des pâtes et papiers*. https://www.bibliotheque.assnat.qc.ca/DepotNumerique_v2/AffichageFichier.aspx?idf=175449
- Mendoza Beltran, A., Cox, B., Mutel, C., Vuuren, D. P., Font Vivanco, D., Deetman, S., Edelenbosch, O. Y., Guinée, J., & Tukker, A. (2018). When the Background Matters: Using Scenarios from Integrated Assessment Models in Prospective Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 24(1), 64-79. <https://doi.org/10.1111/jiec.12825>
- Menten, F., Tchung-Ming, S., Lorne, D., & Bouvart, F. (2015). Lessons from the use of a long-term energy model for consequential life cycle assessment: The BTL case. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 43, 942-960. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.11.072>
- Merrild, Damgaard, & Christensen. (2008). Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(12), 1391-1398. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.08.004>
- Merrild, H., Larsen, A. W., & Christensen, T. H. (2012). Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Manag*, 32(5), 1009-1018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.025>

- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., & Lind, P. (2005). Life cycle assessment of energy from solid waste—part 2: landfilling compared to other treatment methods. *Journal of Cleaner Production*, 13(3), 231-240. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.025>
- Mohammadi, A., Sandberg, M., Venkatesh, G., Eskandari, S., Dalgaard, T., Joseph, S., & Granström, K. (2019). Environmental performance of end-of-life handling alternatives for paper-and-pulp-mill sludge: Using digestate as a source of energy or for biochar production. *Energy*, 182, 594-605. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.06.065>
- Moretti, C., Corona, B., Edwards, R., Junginger, M., Moro, A., Rocco, M., & Shen, L. (2020). Reviewing ISO Compliant Multifunctionality Practices in Environmental Life Cycle Modeling. *Energies*, 13(14). <https://doi.org/10.3390/en13143579>
- Mueller, M. U. L., Fumihiko Kimura. (2004). Parameterised Inventories for Life Cycle Assessment - Systematically Relating Design Parameters to the Life Cycle Inventory. *Int J Life Cycle Assess*, 9(4), 227-235. <https://doi.org/10.1007/BF02978598>
- Muller, S., Lesage, P., Citroth, A., Mutel, C., Weidema, & Samson, R. (2014). The application of the pedigree approach to the distributions foreseen in ecoinvent v3. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1327-1337. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0759-5>
- Niero, M., Di Felice, F., Ren, J., Manzardo, A., & Scipioni, A. (2014). How can a life cycle inventory parametric model streamline life cycle assessment in the wooden pallet sector? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4), 901-918. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0705-6>
- O'Neill, B. C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K. L., Hallegatte, S., Carter, T. R., Mathur, R., & van Vuuren, D. P. (2013). A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic Change*, 122(3), 387-400. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0905-2>
- Ochoa de Alda, J. A. G. (2008). Feasibility of recycling pulp and paper mill sludge in the paper and board industries. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(7), 965-972. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.02.005>
- OECD. (2018). *Improving Plastics Managment: Trends, policy responses, and the role of international co-operation and trade*. Éditions OCDE. <https://doi.org/10.1787/c5f7c448-en>
- Office of Nuclear Energy. (2022). *What is Generation Capacity?* Retrieved July 9th 2024 from <https://www.energy.gov/ne/articles/what-generation-capacity>
- Palazzo, J., Geyer, R., Startz, R., & Steigerwald, D. G. (2019). Causal inference for quantifying displaced primary production from recycling. *Journal of Cleaner Production*, 210, 1076-1084. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.006>
- Palazzo, J., Geyer, R., & Suh, S. (2020). A review of methods for characterizing the environmental consequences of actions in life cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 24(4), 815-829. <https://doi.org/10.1111/jiec.12983>

- Parson, E. A., & Fisher-Vanden, K. (1997). Integrated Assessment Models of Global Climate Change. *Annu. Rev. Energy Environ.*, 22, 589-628. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.22.1.589>
- Pauliuk, S., Arvesen, A., Stadler, K., & Hertwich, E. G. (2017). Industrial ecology in integrated assessment models. *Nature Climate Change*, 7(1), 13-20. <https://doi.org/10.1038/nclimate3148>
- 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? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(1), 74-86. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0812-4>
- Peñaloza, D., Erlandsson, M., & Falk, A. (2016). Exploring the climate impact effects of increased use of bio-based materials in buildings. *Construction and Building Materials*, 125, 219-226. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.08.041>
- Pesonen, H.-L., Ekvall, T., Fleischer, G., Gja, Huppes, t., Jahn, C., Klos, Z. S., Rebitzer, G., Sonnemann, G. W., Tintinelli, A., Weidema, & Wenze, H. (2000). Framework for Scenario Development in LCA. *Int. J. LCA*, 5(1). <https://doi.org/10.1007/BF02978555>
- Pivnenko, K., Eriksson, E., & Astrup, T. F. (2015). Waste paper for recycling: Overview and identification of potentially critical substances. *Waste Manag*, 45, 134-142. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.028>
- Pivnenko, K., Laner, D., & Astrup, T. F. (2016). Material Cycles and Chemicals: Dynamic Material Flow Analysis of Contaminants in Paper Recycling. *Environ Sci Technol*, 50(22), 12302-12311. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01791>
- Plevin, R. J., Delucchi, M. A., & Creutzig, F. (2014). Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 73-83. <https://doi.org/10.1111/jiec.12074>
- Poncelet, K., Delarue, E., Six, D., & D'haeseleer, W. (2016). *Myopic Optimization Models for Simulation of Investment Decisions in the Electric Power Sector* 13th International Conference on the European Energy Market (EEM), Porto, Portugal.
- Pressley, P. N., Levis, J. W., Damgaard, A., Barlaz, M. A., & DeCarolis, J. F. (2015). Analysis of material recovery facilities for use in life-cycle assessment. *Waste Manag*, 35, 307-317. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.012>
- Provost-Savard, A. (2022a). *Regionalized recycling LCA tool*. <https://gitlab.com/arproa/RRLT>
- Provost-Savard, A. (2022b). *Supporting information for Parametrized regionalization of paper recycling life-cycle assessment (Version 2)*. <https://doi.org/10.5281/zenodo.6833925>
- Provost-Savard, A. (2024). *Prospective consequential LCA tool*. Retrieved July 9th 2024 from <https://gitlab.com/arproa/PCLT>
- Provost-Savard, A., Legros, R., & Majeau-Bettez, G. (2023). Parametrized regionalization of paper recycling life-cycle assessment. *Waste Manag*, 156, 84-96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.11.018>

- Provost-Savard, A., & Majeau-Bettez, G. (2024). Substitution modeling can coherently be used in attributional life cycle assessments. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.13480>
- Qu, S., Guo, Y., Ma, Z., Chen, W.-Q., Liu, J., Liu, G., Wang, Y., & Xu, M. (2019). Implications of China's foreign waste ban on the global circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 144, 252-255. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.01.004>
- Rahman, Hussain, A., & Basri, H. (2013). A critical review on waste paper sorting techniques. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(2), 551-564. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0222-3>
- Rahman, M. M., & Kabir, K. B. (2010). Wastewater treatment options for paper mills using recycled paper/imported pulps as raw materials: Bangladesh perspective. *Chemical Engineering Research Bulletin*, 14(1). <https://doi.org/10.3329/cerb.v14i1.5236>
- Raymond, A. G. (2017). *Modeling of Material Recovery Facility Performance with Applications for Life Cycle Assessment* [Massachusetts Institute of Technology]. <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/111296>
- Rechberger, H., & Laner, D. (s.d.). *Striving for Efficiency: Optimum vs. Maximum Recycling Targets* CEC4Europe, Vienna Austria. https://www.cec4europe.eu/wp-content/uploads/2018/09/Chapter_2.1_Rechberger_and_Laner_-_Striving_for_Efficiency.pdf
- RECYC-QUÉBEC. (2017). *Étude de préféabilité pour un centre de tri de papier mixte au Québec*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/etude-prefaisabilite-centre-tri-papier-mixte.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2020). *Caractérisation des matières sortantes des centres de tri 2018-2020*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/caracterisation-matieres-sortantes-centres-de-tri-2018-2020-rapport-final.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2021). *Ventilation et destination des matières sortantes aux fins de recyclage et de valorisation énergétique par les centres de tri recevant des matières recyclables de la collecte sélective en 2018*. Retrieved August, 6 from <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2018-ventilation-destination-matieres-sortantes.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2022). *Réduction, réemploi et consommation responsable: Est-il possible de réduire la production de déchets au Québec? Si oui, comment? Si non, pourquoi?* <https://inm.qc.ca/sites/inm.qc.ca/wp-content/uploads/2022/06/Document-information-Panel-INM-Recyc-Que%CC%81bec.pdf>
- RECYC-QUÉBEC. (2023). *Bilan 2021 de la gestion des matières résiduelles au Québec*. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/actualite/recyc-quebec-diffuse-les-resultats-du-bilan-2021-de-la-gestion-des-matieres-residuelles-au-quebec-bilan-gmr/>
- ReMM Group. (2019). *Continuous Improvement Fund Ontario Fibre Capacity Study*. https://thecif.ca/wp-content/uploads/2019/02/789-Ontario_Fibre_Capacity_Final_Report.pdf

- Ren, Y., Shi, L., Bardow, A., Geyer, R., & Suh, S. (2020). Life-cycle environmental implications of China's ban on post-consumer plastics import. *Resources, Conservation and Recycling*, 156. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104699>
- Riahi, K., van Vuuren, D. P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B. C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., Lutz, W., Popp, A., Cuaresma, J. C., Kc, S., Leimbach, M., Jiang, L., Kram, T., Rao, S., Emmerling, J., . . . Tavoni, M. (2017). The Shared Socioeconomic Pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153-168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Rigamonti, Niero, M., Haupt, M., Grosso, M., & Judl, J. (2018). Recycling processes and quality of secondary materials: Food for thought for waste-management-oriented life cycle assessment studies. *Waste Manag*, 76, 261-265. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.001>
- Rigamonti, L., Grosso, M., & Sunseri, M. C. (2009). Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 14(5), 411-419. <https://doi.org/10.1007/s11367-009-0095-3>
- Sacchi, R., Terlouw, T., Siala, K., Dirmaichner, A., Bauer, C., Cox, B., Mutel, C., Daioglou, V., & Luderer, G. (2022). PROspective EnvironMental Impact asSEment (premise): A streamlined approach to producing databases for prospective life cycle assessment using integrated assessment models. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 160. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2022.112311>
- Salhofer, S., Schneider, F., & Obersteiner, G. (2007). The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe. *Waste Manag*, 27(8), S47-57. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.025>
- Sandén, B. A., & Karlström, M. (2007). Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 15(15), 1469-1481. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.03.005>
- Schaubroeck, T. (2022). Sustainability assessment of product systems in dire straits due to ISO 14040–14044 standards: Five key issues and solutions. *Journal of Industrial Ecology*. <https://doi.org/10.1111/jiec.13330>
- Schaubroeck, T., Schaubroeck, S., Heijungs, R., Zamagni, A., Brandão, M., & Benetto, E. (2021). Attributional & Consequential Life Cycle Assessment: Definitions, Conceptual Characteristics and Modelling Restrictions. *Sustainability*, 13(13). <https://doi.org/10.3390/su13137386>
- Schaubroeck, T., Schrijvers, D., Schaubroeck, S., Moretti, C., Zamagni, A., Pelletier, N., Huppel, G., & Brandão, M. (2022). Definition of Product System and Solving Multifunctionality in ISO 14040–14044: Inconsistencies and Proposed Amendments—Toward a More Open and General LCA Framework. *Frontiers in Sustainability*, 3. <https://doi.org/10.3389/frsus.2022.778100>

- Schrijvers, Loubet, P., & Sonnemann, G. (2016a). Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 994-1008. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1069-x>
- Schrijvers, Loubet, P., & Sonnemann, G. (2016b). Developing a systematic framework for consistent allocation in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(7), 976-993. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1063-3>
- Schrijvers, D., Loubet, P., & Sonnemann, G. (2020). Archetypes of Goal and Scope Definitions for Consistent Allocation in LCA. *Sustainability*, 12(14). <https://doi.org/10.3390/su12145587>
- Sevigné-Itoiz, E., Gasol, C. M., Rieradevall, J., & Gabarrell, X. (2015). Methodology of supporting decision-making of waste management with material flow analysis (MFA) and consequential life cycle assessment (CLCA): case study of waste paper recycling. *Journal of Cleaner Production*, 105, 253-262. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.026>
- Simão, L., Hotza, D., Raupp-Pereira, F., Labrincha, J. A., & Montedo, O. R. K. (2018). Wastes from pulp and paper mills - a review of generation and recycling alternatives. *Cerâmica*, 64(371), 443-453. <https://doi.org/10.1590/0366-69132018643712414>
- Stanton, E. A., Ackerman, F., & Kartha, S. (2011). Inside the integrated assessment models: Four issues in climate economics. *Climate and Development*, 1(2), 166-184. <https://doi.org/10.3763/cdev.2009.0015>
- Statistics Canada. (2020). 47. Domestic exports - Pulp of wood or other fibrous cellulosic material; recovered (waste and scrap) paper or paperboard. <https://www.statcan.gc.ca/>
- Statistique Canada. (2024). L'application Web sur le commerce international de marchandises du Canada. <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/71-607-x/2021004/exp-eng.htm>
- Stromberg, P. (2004). Market imperfections in recycling markets: conceptual issues and empirical study of price volatility in plastics. *Resources, Conservation and Recycling*, 41(4), 339-364. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2004.02.002>
- Sun, M., Wang, Y., Shi, L., & Klemeš, J. J. (2018). Uncovering energy use, carbon emissions and environmental burdens of pulp and paper industry: A systematic review and meta-analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 92, 823-833. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.036>
- Tewari, P. K., Batra, V. S., & Balakrishnan, M. (2009). Efficient water use in industries: cases from the Indian agro-based pulp and paper mills. *J Environ Manage*, 90(1), 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.09.001>
- 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)
- Tillman, A.-M., Ekvall, T., Baumann, H., & Rydberg, T. (1994). Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2(1). [https://doi.org/10.1016/0959-6526\(94\)90021-3](https://doi.org/10.1016/0959-6526(94)90021-3)

- Tong, Y. D., Huynh, T. D. X., & Khong, T. D. (2021). Understanding the role of informal sector for sustainable development of municipal solid waste management system: A case study in Vietnam. *Waste Management*, 124, 118-127. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.033>
- Toniolo, S., Mazzi, A., Pieretto, C., & Scipioni, A. (2017). Allocation strategies in comparative life cycle assessment for recycling: Considerations from case studies. *Resources, Conservation and Recycling*, 117, 249-261. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.10.011>
- Tsalidis, G. A., & Korevaar, G. (2019). From the allocation debate to a substitution paradox in waste bioenergy life cycle assessment studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25(2), 181-187. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01677-9>
- U.S. Environmental Protection Agency. (2003). *Life-cycle inventory data sets for material production of Aluminum, Glass, Paper, Plastic, and Steel in North America*. https://mswdst.rti.org/docs/lci_report_ocr.pdf
- U.S. Environmental Protection Agency. (2009). *Technical support document for the pulp and paper sector: proposed rule for mandatory reporting of greenhouse gases*. <https://nepis.epa.gov/>
- UNEP. (2024). *Global Waste Management Outlook 2024*. <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024>
- UNEP/SETAC. (2011). *Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases - A Basis for Greener Processes and Products*. <https://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2011%20-%20Global%20Guidance%20Principles.pdf>
- United Nations. (2016). 4707 - Waste and scrap of paper and paperboard. <https://comtrade.un.org/data/>
- United Nations. (2020). 4707 - Waste and scrap of paper and paperboard. <https://comtrade.un.org/data/>
- Vadenbo, C., Hellweg, S., & Astrup, T. F. (2017). Let's Be Clear(er) about Substitution: A Reporting Framework to Account for Product Displacement in Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1078-1089. <https://doi.org/10.1111/jiec.12519>
- van Vuuren, D. P., Kok, M., Lucas, P. L., Prins, A. G., Alkemade, R., van den Berg, M., Bouwman, L., van der Esch, S., Jeuken, M., Kram, T., & Stehfest, E. (2015). Pathways to achieve a set of ambitious global sustainability objectives by 2050: Explorations using the IMAGE integrated assessment model. *Technological Forecasting and Social Change*, 98, 303-323. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2015.03.005>
- van Vuuren, D. P., Kriegler, E., O'Neill, B. C., Ebi, K. L., Riahi, K., Carter, T. R., Edmonds, J., Hallegatte, S., Kram, T., Mathur, R., & Winkler, H. (2013). A new scenario framework for Climate Change Research: scenario matrix architecture. *Climatic Change*, 122(3), 373-386. <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0906-1>

- van Vuuren, D. P., Lowe, J., Stehfest, E., Gohar, L., Hof, A. F., Hope, C., Warren, R., Meinshausen, M., & Plattner, G.-K. (2009). How well do integrated assessment models simulate climate change? *Climatic Change*, 104(2), 255-285. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9764-2>
- Vandepaer, L., & Gibon, T. (2018). The integration of energy scenarios into LCA: LCM2017 Conference Workshop, Luxembourg, September 5, 2017. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(4), 970-977. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1435-3>
- Vandepaer, L., Treyer, K., Mutel, C., Bauer, C., & Amor, B. (2018). The integration of long-term marginal electricity supply mixes in the ecoinvent consequential database version 3.4 and examination of modeling choices. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(8), 1409-1428. <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1571-4>
- Vandervaeren, Galle, & Temmerman, D. (2019). *Parametric life cycle assessment of a reusable brick veneer* IOP Conference Series: Earth and Environmental Science,
- Viau, S., Majeau-Bettez, G., Spreutels, L., Legros, R., Margni, M., & Samson, R. (2020). Substitution modelling in life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management*, 102, 795-803. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.042>
- Villanueva, A., & Wenzel, H. (2007). Paper waste - recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Manag*, 27(8), S29-46. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.02.019>
- Visintin, P., Xie, T., & Bennett, B. (2020). A large-scale life-cycle assessment of recycled aggregate concrete: The influence of functional unit, emissions allocation and carbon dioxide uptake. *Journal of Cleaner Production*, 248. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119243>
- Wang, L., Templer, R., & Murphy, R. J. (2012). A Life Cycle Assessment (LCA) comparison of three management options for waste papers: bioethanol production, recycling and incineration with energy recovery. *Bioresour Technol*, 120, 89-98. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.05.130>
- Wardenaar, T., van Ruijven, T., Beltran, A. M., Vad, K., Guinée, J., & Heijungs, R. (2012). Differences between LCA for analysis and LCA for policy: a case study on the consequences of allocation choices in bio-energy policies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(8), 1059-1067. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0431-x>
- Waste Diversion Ontario Continuous Improvement Fund Office. (2013). *An Assessment of Single and Dual Stream Recycling*. https://thecif.ca/projects/documents/716-Final_Report-REV.pdf
- WBCSD/WRI. (2011). *Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard*. https://ghgprotocol.org/sites/default/files/standards/Product-Life-Cycle-Accounting-Reporting-Standard_041613.pdf
- Weidema. (2000). Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4(3), 11-33. <https://doi.org/10.1162/108819800300106366>
- Weidema. (2003). *Market information in life cycle assessment*. <https://lca-net.com/publications/show/market-information-life-cycle-assessment/>

- Weidema. (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. (2016). Estimation of the size of error introduced into consequential models by using attributional background datasets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(8), 1241-1246. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1239-x>
- Weidema. (2018). In Search of a Consistent Solution to Allocation of Joint Production. *Journal of Industrial Ecology*, 22(2), 252-262. <https://doi.org/10.1111/jiec.12571>
- Weidema, Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C. O., & Wernet, G. (2013). Overview and methodology. *Data quality guideline for the ecoinvent database version 3* (Ecoinvent Report 1(v3)). <https://www.ecoinvent.org/database/methodology-of-ecoinvent-3/methodology-of-ecoinvent-3.html>
- Weidema, Ekvall, T., & Heijungs, R. (2009). Guidelines for application of deepened and broadened LCA. <https://lca-net.com/publications/show/guidelines-applications-deepened-broadened-lca/>
- Weidema, Pizzol, M., Schmidt, J., & Thoma, G. (2018). Attributional or consequential Life Cycle Assessment: A matter of social responsibility. *Journal of Cleaner Production*, 174, 305-314. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.340>
- Weidema, B. P., Frees, N., & Nielsen, A.-M. (1999). Marginal Production Technologies for Life Cycle Inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(1). <https://doi.org/10.1007/BF02979395>
- Weidema, B. P., & Wesnaes, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators*. *Journal of Cleaner Production*, 4(3-4), 167-174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- Wen, Z., Xie, Y., Chen, M., & Dinga, C. D. (2021). China's plastic import ban increases prospects of environmental impact mitigation of plastic waste trade flow worldwide. *Nat Commun*, 12(1), 425. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20741-9>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema. (2016). The ecoinvent database version 3 (part 1): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218-1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Wolf, M. I. (2011). *Modeling and Design of Material Separation Systems with Applications to Recycling* Massachusetts Institute of Technology]. <http://hdl.handle.net/1721.1/67359>
- World Nuclear Association. (2024). *Carbon Dioxide Emissions From Electricity*. <https://world-nuclear.org/information-library/energy-and-the-environment/carbon-dioxide-emissions-from-electricity#:~:text=Worldwide%20emissions%20of%20carbon%20dioxide,2%20and%20other%20greenhouse%20gases.>

- Yan, S., Sagoe-Crentsil, K., & Shapiro, G. (2011). Reuse of de-inking sludge from wastepaper recycling in cement mortar products. *J Environ Manage*, 92(8), 2085-2090. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.03.028>
- Yang, Y. (2016). Two sides of the same coin: consequential life cycle assessment based on the attributional framework. *Journal of Cleaner Production*, 127, 274-281. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.089>
- Yoshida, A., Terazono, A., Aramaki, T., & Hanaki, K. (2005). Secondary materials transfer from Japan to China: destination analysis. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 7(1), 8-15. <https://doi.org/10.1007/s10163-004-0120-3>
- Zamagni, A., Guinée, J., Heijungs, R., Masoni, P., & Raggi, A. (2012). Lights and shadows in consequential LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(7), 904-918. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0423-x>
- Zink, T., & Geyer, R. (2018). Material Recycling and the Myth of Landfill Diversion. *Journal of Industrial Ecology*, 23(3), 541-548. <https://doi.org/10.1111/jiec.12808>
- Zink, T., Geyer, R., & Startz, R. (2016). A Market-Based Framework for Quantifying Displaced Production from Recycling or Reuse. *Journal of Industrial Ecology*, 20(4), 719-729. <https://doi.org/10.1111/jiec.12317>

ANNEXE A INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES LIÉES À L'ARTICLE 1

A.1 S1: Application of the LiSET method to the choice of the process parameters for the paper recycling regionalization tool (Hung et al., 2018)

Step 1: Decomposing the total life cycle causal connections by separating direct and embodied impacts

Direct impact sources (“arise from direct exchanges between the technology under evaluation and the environment”):

- Water input of the paper recycling process
- Direct water emissions of the process (U.S. Environmental Protection Agency, 2003)
 - o Biological oxygen demand
 - o Chemical oxygen demand
 - o Dissolved solids
 - o Pb
 - o Hg
 - o Ni
 - o Sulfide
 - o Suspended solids
 - o Zn
 - o Al
 - o Ammonia
 - o Fe
 - o Nitrate
 - o Oil
 - o Phenol
- Direct air emissions of the process (the majority of direct air emissions can be deduced from emission factors linked to energy production processes (U.S. Environmental Protection Agency, 2003, 2009))

Embodied impact sources (“mediated through the value chains supplying the technology during manufacturing, operation, or disposal of the technology”):

- Transport of wastepaper to the recycling facility
- Production of the recycling facility (infrastructure and equipment)
- Virgin material input production
- Chemicals production
- Generation of the electricity required for the recycling process
- Generation of the energy required for the recycling process
- Treatment of solid waste
- Substitution of virgin material

Step 2: Categorize direct exchanges as material emissions of pollutants and energy releases in the form of heat

All the direct impact sources are material emissions of pollutants (water input is considered as a resource use).

Step 3: Categorize the embodied impact sources into value chains of material inputs, energy in the form of electricity or heat requirement and services

- Transport of wastepaper to the recycling facility: service
- Production of the recycling facility (infrastructure and equipment): material input
- Virgin material input production: material input
- Chemicals production: material input
- Generation of the electricity required for the recycling process: energy input
- Generation of the energy required for the recycling process: energy input
- Treatment of solid waste: material input
- Substitution of virgin material: material input

Step 4: Translate these decomposition terms into evaluable metrics and distinguish case-specific and regionalizable metrics

Table A.1 : Translation of the impact sources into evaluable metrics

Impact source	Evaluable metric(s)	Case-specific or regionalizable parameter? (Case-specific parameters need to be provided directly by the LCA practitioner, because they do not depend on the region of the recycling process.)
Water input of the paper recycling process	Water use in the paper recycling process (kg/ kg wastepaper recycled)	Regionalizable
Direct water emissions of the process (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - o Biological oxygen demand - o Chemical oxygen demand - o Dissolved solids - o Pb - o Hg - o Ni - o Sulfide - o Suspended solids - o Zn - o Al - o Ammonia - o Fe - o Nitrate - o Oil - o Phenol	Water output (kg/ kg wastepaper recycled): this parameter can be determined from the water input and a mass balance Direct water emissions of the process (kg/ kg water output)	Regionalizable
Direct air emissions of the process (the majority of direct air emissions can be deduced from emission factors linked to energy production processes (U.S. Environmental Protection Agency, 2003, 2009))	Because the direct air emissions are directly calculated from the energy production processes (another impact source mentioned), this parameter is excluded at this step.	-

Table A.1 : Translation of the impact sources into evaluable metrics (suite)

Transport of wastepaper to the recycling facility	Transport mode (train, truck, plane, boat) Transport distance (t*km of transport/kg wastepaper recycled)	Case-specific (the transport mode and the distance between the initial location of the wastepaper and the location of the recycling facility needs to be provided by the user)
Production of the recycling facility (infrastructure and equipment)	The impact of the production of the recycling facility is considered negligible and is excluded at this step.	-
Virgin material input production	Virgin material input (kg/ kg wastepaper recycled)	Regionalizable
Chemicals production	Chemicals mix Chemicals use (kg/ kg wastepaper recycled)	Regionalizable
Generation of the electricity required for the recycling process	Electricity mix Electricity use (kg/ kg wastepaper recycled)	Regionalizable
Generation of the energy required for the recycling process	Energy mix Energy use (kg/kg wastepaper recycled)	Regionalizable

Table A.1 : Translation of the impact sources into evaluable metrics (suite)

Treatment of solid waste	Solid waste composition (the solid waste categories were divided into sludge, newspaper, mixed paper, old corrugated cardboard, polyethylene terephthalate, high-density polyethylene, plastic film, glass, metal and other) Solid waste treatment mix – Sludge Solid waste treatment mix – Other solid waste Efficiency - Solid waste production (kg/ kg wastepaper recycled): this parameter can be derived from the efficiency of the recycling process and a mass balance calculation	The solid waste composition is case-specific and derived from the composition of the wastepaper input, provided by the user. The other parameters (solid waste treatment mix and efficiency) are regionalizable
Substitution of virgin material	Efficiency - Quantity of recycled product (kg/ kg wastepaper recycled): this parameter can be derived from the efficiency of the recycling process and a mass balance calculation (there is already a process parameter for efficiency) Substitution ratio	Regionalizable

The evaluable metrics in blue in Table A.1 have been selected as process parameters to regionalize. The ones in green were defined as input data to be provided by the user of the paper recycling regionalization tool. The ones in red were not considered in the tool, because they were considered negligible or could be calculated from another chosen process parameter. For example, solid waste and wastewater productions can respectively be calculated from efficiency data and water input using mass balance, and the majority of direct air emissions can be deduced from emission factors linked to energy production processes (U.S. Environmental Protection Agency, 2003, 2009).

A.2 S2: Sensitivity analysis bounds and results

Sensitivity analysis bounds

Table A.2 : Lower bound, upper bound and references for sensitivity analysis on process parameters

Process parameters to test in sensitivity analysis	Lower bound	Lower bound source	Upper bound	Upper bound source	Unit (per kg of paper produced)
Efficiency	6,00E-01	(Confederation of Indian Industry, 2020)	1,10E+00	Ecoinvent 3.7.1 (global, not used in regionalized model)	
Electricity use – Newsprint	3,14E-01	(Wang et al., 2012)	1,60E+00	Ecoinvent 3.7.1	kWh
Electricity use – Graphic paper	4,69E-01	(Hong & Li, 2012)	1,07E+00	(Wang et al., 2012)	kWh
Electricity use – Corrugated cardboard	1,63E-01	Ecoinvent 3.7.1	5,72E-01	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kWh
Energy use – Newsprint	1,21E-03	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	1,01E-02	(Christensen & Damgaard, 2010)	GJ
Energy use – Graphic paper	2,16E-03	(Confederation of Indian Industry, 2020)	8,60E-03	(Wang et al., 2012)	GJ
Energy use – Corrugated cardboard	1,90E-03	(Christensen & Damgaard, 2010)	8,47E-03	(Sun et al., 2018; U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	GJ
Chemicals' use – Newsprint	7,67E-02	Ecoinvent 3.7.1	9,00E-02	(Christensen & Damgaard, 2010)	kg
Chemicals' use – Graphic paper	2,52E-01	Ecoinvent 3.7.1	1,27E+00	(Hong & Li, 2012)	kg
Chemicals' use – Corrugated cardboard	4,20E-02	(Wang et al., 2012)	2,73E-01	(Confederation of Indian Industry, 2020)	kg
Water use - Newsprint	2,11E-02	(Christensen & Damgaard, 2010)	7,11E-02	Ecoinvent 3.7.1	m ³
Water use – Graphic paper	3,20E-03	(Hong & Li, 2012)	1,70E-02	(Wang et al., 2012)	m ³
Water use – Corrugated cardboard	3,80E-03	(Christensen & Damgaard, 2010)	6,14E-03	(FEFCO Corrugated Packaging, 2017)	m ³
BOD water emission - Newsprint	3,30E-04	Ecoinvent 3.7.1	6,47E-03	Ecoinvent 3.7.1	kg

Table A.2 : Lower bound, upper bound and references for sensitivity analysis on process parameters (suite)

BOD water emission – Graphic paper	9,98E-05	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	3,16E-03	(Devi et al., 2011)	kg
BOD water emission – Corrugated cardboard	1,60E-04	(Arena et al., 2004)	2,70E-03	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
COD water emission – Newsprint	3,27E-03	Ecoinvent 3.7.1	7,50E-03	Ecoinvent 3.7.1	kg
COD water emission – Graphic paper	4,52E-04	(Devi et al., 2011)	2,33E-03	Ecoinvent 3.7.1	kg
COD water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	(Christensen & Damgaard, 2010)	2,22E-02	(MDDELCC, 2016)	kg
DS water emission – Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	1,37E-02	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
DS water emission – Graphic paper	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	3,56E-03	(Devi et al., 2011)	kg
DS water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	5,90E-01	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Pb water emission – Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	3,86E-11	(Wang et al., 2012)	kg
Pb water emission – Graphic paper	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	4,80E-08	Hypothesis from corrugated cardboard process in (Arena et al., 2004)	kg
Pb water emission – Corrugated cardboard	3,64E-08	Ecoinvent 3.7.1	4,80E-08	(Arena et al., 2004)	kg
Hg water emission - Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1 from Ecoinvent 3.7.1	5,99E-11	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Hg water emission corrugated cardboard	1,00E-09	(Arena et al., 2004)	4,10E-09	Ecoinvent 3.7.1	kg
Ni water emission - Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,30E-08	(U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Ni water emission - Graphic paper	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,30E-08	Hypothesis from newsprint process in (U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Ni water emission corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,13E-08	Ecoinvent 3.7.1	kg

Table A.2 : Lower bound, upper bound and references for sensitivity analysis on process parameters (suite)

Sulfide water emission - Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	1,41E-09	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Sulfide water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	1,77E-04	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
SS water emission - Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	8,44E-03	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
SS water emission - Graphic paper	2,75E-04		3,07E-04	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
SS water emission corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,69E-03	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Zn water emission - Newsprint	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,09E-07	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Zn water emission - Graphic paper	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	8,00E-07	(Devi et al., 2011)	kg
Zn water emission – Corrugated cardboard	1,00E-07	(FEFCO Corrugated Packaging, 2017)	2,49E-06	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Al water emission	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	9,07E-05	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Ammonia water emission	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	4,85E-06	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Fe water emission - Graphic paper	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	1,00E-06	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Fe water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,22E-04	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Nitrates water emission	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	4,99E-09	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Oil water emission	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,31E-04	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Phenol water emission	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	2,13E-06	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Phosphates water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	Ecoinvent 3.7.1	6,30E-05	U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	kg
Sludge treatment process	Landfarming	Ecoinvent 3.7.1	Landfill	Ecoinvent 3.7.1	
Other solid wastes treatment process	Incineration with energy recovery	Ecoinvent 3.7.1	Open dump	Ecoinvent 3.7.1	

Table A.2 : Lower bound, upper bound and references for sensitivity analysis on process parameters (suite)

Electricity mix	Québec, Canada	Ecoinvent 3.7.1	India	Ecoinvent 3.7.1	
Energy mix	Biomass	Ecoinvent 3.7.1	Coal	Ecoinvent 3.7.1	
Substitution ratio	100%	Ecoinvent 3.7.1	62%	(Viau et al., 2020)	
Virgin material input	0%	Ecoinvent 3.7.1	100%	Ecoinvent 3.7.1	

Sensitivity analysis results

Table A.3 : Sensitivity analysis on parameters results

Analysis number	Analysis name	Lower bound	Upper bound	Unit	Threshold	Maximum impact variation result (V)
1	Efficiency	6,00E-01	1,10E+00		15%	148%
2	Electricity use – Newsprint	3,14E-01	1,60E+00	kWh/kg	15%	190%
3	Electricity use – Graphic paper	4,69E-01	1,07E+00	kWh/kg	15%	169%
4	Electricity use – Corrugated cardboard	1,63E-01	5,72E-01	kWh/kg	15%	197%
5	Energy use – Newsprint	1,21E-03	1,01E-02	GJ/kg	15%	130%
6	Energy use – Graphic paper	2,16E-03	8,60E-03	GJ/kg	15%	44%
7	Energy use – Corrugated cardboard	1,90E-03	8,47E-03	GJ/kg	15%	187%
8	Chemicals' use – Newsprint	7,67E-02	9,00E-02	kg/kg	15%	60%
9	Chemicals' use – Graphic paper	2,52E-01	1,27E+00	kg/kg	15%	197%
10	Chemicals' use – Corrugated cardboard	4,20E-02	2,73E-01	kg/kg	15%	194%
11	Water use - Newsprint	2,00E-03	1,42E-02	m3/kg	15%	92%
12	Water use – Graphic paper	6,40E-04	3,40E-03	m3/kg	15%	24%
13	Water use – Corrugated cardboard	7,60E-04	2,00E-03	m3/kg	15%	179%
14	BOD water emission - Newsprint	3,30E-04	6,47E-03	kg/kg	15%	0%

Table A.3 : Sensitivity analysis on parameters results (suite)

15	BOD water emission – Graphic paper	9,98E-05	3,16E-03	kg/kg	15%	0%
16	BOD water emission – Corrugated cardboard	1,60E-04	2,70E-03	kg/kg	15%	0%
17	COD water emission – Newsprint	3,27E-03	7,50E-03	kg/kg	15%	0%
18	COD water emission – Graphic paper	4,52E-04	2,33E-03	kg/kg	15%	0%
19	COD water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	2,22E-02	kg/kg	15%	0%
20	DS water emission – Newsprint	0,00E+00	1,37E-02	kg/kg	15%	0%
21	DS water emission – Graphic paper	0,00E+00	3,56E-03	kg/kg	15%	0%
22	DS water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	5,90E-01	kg/kg	15%	0%
23	Pb water emission – Newsprint	0,00E+00	3,86E-11	kg/kg	15%	0%
24	Pb water emission – Graphic paper	0,00E+00	4,80E-08	kg/kg	15%	0%
25	Pb water emission – Corrugated cardboard	3,64E-08	4,80E-08	kg/kg	15%	1%
26	Hg water emission - Newsprint	0,00E+00	5,99E-11	kg/kg	15%	0%
27	Hg water emission corrugated cardboard	1,00E-09	4,10E-09	kg/kg	15%	11%
28	Ni water emission - Newsprint	0,00E+00	2,30E-08	kg/kg	15%	0%
29	Ni water emission - Graphic paper	0,00E+00	2,30E-08	kg/kg	15%	0%
30	Ni water emission corrugated cardboard	0,00E+00	2,13E-08	kg/kg	15%	2%
31	Sulfide water emission - Newsprint	0,00E+00	1,41E-09	kg/kg	15%	0%
32	Sulfide water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	1,77E-04	kg/kg	15%	0%
33	SS water emission - Newsprint	0,00E+00	8,44E-03	kg/kg	15%	0%

Table A.3 : Sensitivity analysis on parameters results (suite)

34	SS water emission - Graphic paper	2,75E-04	3,07E-04	kg/kg	15%	0%
35	SS water emission corrugated cardboard	0,00E+00	2,69E-03	kg/kg	15%	0%
36	Zn water emission - Newsprint	0,00E+00	2,09E-07	kg/kg	15%	0%
37	Zn water emission - Graphic paper	0,00E+00	8,00E-07	kg/kg	15%	1%
38	Zn water emission – Corrugated cardboard	1,00E-07	2,49E-06	kg/kg	15%	11%
39	Al water emission	0,00E+00	9,07E-05	kg/kg	15%	0%
40	Ammonia water emission	0,00E+00	4,85E-06	kg/kg	15%	5%
41	Fe water emission - Graphic paper	0,00E+00	1,00E-06	kg/kg	15%	0%
42	Fe water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	2,22E-04	kg/kg	15%	0%
43	Nitrates water emission	0,00E+00	4,99E-09	kg/kg	15%	0%
44	Oil water emission	0,00E+00	2,31E-04	kg/kg	15%	0%
45	Phenol water emission	0,00E+00	2,13E-06	kg/kg	15%	0%
46	Phosphates water emission – Corrugated cardboard	0,00E+00	6,30E-05	kg/kg	15%	67%
47	Sludge treatment process	Landfarming	Landfill		15%	181%
48	Other solid wastes treatment process	Incineration with energy recovery	Open dump		15%	18%
49	Electricity mix	Québec, Canada	India		15%	144%
50	Energy mix	Biomass	Coal		15%	124%
51	Substitution ratio	100%	62%		15%	199%
52	Virgin material input	0%	100%		15%	198%

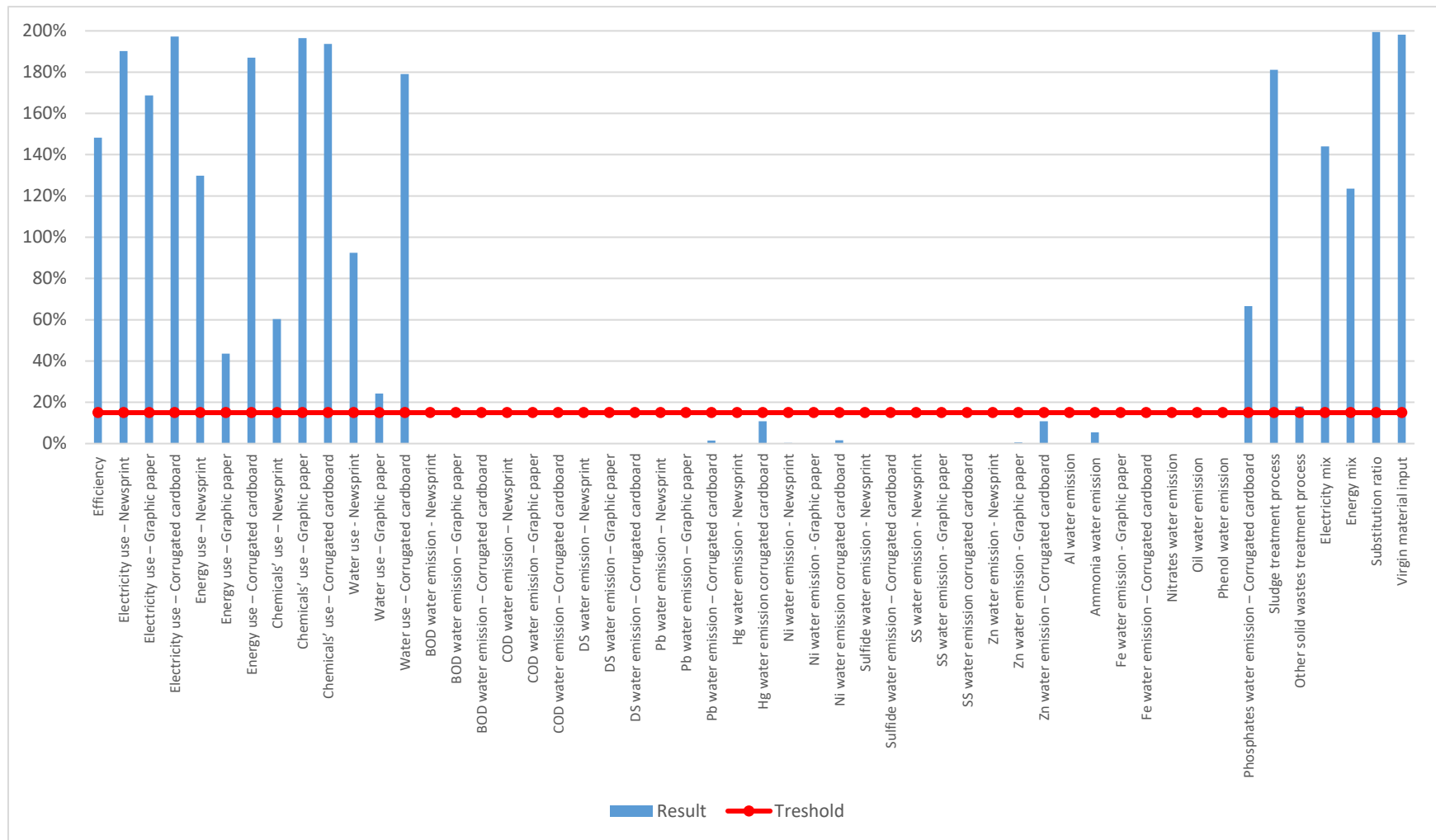


Figure A.1 : Sensitivity analysis on parameters results

A.3 S3: Inventory data quality

The ISO 3166-1 alpha 3 country codes related to each indicator score are used.

Table A.4 : Inventory data quality

Independent process parameter	LCA impacts sensitivity	Geographical correlation – Economic development indicator score	Geographical correlation – Resources and infrastructure indicator score	Technological correlation – Paper recycling technology indicator score	Technological correlation – Specific paper grade indicator score	Sensitivity analysis recommended on results
Efficiency	Yes	1 : DNK, IND, CHE, CHN, ITA 2 : North America 3-4 : Others		2 : All countries		No
Electricity use – Newsprint	Yes	1: DNK, CHE 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Electricity use – Graphic paper	Yes	1: DNK, CHN 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Electricity use – Corrugated cardboard	Yes	1: DNK, ITA 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Electricity mix	Yes		1: All countries	2 : All countries		No
Energy use – Newsprint	Yes	1: DNK, IND, CHE 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Energy use – Graphic paper	Yes	1: India, DNK 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Energy use – Corrugated cardboard	Yes	1: BRA, ESP, PRT, NOR, ITA, DNK, IND 2: North America 3-4: Others			2: All countries	No
Energy mix	Yes		1: All countries	4: Available countries in IEA database or in literature 5: Others		Yes
Chemicals' use – Newsprint	Yes	1: DNK, IND, CHE 3-4: Others			2: All countries	No
Chemicals' use – Graphic paper	Yes	1: IND, DNK, CHN 3-4: Others			2: All countries	No

Table A.4 : Inventory data quality (suite)

Chemicals' use – Corrugated cardboard	Yes	1: ITA, DNK, IND 3-4: Others			2: All countries	No
Water use – Newprint	Yes	1: DNK, CHE 3-4: Others			2: All countries	No
Water use – Graphic paper	Yes	1: IND, DNK, CHN 3-4: Others			2: All countries	No
Water use – Corrugated cardboard	Yes	1: ITA, DNK 3-4: Others			2: All countries	No
Direct water emissions – Newsprint	No for all emissions					
Direct water emissions – Graphic paper	No for all emissions					
Direct water emissions – Corrugated cardboard	No for all emissions except Phosphate	5: All countries			2: All countries	Yes
Sludge treatment mix	Yes		1: All countries	2: CAN, USA, IND 5: Others		Yes
Other solid wastes treatment mix	Yes		1: All countries	5: All countries		Yes
Virgin material input	Yes			2: All countries		Yes
Substitution ratio	Yes			2: All countries		Yes

A.4 S4: Regionalization results

The process parameters regionalization results are available in (Provost-Savard, 2022b).

A.5 S5: List of activities

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool

Parameter	Activity / Product	Geography	Unit	Regionalized value estimation methods for 1 kg of wastepaper recycled	Assumptions
				Indicator scores abbreviations: <i>G</i> : Geographical correlation <i>T</i> : Technological correlation Example: <i>G1-T2</i> means geographical correlation indicator score is 1 and technological correlation indicator score is 2.	
Waste paper input (with impurities) (<i>I</i>) – Newsprint	Market for waste paper, sorted / Waste paper, sorted	GLO	kg	1 kg	Value of the functional unit.
Waste paper input (with impurities) (<i>I</i>) – Graphic paper	Market for waste paper, unsorted / Waste paper, unsorted	RoW	kg		
Waste paper input (with impurities) (<i>I</i>) – Corrugated cardboard	Market for waste paperboard, sorted / Waste paperboard, unsorted	GLO	kg		
Virgin material input (V_{input})	Choice in template between: Market for sulfate pulp, bleached / Sulfate pulp, bleached Market for sulfate pulp, unbleached / Sulfate pulp, unbleached Market for pulpwood, softwood, measured as solid wood under bark / Pulpwood, softwood, measured as solid wood under bark	RoW	kg	Virgin material input (V_{input}): $V_{input} = \frac{(1 - v)}{v \times U^{rec}}$ Recyclable fraction of bale (U^{rec}): User defined (input parameter) Ratio virgin input/total input without impurities (v): Regionalizable process parameter with a default value of 0 (T2)	Softwood has a density of 522,5 kg/m ³ . The virgin input/total input without impurities ratio (v) is assumed to be 0, but a sensitivity analysis on this parameter is recommended.
Electricity	Most specific market is chosen for specified geography (The following order is preferred, based on existing paper recycling models in ecoinvent): 1. Market for electricity, medium voltage / Electricity, medium voltage	Most specific geography is chosen.	kWh	- G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (Ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003)	Electricity mix used for paper recycling is the same as national mix.

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	2. Market group for electricity, medium voltage / Electricity, medium voltage 3. Market for electricity, high voltage / Electricity, high voltage 4. Market group for electricity, high voltage / Electricity, high voltage 5. Market for electricity, low voltage / Electricity, low voltage 6. Market group for electricity, low voltage / Electricity, low voltage			G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita			
Energy – oil production / combustion	Production: Market for light fuel oil / Light fuel oil	RoW	kg / MJ	Total energy use: G1-T2: BRA (Sun et al., 2018); ESP (Sun et al., 2018); PRT (Sun et al., 2018); NOR (Sun et al., 2018) G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003); ITA (Arena et al., 2004); DEN (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020; Tewari et al., 2009); CHE (Ecoinvent 3.7.1) G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total energy use for each energy source: G1-T4: IEA database G1-T5: U.S. Energy Information Administration Database	Lower heating value: 42,69 MJ/kg		
	Combustion: Heat production, light fuel oil, at industrial furnace 1 MW / heat, district or industrial, other than natural gas	RoW					
Energy – coal production / combustion	Production: Market for hard coal / Hard coal	RoW	kg / MJ		G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total energy use for each energy source: G1-T4: IEA database G1-T5: U.S. Energy Information Administration Database	Lower heating value: 22,73 MJ/kg	
	Combustion: Heat production, at hard coal industrial furnace 1-10MW / Heat, district or industrial, other than natural gas	RoW					
Energy – Natural gas production / combustion	Production: Market for natural gas, high pressure / Natural gas, high pressure	RoW	m³ / MJ			G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total energy use for each energy source: G1-T4: IEA database G1-T5: U.S. Energy Information Administration Database	Lower heating value: 36,62 MJ/kg
	Combustion: Heat production, natural gas, at industrial furnace >100kW / Heat, district or industrial, natural gas	RoW					
Energy – Biofuel production / combustion	Production: Ethanol production from wood / Ethanol, without water, in 95% solution state, from fermentation	RoW	kg / MJ	G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total energy use for each energy source: G1-T4: IEA database G1-T5: U.S. Energy Information Administration Database			Biofuel is assumed to have the same production impact as ethanol and the same combustion impacts as biodiesel, but with biogenic carbon emissions.

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	Combustion: Heat and power co-generation, diesel, 200kW electrical, SCR-NOx reduction / Heat, district or industrial, other than natural gas (fossil carbon emissions replaced by non fossil carbon emissions)	RoW			Lower heating value: 26,95 MJ/kg
Energy – Biomass production / combustion	Production: Market for wood chips, dry, measured as dry mass	RoW	kg	Total energy use: - G1-T2: BRA (Sun et al., 2018); ESP (Sun et al., 2018); PRT (Sun et al., 2018); NOR (Sun et al., 2018) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003); ITA (Arena et al., 2004); DEN (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020; Tewari et al., 2009); CHE (Ecoinvent 3.7.1) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total energy use: - G1-T4: IEA database - G1-T5: U.S. Energy Information Administration Database	Lower heating value: 15,40 MJ/kg
	Combustion: Heat production, softwood chips from forest, at furnace 1000kW / Heat, district or industrial, other than natural gas	RoW			
Chemicals Newsprint	Market for bentonite / Bentonite	GLO	kg	Total chemicals use: - G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (Ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total chemicals use for each chemical: Value from ecoinvent pre-built processes: Graphic paper production, 100% recycled / Graphic paper, 100% recycled / RoW	The share of total chemicals use for each chemical is the same in every country.
	Market for malusil / Malusil	GLO	kg		
	Market for silica sand / Silica sand	GLO	kg		
	Market for lime / Lime	RER	kg		
	Market for potato starch / Potato starch	GLO	kg		
	Market for DTPA, diethylenetriaminepentaacetic acid / DTPA, diethylenetriaminepentaacetic acid	RER	kg		
	Market for EDTA, ethylenediaminetetraacetic acid / EDTA, ethylenediaminetetraacetic acid	GLO	kg		
	Market for aluminium sulfate, powder / Aluminium sulfate, powder	RER	Kg		
	Market for chemical, organic / Chemical, organic	GLO	kg		
	Market for chemicals, inorganic / Chemical, inorganic	GLO	kg		
	Market for deinking emulsion, in paper production / Deinking emulsion	RER	kg		
	Market for fatty acid / Fatty acid	GLO	kg		
	Market for hydrogen peroxide, without water, in 50% solution state	RER	kg		
	Market for neutralising agent, sodium hydroxide-equivalent / Neutralising agent, sodium hydroxide-equivalent	GLO	kg		
	Market for nitrogen, liquid / Nitrogen, liquid	RER	kg		

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

		Market for optical brighteners, for paper production / Optical brighteners, for paper production	RER	kg
		Market for phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state / Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state	GLO	kg
		Market for phosphorus, white, liquid / Phosphorus, white, liquid	GLO	kg
		Market for polyacrylamide / Polyacrylamide	GLO	kg
		Market for retention aid, for paper production / Retention aid, for paper production	RER	kg
		Market for sodium dithionite, anhydrous / Sodium dithionite, anhydrous	RER	kg
		Market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state / Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	GLO	kg
		Market for sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state	RER	kg
		Market for sodium silicate, solid / Sodium silicate, solid	RER	kg
		Market for sodium silicate, spray powder, 80% / Sodium silicate, spray powder, 80%	RER	kg
		Market for sulfur dioxide, liquid / Sulfur dioxide, liquid	RER	kg
		Market for sulfuric acid / Sulfuric acid	RER	kg
		Market for urea	RER	kg
Chemicals Corrugated cardboard	–	Market for maize starch / Maize starch	GLO	kg
		Market for potato starch / Potato starch	GLO	kg
		Market for pitch despersents, in paper production / Pitch despersents, in paper production	RoW	kg
		Market for retention aid, for paper production / Retention aid, for paper production	RoW	kg
		Market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state / Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	GLO	kg
		Market for dithiocarbamate-compound / Dithiocarbamate compound	GLO	kg
		Market for triazine-compound, unspecified / Trazine-compound, unspecified	GLO	kg
		Market for ethoxylated alcohol (AE3) / Ethoxylated alcohol (AE3)	RoW	kg
Chemicals Graphic paper	–	Market for lime / Lime	RoW	kg
		Market for sodium chloride, powder / Sodium chloride, powder	GLO	kg
		Market for potato starch / Potato starch	GLO	kg
		Market for chemical, organic / Chemical, organic	GLO	kg
		Market for chemicals, inorganic	GLO	kg
		Market for hydrogen peroxide, without water, in 50% solution state	RoW	kg
		Market for hydrogen sulfide	RoW	kg
		Market for optical brighteners, for paper production / Optical brighteners, for paper production	RoW	kg
		Market for sodium dithionite, anhydrous / Sodium dithionite, anhydrous	RoW	kg
		Market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state / Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	GLO	kg
		Market for sodium silicate, spray powder, 80%	RoW	kg
		Market for latex / Latex	RoW	kg

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	Market for quicklime, milled, loose / Quicklime, milled, loose	RoW	kg		
Sludge treatment – Incineration (with substitution)	Custom process (see supporting information S6)	-	kg	Total sludge production (S): Calculated from mass balance:	Deinking sludge is only produced when producing newsprint or graphic paper.
Sludge treatment - Landfill	Treatment of sludge from pulp and paper production, sanitary landfill / Sludge from pulp and paper production	RoW	kg	$S = \frac{((U^{rec} + V_{input})(1 - w_{input}) - \eta^{rec}(U^{rec} + V_{input})(1 - w_{output}))}{(1 - w_{sludge})}$	Deinking sludge doesn't contain chemicals added during the recycling process, since these chemicals are added after the deinking step.
Sludge treatment – Landfarming (with substitution)	Treatment of sludge from pulp and paper production, landfarming / Sludge from pulp and paper production	RoW	kg	U^{rec} is the recyclable fraction of the bale (user defined) V_{input} is the virgin material input w_{input} is the water mass fraction in waste and virgin paper input without impurities w_{output} is the water mass fraction in paper output w_{sludge} is the water mass fraction in sludge	Deinking sludge doesn't contain impurities from the initial bale. These impurities are perfectly separated before the deinking step.
Sludge treatment - Filler	-	-	-	Efficiency (η^{rec}): - G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total sludge production sent to each treatment: - G1-T2: CAN (MDDELCC, 2016); USA (Bajpai, 2015); IND (Confederation of Indian Industry, 2020) - G1-T5: Waste management practices by country from (Kaza et al., 2018). Open dump and landfill practices are associated with sludge landfill and composting practices are associated to sludge landfarming.	No dewatering is performed before sludge incineration. Deinking sludge can be burned without the use of additional fuel. All water contained in sludge is evaporated to air. Sludge incineration produces 1,8 MJ/kg (Deviatkin et al., 2016), and 35% of this energy can be recovered (Mohammadi et al., 2019). The energy

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

					produced by sludge incineration replaces energy from the energy mix used by the recycling facility. No electricity is produced from sludge incineration. Dry deinking sludge contains 50% ash (Gavrilescu, 2008). $w_{input} = 9\%$ $w_{output} = 5\%$ $w_{sludge} = 58\%$ (Faubert et al., 2016) No impact and no substitution are associated with sludge used as filler material. Each kg of landfarmed sludge substitutes 0,00415 kg of P₂O₅ organo-mineral fertiliser, 0,001 kg of K₂O organo-mineral fertiliser and 0,116 kg of CaCO₃ pH raising agent, as specified in ecoinvent sludge landfarming process.
Other solid wastes treatment – Landfill	Newspaper, mixed papers: Treatment of waste graphical paper, sanitary landfill / Waste graphical paper	RoW	kg	Total other solid wastes production (W): Calculated from mass balance (for 1 kg of output): $W = 1 - U^{rec}$	All impurities in waste paper bales are separated during the recycling process

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	Old corrugated cardboard, Tetrapak: Treatment of waste paperboard, sanitary landfill / Waste paperboard	RoW	kg	U^{rec} is the recyclable fraction of the bale (user defined) *Composition of other solid wastes is provided by user (input parameter). If product is corrugated cardboard, losses due to efficiency (L) are not resulting in sludge like in processes producing newsprint and graphical paper. These losses are assumed to be treated like other solid wastes and are calculated as follow from mass balance (for 1 kg of output): $L = \frac{((U^{rec} + V_{input})(1 - w_{input}) - \eta^{rec}(U^{rec} + V_{input})(1 - w_{output}))}{(1 - w_{losses})}$ U^{rec} is the recyclable fraction of the bale (user defined) V_{input} is the virgin material input w_{input} is the water mass fraction in waste and virgin paper input without impurities w_{output} is the water mass fraction in paper output w_{losses} is the water mass fraction in losses due to efficiency Efficiency (η^{rec}): - G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (Ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Share of total other solid wastes sent to each treatment: - G1-T5: Waste management practices by country from (Kaza et al., 2018).	and sent to municipal solid waste treatments. The energy produced from the incineration of other solid wastes doesn't substitute any other form of energy. Plastic films are assumed to be composed of polyethylene. <i>Tetrapaks</i> are assumed to have the same impacts as paperboard. Metal is assumed to have the same impacts as steel. All landfill categories in the World Bank Group report (2018) are assumed to refer to sanitary landfill. Rejects from the recycling process are exclusively sent to landfill, open dump or incineration and are not sent to composting, recycling, anaerobic digestion, waterways or any other treatment type.
	Polyethylene terephthalate: Treatment of waste polyethylene terephthalate, sanitary landfill / Waste polyethylene terephthalate	RoW	kg		
	High-density polyethylene, plastic film: Treatment of waste polyethylene, sanitary landfill / Waste polyethylene	RoW	kg		
	Glass: Treatment of waste glass, sanitary landfill / Waste glass	GLO	kg		
	Metal: Treatment of scrap steel, inert material landfill / Scrap steel	RoW	kg		
	Other: Treatment of municipal solid waste, sanitary landfill / Municipal solid waste	RoW	kg		
Other solid wastes treatment – Incineration (without incineration)	Newspaper, mixed papers: Treatment of waste graphical paper, municipal incineration / Waste graphical paper	RoW	kg		
	Old corrugated cardboard, Tetrapak: Treatment of waste paperboard, municipal incineration / Waste paperboard	RoW	kg		
	Polyethylene terephthalate: Treatment of waste polyethylene terephthalate, municipal incineration / Waste polyethylene terephthalate	RoW	kg		
	High-density polyethylene, plastic film: Treatment of waste polyethylene, municipal incineration / Waste polyethylene	RoW	kg		
	Glass: Treatment of waste glass, municipal incineration / Waste glass	RoW	kg		
	Metal: Treatment of scrap steel, municipal incineration / Scrap steel	RoW	kg		
	Other: Treatment of municipal solid waste, incineration / Municipal solid waste	RoW	kg		
Other solid wastes treatment – Open dump	Newspaper, mixed papers: Treatment of waste graphical paper, open dump, X infiltration class / Waste graphical paper	GLO	kg		
	Old corrugated cardboard, Tetrapak: Treatment of waste paperboard, open dump, X infiltration class / Waste paperboard	GLO	kg		
	Polyethylene terephthalate: Treatment of waste polyethylene terephthalate, open dump, X infiltration class / Waste polyethylene terephthalate	GLO	kg		

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	High-density polyethylene, plastic film: Treatment of waste polyethylene, open dump, X infiltration class / Waste polyethylene	GLO	kg		If solid wastes are sent to open dump, the geography specific infiltration class is chosen (Doka, 2018). $w_{losses} = 40\%$ (Gavrilescu, 2008)
	Glass: Treatment of waste glass, open dump, X infiltration class / Waste glass	GLO	kg		
	Metal: Treatment of scrap steel, inert material landfill	RoW	kg		
	Other: Treatment of municipal solid waste, open dump, X infiltration class / Municipal solid waste	GLO	kg		
Substitution – Newsprint	Paper production, newsprint, virgin / Paper, newsprint	RoW	kg	Total quantity of virgin material substituted (M_{sub}): $M_{sub} = (U^{rec} + V_{input}) \eta^{rec} \times \alpha^{rec:disp}$ U^{rec} is the recyclable fraction of the bale (user defined) V_{input} is the virgin material input $\alpha^{rec:disp}$ is the substitution ratio, a regionalizable process parameter with a default value of 100% (T2) Efficiency (η^{rec}): - G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (Ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita	A substitution ratio ($\alpha^{rec:disp}$) of 100% is assumed. A sensitivity analysis on this parameter is recommended.
Substitution – Graphic paper	Containerboard production, fluting medium, semichemical	RoW	kg		
Substitution – Corrugated cardboard	Paper production, woodcontaining, lightweight coated / Paper, woodcontaining, lightweight coated	RoW	kg		
Transport	Boat: Transport, freight, sea, containership / Transport, freight, sea, container ship	GLO	Metric ton*km	Travel distance is calculated between exporting and importing country. Transport type is user defined.	-
	Truck: Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO3	RoW	Metric ton*km		
	Train: Transport, freight train, electricity / Transport, freight train	RoW	Metric ton*km		
	Plane: Transport, freight, aircraft, all distacnes to generic market for transport, freight, aircraft, unspecified / Transport, freight, aircraft, unspecified	GLO	Metric ton*km		
Parameter	Emission	Compartment / Sub-compartment	Unit	Regionalized value estimation methods for 1 kg of wastepaper recycled	Assumptions
Water input (W_{input})	Water, cooling, unspecified natural origin	Natural resource / In water	m ³	G1-T2: IND (Central Pulp & Paper Research Institute, s.d.; Confederation of Indian Industry, 2020); DEN (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); CHN (Hong & Li, 2012); CHE (Ecoinvent 3.7.1); ITA (Arena et al., 2004)	

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

				G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita	
Water discharge	To water: Water	Water / Surface water	m ³	Total water discharge calculated with water mass balance ($W_{discharge}$): $W_{discharge} = w_{input} + W_{input} - (U^{rec} + V_{input}) \eta^{rec} \times w_{output} - S * W_{studge} - L * W_{losses}$ w_{input} is the water mass fraction in waste and virgin paper input without impurities U^{rec} is the recyclable fraction of the bale (user defined) V_{input} is the virgin material input w_{output} is the water mass fraction in paper output S is the total sludge produced W_{studge} is the water mass fraction in sludge L are the losses due to efficiency W_{losses} is the water mass fraction in losses due to efficiency Efficiency (η^{rec}): - G1-T2: DNK (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); IND (Confederation of Indian Industry, 2020); CHE (Ecoinvent 3.7.1); CHN (Hong & Li, 2012); ITA (Arena et al., 2004) - G2-T2 : North America (U.S. Environmental Protection Agency, 2003) - G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita Water input (W_{input}) - G1-T2: IND (Central Pulp & Paper Research Institute, s.d.; Confederation of Indian Industry, 2020); DEN (Christensen & Damgaard, 2010; Wang et al., 2012); CHN (Hong & Li, 2012); CHE (Ecoinvent 3.7.1); ITA (Arena et al., 2004) G3/4-T2 : Geographic clustering with GDP/capita	Water contained in chemicals is negligible. w_{losses} = 40% (Gavrilescu, 2008) w_{input} = 9% w_{output} = 5% w_{studge} = 58% (Faubert et al., 2016)
	To air: Water	Air / Unspecified	m ³		
Water emissions	BOD5, Biological Oxygen Demand	Water / Unspecified	kg	G5-T2: Average values from North American recycling mills are used for all water emissions (U.S. Environmental Protection Agency, 2003).	
	COD, Chemical Oxygen Demand	Water / Unspecified	kg		
	Dissolved solids	Water / Unspecified	kg		
	Lead	Water / Unspecified	kg		
	Mercury	Water / Unspecified	kg		
	Nickel, ion	Water / Unspecified	kg		
	Sulfide	Water / Unspecified	kg		
	Suspended solids, unspecified	Water / Unspecified	kg		

Table A.5 : Life-cycle inventory used for the regionalized paper recycling LCA tool (suite)

	Zinc, ion	Water / Unspecified	kg		
	Aluminium	Water / Unspecified	kg		
	Ammonia, ion	Water / Unspecified	kg		
	Iron, ion	Water / Unspecified	kg		
	Nitrate	Water / Unspecified	kg		
	Oils, unspecified	Water / Unspecified	kg		
	Phenol	Water / Unspecified	kg		
	Phosphate	Water / Unspecified	kg		

A.6 S6: Deinking sludge incineration process

NO_x, CO, benzopyrene, CO₂ and non-methane volatile organic compounds (NMVOC) air emissions

Table A.6 : Parameters used in the process model

Parameter	Symbol	Unit	Value	Source
Amount of deinking sludge incinerated	D	kg	1	Functional unit
Heat losses due to mechanically incomplete fuel combustion	h_{mec}	mass fraction	0,03	(Deviatkin et al., 2016)
Sludge water content	w	mass fraction	0,58	(Deviatkin et al., 2016; Faubert et al., 2016)
HHV of sludge on wet basis	$\dot{q}$	MJ/kg	1,8	(Deviatkin et al., 2016)
Power of boiler based on heat supplied	P	MW	3,12	(Deviatkin et al., 2016)
Specific amount of nitrogen oxides emissions	$\dot{m}_{NO_x}$	kg/MJ	0,000049	(Deviatkin et al., 2016)
Outcome of CO from deinking sludge combustion	$\dot{m}_{CO}$	kg/kg	0,000018	(Deviatkin et al., 2016)
Concentration of benzopyrene in dry flue gases at the exit of the furnace	c_{bp}	mg/m ³	0,000752	(Deviatkin et al., 2016)
Volume of dry gases generated during deinking sludge combustion	V_{dg}	m ³ /kg	1,17	(Deviatkin et al., 2016)
Coefficient of oxidation of carbon contained in fuel	K	-	0,98	(Deviatkin et al., 2016)
CO ₂ emission coefficient	K_{CO_2}	t/TJ	28,9	(Deviatkin et al., 2016)
CH ₄ emission coefficient	K_{CH_4}	t/TJ	0,03	(Deviatkin et al., 2016)
N ₂ O emission coefficient	K_{N_2O}	t/TJ	0,004	(Deviatkin et al., 2016)
NMVOC emission coefficient	K_{NMVOC}	t/TJ	0,05	(Deviatkin et al., 2016)

Estimated deinking sludge to be burned effectively (D_{eff}):

$$D_{eff} = D(1 - h) = 1(1 - 0,03) = 0,97 \text{ kg} \quad (\text{A.1})$$

Total amount of NO_x emitted into the atmosphere (m_{NO_x}):

$$m_{NO_x} = D_{eff} \times \dot{q} \times \dot{m}_{NO_x} = 0,97 \text{ kg} \times 1,8 \text{ MJ/kg} \times 0,000049 \text{ kg/MJ} = 0,00008555 \text{ kg} \quad (\text{A. 2})$$

Total amount of CO emitted into the atmosphere (m_{CO}):

$$\dot{m}_{CO} = D \times \dot{m}_{CO} \times (1 - h_{mec}) = 1 \text{ kg} \times 0,000018 \text{ kg/kg} \times (1 - 0,03) = 0,00001746 \text{ kg} \quad (\text{A. 3})$$

Total amount of benzopyrene released into the atmosphere (m_{BP}):

$$m_{BP} = c_{bp} \times V_{dg} \times (1 - h_{mec}) = 0,000752 \frac{\text{mg}}{\text{m}^3} \times 1,17 \text{ m}^3/\text{kg} \times (1 - 0,03) \times \frac{1 \text{ kg}}{1\,000\,000 \text{ mg}} = 8,53 \times 10^{-10} \quad (\text{A. 4})$$

Total amount of CO₂ released into the atmosphere (m_{CO_2}):

$$m_{CO_2} = D \times K \times \dot{q} \times K_{CO_2} \times \frac{44}{12} = 1 \text{ kg} \times 0,98 \times 1,8 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \times 28,9 \text{ t/TJ} \times \frac{44}{12} \times \frac{1000 \text{ kg}}{1 \text{ t}} \times \frac{1 \text{ TJ}}{10\,000\,000 \text{ MJ}} = 0,1869 \text{ kg} \quad (\text{A. 5})$$

Total amount of CH₄ released into the atmosphere (m_{CH_4}):

$$m_{CH_4} = D \times K \times \dot{q} \times K_{CH_4} = 1 \text{ kg} \times 0,98 \times 1,8 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \times 0,03 \text{ t/TJ} \times \frac{1000 \text{ kg}}{1 \text{ t}} \times \frac{1 \text{ TJ}}{10\,000\,000 \text{ MJ}} = 0,00005292 \text{ kg} \quad (\text{A. 6})$$

Total amount of N₂O released into the atmosphere (m_{N_2O}):

$$m_{N_2O} = D \times K \times \dot{q} \times K_{N_2O} = 1 \text{ kg} \times 0,98 \times 1,8 \frac{\text{MJ}}{\text{kg}} \times 0,004 \text{ t/TJ} \times \frac{1000 \text{ kg}}{1 \text{ t}} \times \frac{1 \text{ TJ}}{10\,000\,000 \text{ MJ}} = 0,000007056 \text{ kg} \quad (\text{A. 7})$$

Total amount of NMVOC released into the atmosphere (m_{NMVOC}):

$$m_{NMVOC} = D \times K \times \dot{q} \times K_{NMVOC} = 1 \text{ kg} \times 0,98 \times 1,8 \text{ MJ/kg} \times 0,05 \text{ t/TJ} \times \frac{1000 \text{ kg}}{1 \text{ t}} \times \frac{1 \text{ TJ}}{1000000 \text{ MJ}} = 0,00008820 \text{ kg} \quad (\text{A. 8})$$

Other emissions

Table A.7 provides the composition of paper from *ecoinvent* 3.7.1 paper municipal incineration process (treatment of waste graphical paper, municipal incineration, GLO) and the composition of the deinking sludge from (Abdullah et al., 2015) and (Gavrilescu, 2008). Only the elements for which a composition is provided in the literature for deinking sludge are presented.

Table A.7 : Paper and deinking sludge composition

	Paper dry composition	Paper wet composition	Sludge composition dry	Sludge composition wet
H ₂ O	0,00E+00	1,11E-01	0,00E+00	5,80E-01
C	4,54E-01	4,04E-01	1,90E-01	7,98E-02
S	1,58E-03	1,41E-03	5,00E-04	2,10E-04
N	4,22E-03	3,76E-03	1,00E-02	4,20E-03
P	1,27E-04	1,13E-04	1,80E-03	7,56E-04
Cd	1,87E-06	1,66E-06	2,34E-06	9,83E-07
Cr	1,63E-05	1,45E-04	2,06E-05	8,64E-06
Cu	6,85E-05	6,09E-05	1,30E-04	5,48E-05
Mn	4,52E-05	4,02E-05	2,04E-04	8,56E-05
Ni	1,06E-05	9,44E-06	2,16E-05	9,06E-06
Pb	9,04E-05	8,04E-05	1,27E-04	5,31E-05
Zn	1,40E-04	1,25E-04	3,15E-04	1,32E-04
Fe	1,34E-03	1,19E-03	3,40E-03	1,43E-03
Ca	3,87E-03	3,44E-03	6,60E-03	2,77E-03
Al	1,45E-02	1,29E-02	1,68E-02	7,06E-03
K	1,49E-03	1,33E-03	1,20E-03	5,04E-04
Mg	4,83E-03	4,30E-03	6,10E-03	2,56E-03
Na	1,03E-03	9,19E-04	6,70E-03	2,81E-03

For the elements in Table A.7, the emissions from the incineration of deinking sludge were deduced from the paper incineration process. It was assumed that the mass fraction of the element emitted in a particular compartment on the total content of this element in the wet material incinerated is the same in the paper and the sludge incineration processes. For the compounds containing one or more element in table A.7, it was assumed that the mass fraction of the limiting element emitted in a particular compartment on the total content of this element in the wet material incinerated is the same in the paper and the sludge incineration processes.

For example:

Aluminium emitted to air, urban air close to ground in paper incineration *ecoinvent* process:

$$1,94 \times 10^{-5} \frac{kg}{kg \text{ wet paper incinerated}} \quad (\text{A. 9})$$

Mass fraction of total aluminium contained in 1 kg of paper emitted to air, urban air close to ground in *ecoinvent* process:

$$\frac{1,94 \times 10^{-5} \frac{kg}{kg \text{ paper incinerated}}}{1,29 \times 10^{-2} \frac{kg}{kg \text{ wet paper}}} = 1,50 \times 10^{-3} \quad (\text{A. 10})$$

Estimation of aluminium emitted to air, urban air close to ground in new deinking sludge incineration process:

$$1,50 \times 10^{-3} \times 7,06 \times 10^{-3} \frac{kg}{kg \text{ wet sludge}} = 1,06 \times 10^{-5} \frac{kg}{kg \text{ wet sludge incinerated}} \quad (\text{A. 11})$$

For the elements and compounds released to air or water in the *ecoinvent* process, but not available in the composition of deinking sludge, it was assumed that the emission per mass unit of dry material incinerated of these elements or compounds is the same for paper and deinking sludge.

For example:

Antimony emitted to air, urban air close to ground in paper incineration *ecoinvent* process:

$$2,76 \times 10^{-15} \frac{kg}{kg \text{ wet paper incinerated}} \times \frac{1 \text{ kg wet paper incinerated}}{(1 - 0,111) \text{ kg dry paper incinerated}} = 3,10 \times 10^{-15} \frac{kg}{kg \text{ dry paper incinerated}} \quad (\text{A. 12})$$

Estimation of antimony emitted to air, urban air close to ground in new deinking sludge incineration process:

$$3,10 \times 10^{-15} \frac{kg}{kg \text{ dry sludge incinerated}} \times \frac{(1 - 0,58) \text{ kg dry sludge incinerated}}{kg \text{ wet sludge incinerated}} = 1,30 \times 10^{-15} \frac{kg}{kg \text{ wet sludge incinerated}} \quad (\text{A. 13})$$

It was assumed that the water contained in the deinking sludge was completely evaporated and emitted to air (0,58 kg of water emitted to air by kg of sludge incinerated).

Emission results

Table A.8 contains the emissions and their values calculated with the previously presented method for the sludge incineration process created.

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created

Element / Compound	Unit	Compartment	Sub-compartment	Value
Aluminium	kg	air	urban air close to ground	1,06E-05
Ammonia	kg	air	urban air close to ground	1,41E-06
Antimony	kg	air	urban air close to ground	1,30E-15
Arsenic	kg	air	urban air close to ground	9,87E-15
Barium	kg	air	urban air close to ground	5,38E-08
Beryllium	kg	air	urban air close to ground	4,60E-10
Boron	kg	air	urban air close to ground	9,73E-07
Cadmium	kg	air	urban air close to ground	5,41E-11

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)

Calcium	kg	air	urban air close to ground	4,62E-06
Carbon dioxide, non-fossil	kg	air	urban air close to ground	1,87E-01
Carbon monoxide, non-fossil	kg	air	urban air close to ground	1,75E-05
Chromium	kg	air	urban air close to ground	6,40E-14
Cobalt	kg	air	urban air close to ground	1,11E-14
Copper	kg	air	urban air close to ground	4,05E-10
Cyanide	kg	air	urban air close to ground	6,68E-07
Dinitrogen monoxide	kg	air	urban air close to ground	7,06E-06
Hydrogen chloride	kg	air	urban air close to ground	9,64E-09
Hydrogen fluoride	kg	air	urban air close to ground	4,82E-09
Iron	kg	air	urban air close to ground	4,77E-08
Lead	kg	air	urban air close to ground	1,97E-09
Magnesium	kg	air	urban air close to ground	3,53E-06
Manganese	kg	air	urban air close to ground	4,66E-13
Mercury	kg	air	urban air close to ground	2,27E-15
Methane, non-fossil	kg	air	urban air close to ground	5,29E-05
Molybdenum	kg	air	urban air close to ground	4,06E-09
Nickel	kg	air	urban air close to ground	3,91E-13
Nitrogen oxides	kg	air	urban air close to ground	8,56E-05
Phosphorus	kg	air	urban air close to ground	7,56E-07
Potassium	kg	air	urban air close to ground	1,52E-06
Selenium	kg	air	urban air close to ground	6,14E-15
Silicon	kg	air	urban air close to ground	2,34E-05
Silver	kg	air	urban air close to ground	2,93E-13
Sodium	kg	air	urban air close to ground	2,65E-05
Strontium	kg	air	urban air close to ground	2,75E-09
Sulfur dioxide	kg	air	urban air close to ground	8,94E-07

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)

Thallium	kg	air	urban air close to ground	8,12E-10
Titanium	kg	air	urban air close to ground	8,12E-08
Zinc	kg	air	urban air close to ground	2,16E-09
Aluminium	kg	water	ground-, long-term	5,00E-03
Aluminium	kg	water	surface water	5,62E-07
Antimony	kg	water	ground-, long-term	2,14E-07
Antimony	kg	water	surface water	1,16E-07
Arsenic, ion	kg	water	ground-, long-term	5,29E-07
Arsenic, ion	kg	water	surface water	4,36E-07
BOD5, Biological Oxygen Demand	kg	water	ground-, long-term	1,54E-03
BOD5, Biological Oxygen Demand	kg	water	surface water	7,13E-06
Barium	kg	water	ground-, long-term	4,77E-05
Barium	kg	water	surface water	7,42E-09
Beryllium	kg	water	ground-, long-term	3,71E-07
Beryllium	kg	water	surface water	2,86E-10
Boron	kg	water	ground-, long-term	5,34E-06
Boron	kg	water	surface water	1,27E-06
COD, Chemical Oxygen Demand	kg	water	ground-, long-term	4,71E-03
COD, Chemical Oxygen Demand	kg	water	surface water	1,28E-05
Cadmium, ion	kg	water	ground-, long-term	9,87E-09
Cadmium, ion	kg	water	surface water	4,46E-10
Calcium, ion	kg	water	ground-, long-term	2,41E-03
Calcium, ion	kg	water	surface water	1,05E-05
Chloride	kg	water	ground-, long-term	2,05E-05
Chloride	kg	water	surface water	8,46E-04

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)

Chromium VI	kg	water	ground-, long-term	9,15E-08
Chromium VI	kg	water	surface water	2,82E-08
Chromium, ion	kg	water	surface water	2,76E-09
Cobalt	kg	water	ground-, long-term	3,04E-07
Cobalt	kg	water	surface water	5,95E-11
Copper, ion	kg	water	ground-, long-term	4,42E-05
Copper, ion	kg	water	surface water	2,22E-09
DOC, Dissolved Organic Carbon	kg	water	ground-, long-term	7,78E-04
DOC, Dissolved Organic Carbon	kg	water	surface water	2,19E-06
Fluoride	kg	water	ground-, long-term	8,22E-06
Fluoride	kg	water	surface water	7,09E-07
Iron, ion	kg	water	ground-, long-term	6,69E-04
Iron, ion	kg	water	surface water	4,89E-07
Lead	kg	water	ground-, long-term	3,79E-06
Lead	kg	water	surface water	1,48E-09
Magnesium	kg	water	ground-, long-term	3,97E-03
Magnesium	kg	water	surface water	1,50E-05
Manganese	kg	water	ground-, long-term	7,37E-05
Manganese	kg	water	surface water	4,79E-09
Mercury	kg	water	ground-, long-term	3,42E-09
Mercury	kg	water	surface water	7,04E-10
Molybdenum	kg	water	ground-, long-term	1,68E-06
Molybdenum	kg	water	surface water	3,47E-07
Nickel, ion	kg	water	ground-, long-term	8,48E-06
Nickel, ion	kg	water	surface water	5,68E-09
Nitrate	kg	water	ground-, long-term	1,51E-04

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)

Nitrate	kg	water	surface water	5,38E-05
Phosphate	kg	water	ground-, long-term	8,84E-05
Phosphate	kg	water	surface water	1,48E-07
Potassium, ion	kg	water	ground-, long-term	4,14E-04
Potassium, ion	kg	water	surface water	8,73E-05
Selenium	kg	water	ground-, long-term	1,73E-06
Selenium	kg	water	surface water	8,40E-07
Silicon	kg	water	ground-, long-term	1,85E-03
Silicon	kg	water	surface water	4,50E-06
Silver, ion	kg	water	ground-, long-term	3,01E-08
Silver, ion	kg	water	surface water	5,68E-12
Sodium, ion	kg	water	ground-, long-term	2,18E-03
Sodium, ion	kg	water	surface water	6,09E-04
Strontium	kg	water	ground-, long-term	5,82E-05
Strontium	kg	water	surface water	3,67E-08
Sulfate	kg	water	ground-, long-term	5,27E-04
Sulfate	kg	water	surface water	1,02E-04
TOC, Total Organic Carbon	kg	water	ground-, long-term	1,85E-03
TOC, Total Organic Carbon	kg	water	surface water	5,22E-06
Thallium	kg	water	ground-, long-term	1,00E-06
Thallium	kg	water	surface water	1,05E-09
Titanium, ion	kg	water	ground-, long-term	5,15E-05
Titanium, ion	kg	water	surface water	8,29E-10
Zinc, ion	kg	water	ground-, long-term	2,04E-06
Zinc, ion	kg	water	surface water	2,42E-08
Benzo(a)pyrene	kg	air	urban air close to ground	8,53E-10

Table A.8 : Emissions of the new sludge incineration process created (suite)

NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	kg	air	urban air close to ground	8,82E-05
Water	m3	air	urban air close to ground	5,80E-04

Activities

Activities linked to the sludge incineration process were also deduced from the activities of the paper incineration process. However, it was assumed that deinking sludge can be burned without the use of additional fuel. It was also assumed that deinking sludge incineration produces a mass of ash corresponding to 50% of its dry input mass (0,21 kg of ash produced by kg of sludge incinerated) (Gavrilescu, 2008). It was assumed that no slag was produced from sludge incineration, and that no cement was produced as a by-product, unlike the paper incineration *ecoinvent* process. These activities were all removed or added to the paper incineration process to produce the sludge incineration process. The other activities were assumed to remain unchanged in the new process. Table A.9 provides the activities used to model the new sludge incineration process.

Table A.9 : Activities of the new sludge incineration process created

Activity	Product name	Geography	Unit	Value
market for chemical, organic	chemical, organic	GLO	kg	6,92E-06
market for chemicals, inorganic	chemical, inorganic	GLO	kg	7,41E-06
market for chromium oxide, flakes	chromium oxide, flakes	GLO	kg	1,11E-07
market for hydrochloric acid, without water, in 30% solution state	hydrochloric acid, without water, in 30% solution state	RER	kg	4,45E-06
market for iron (III) chloride, without water, in 40% solution state	iron (III) chloride, without water, in 40% solution state	GLO	kg	1,92E-05
market for sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	sodium hydroxide, without water, in 50% solution state	GLO	kg	2,32E-03
market for titanium dioxide	titanium dioxide	RER	kg	5,42E-06
market for ammonia, anhydrous, liquid	ammonia, anhydrous, liquid	RER	kg	1,90E-04
market for quicklime, milled, packed	quicklime, milled, packed	RER	kg	3,19E-04
process-specific burdens, municipal waste incineration	process-specific burdens, municipal waste incineration	CH	kg	1,00E+00
municipal waste incineration facility construction	municipal waste incineration facility	CH	unit	2,50E-10
market for ash from paper production sludge	ash from paper production sludge	RoW	kg	2,10E-01

It was finally assumed that 35% of total energy content of the sludge (1,8 MJ/kg) can be recovered as heat (Mohammadi et al., 2019).

The sludge incineration process therefore substitutes 0,630 MJ of electricity per kg of sludge incinerated.

A.7 S7: Regionalized LCA climate change results

Regionalized LCA climate change numerical results are available in (Provost-Savard, 2022b).

A.8 S8: Quebec's mixed paper destinations

Quebec's mixed paper destinations are available in (Provost-Savard, 2022b).

A.9 S9: LCA scenarios results

LCA scenarios results are available in (Provost-Savard, 2022b).

A.10 S10: Sensitivity analysis on uncertain parameters

Figures A.2 to A.6 illustrate the normalized impacts (no long-term) of the sensitivity analysis. The Excel file available in (Provost-Savard, 2022b) provides detailed results for every ReCiPe midpoint impact category and every analysis.

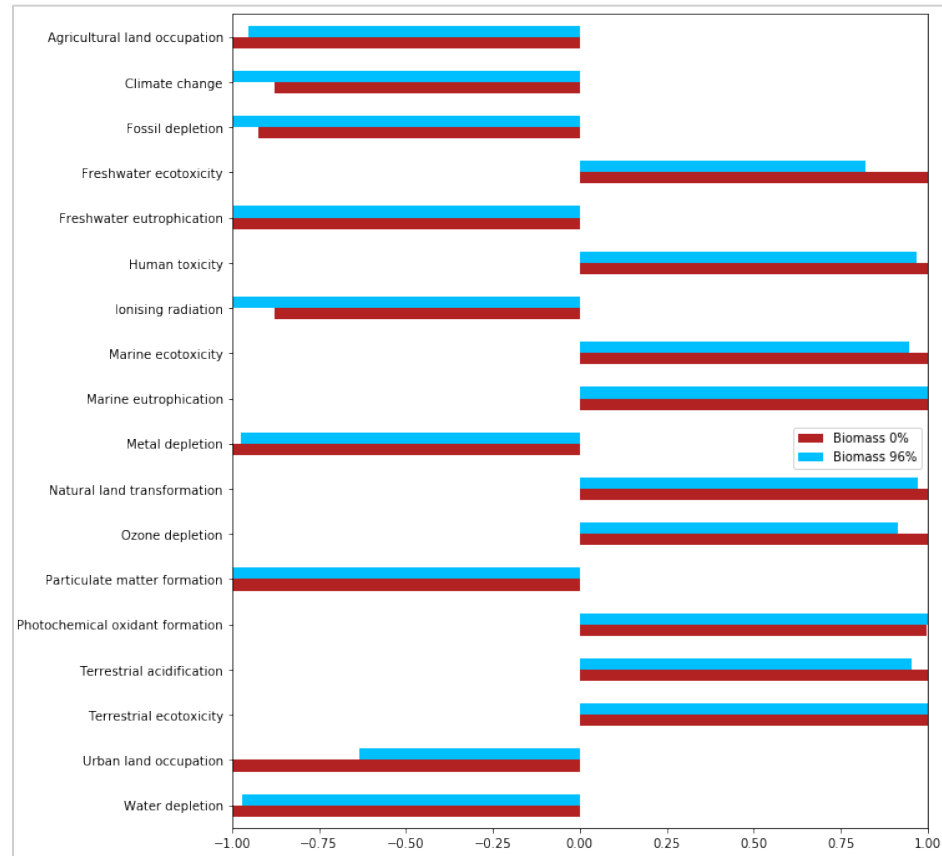


Figure A.2 : Biomass fraction of total energy use

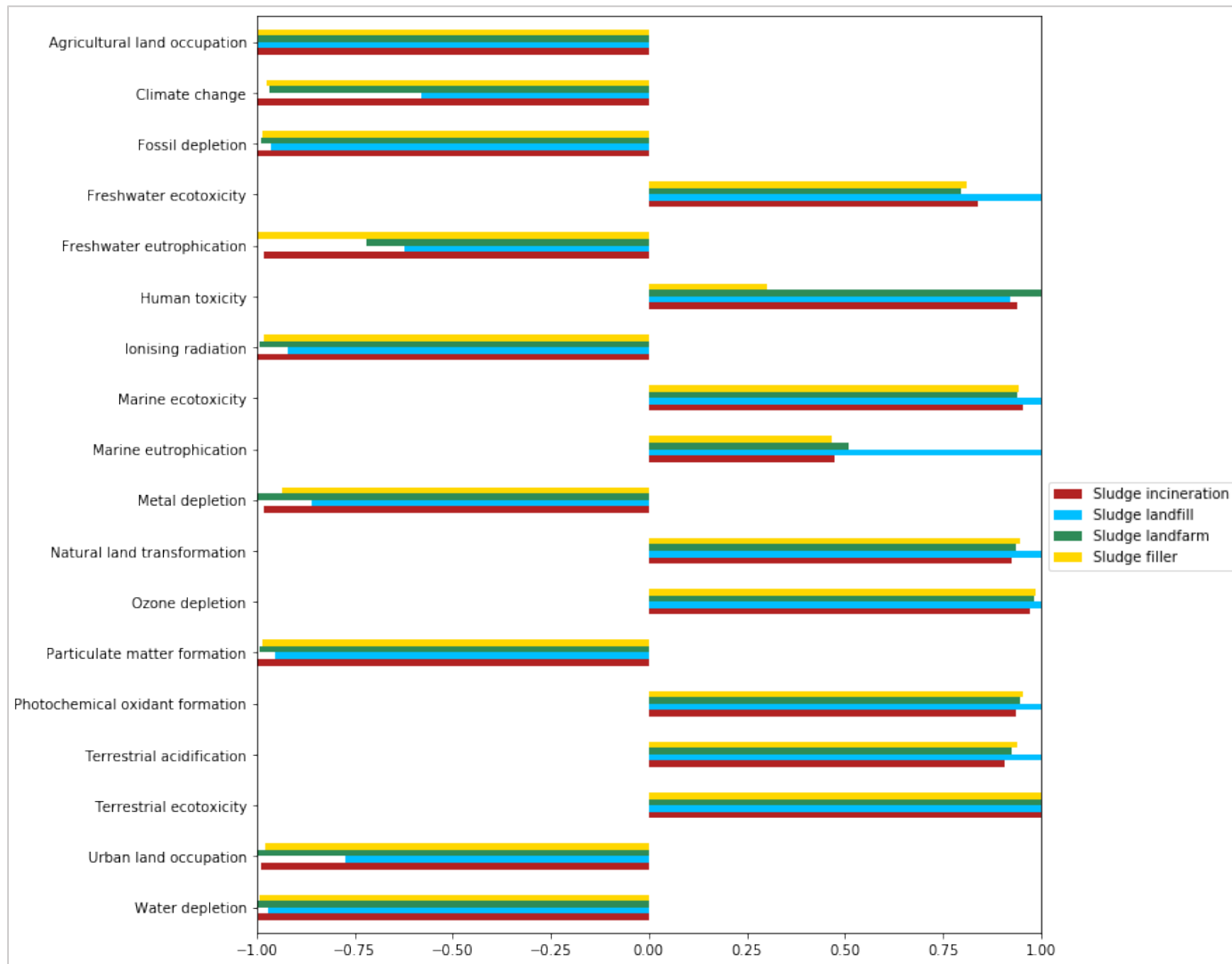


Figure A.3 : Sludge treatments

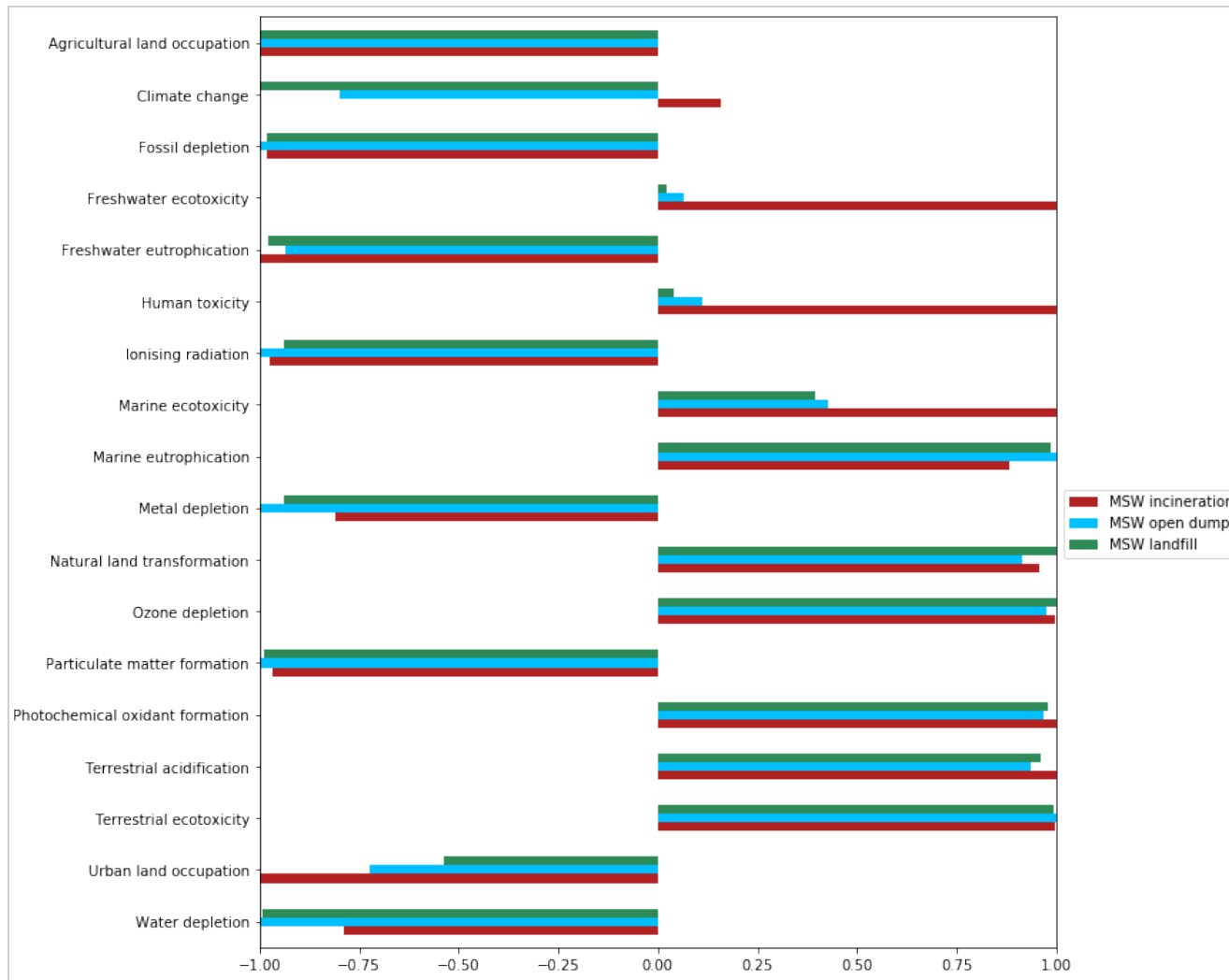


Figure A.4 : Other solid wastes treatments

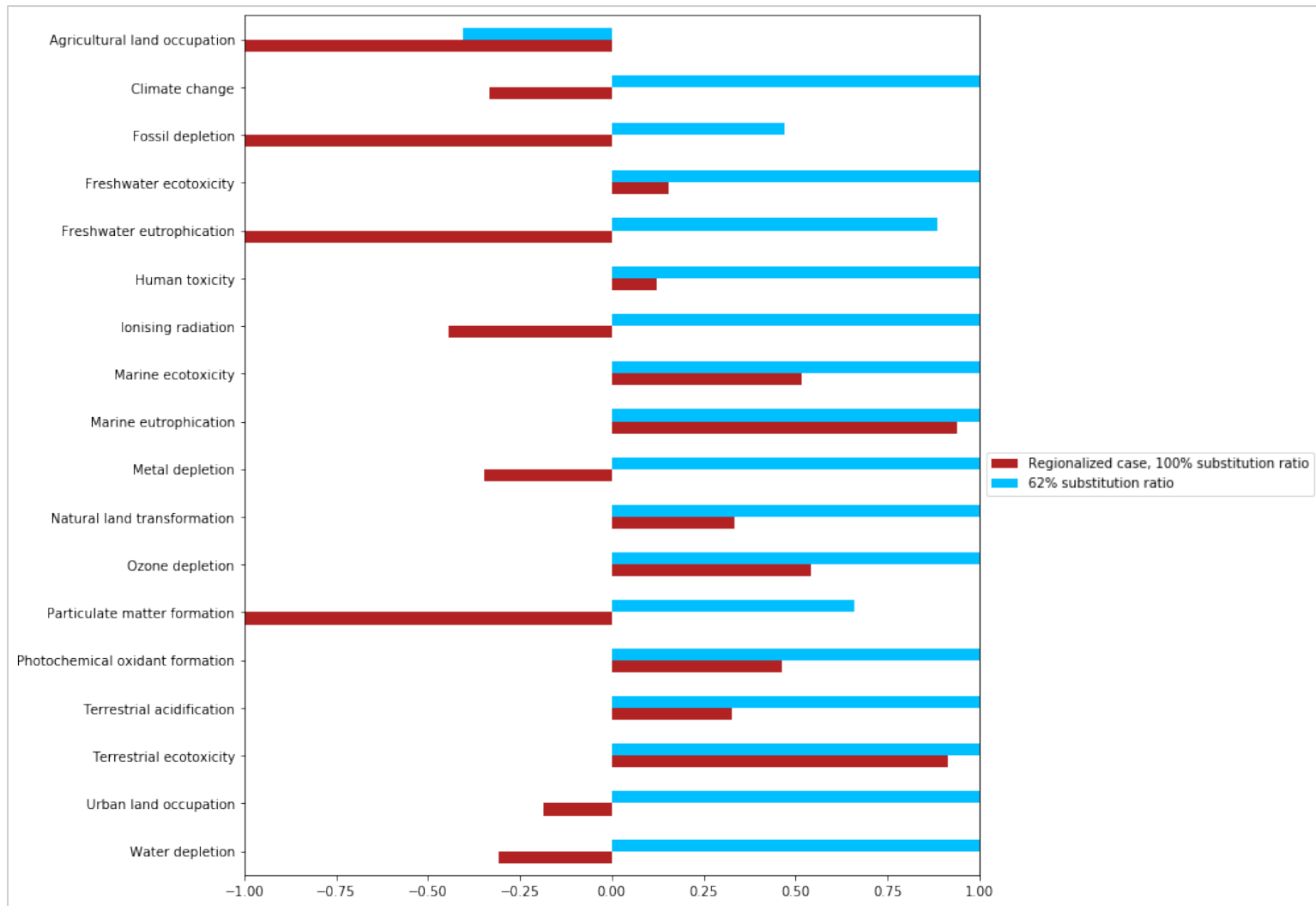


Figure A.5 : Substitution ratio

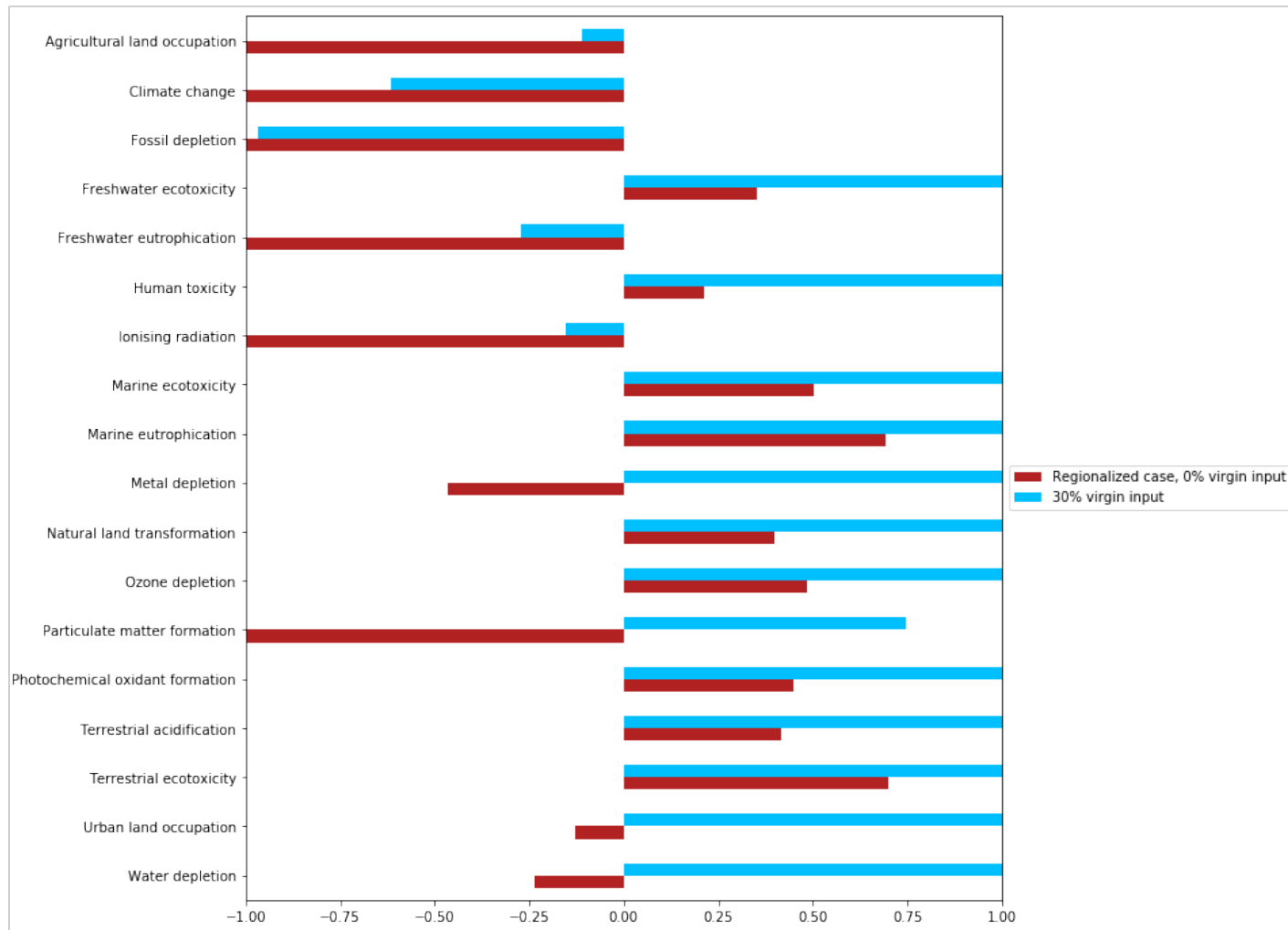


Figure A.6 : Virgin material input

ANNEXE B INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES LIÉES À L'ARTICLE 2

This supporting information provides a demonstration of the equivalence of substitution and functional unit expansion coproduction modeling in a comparative study (S1), a demonstration of the aggregation of processes and functional units with the functional unit expansion approach (S2), a correction of the worked example of Brander & Wylie (2011) (S3), a demonstration of the mathematical proof of [section 5.2.3.4](#) with matrices (S4), a rebuttal of Misconception 2 applied to a combined heat and power (CHP) process (S5), a generalization of the agreement of substitution with the state-description criterion (S6), and an explanation of the temporal evolution of the substituted marginal mix with the example of the CHP process (S7).

B.1 S1: Equivalence of substitution and functional unit expansion in a comparative study (mathematical proof inspired by (Tillman et al., 1994))

Process 1 is multifunctional and provides the primary Function 1 (Product A) and the secondary Function 2 (Product B). This process produces emissions $e_{Process\ 1}$. We perform a comparative study, to compare the emissions of the production of Product A with the multifunctional process (Process 1), with the emissions of a monofunctional process (Process 2) providing the same primary function as Process 1 (Function 1, which is the function corresponding to the functional unit of the study), producing Product A' and emitting $e_{Process\ 2}$. To compare the environmental performance of Product A and Product A', it is necessary to use a co-production modeling strategy to solve the multifunctionality issue.

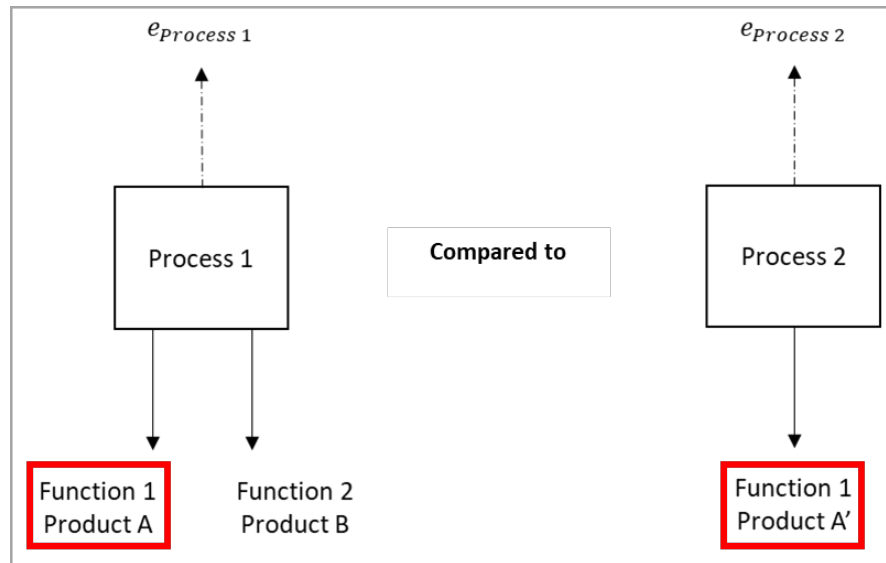


Figure B.1 : Multifunctional process (Process 1) providing the function related to the functional unit (Function 1) and a secondary function (Function 2), and monofunctional process (Process 2) providing the function related to the functional unit (Function 1)

Option 1: Functional unit expansion

To apply the functional unit expansion method, we need to expand the functional unit to include Function 1 and Function 2 in both compared systems. It is thus necessary to introduce a process providing Function 2 in the system on the right of Figure B.1. Monofunctional Process 3 provides Function 2, produces Product B', and emits $e_{Process 3}$, as illustrated in Figure B.2.

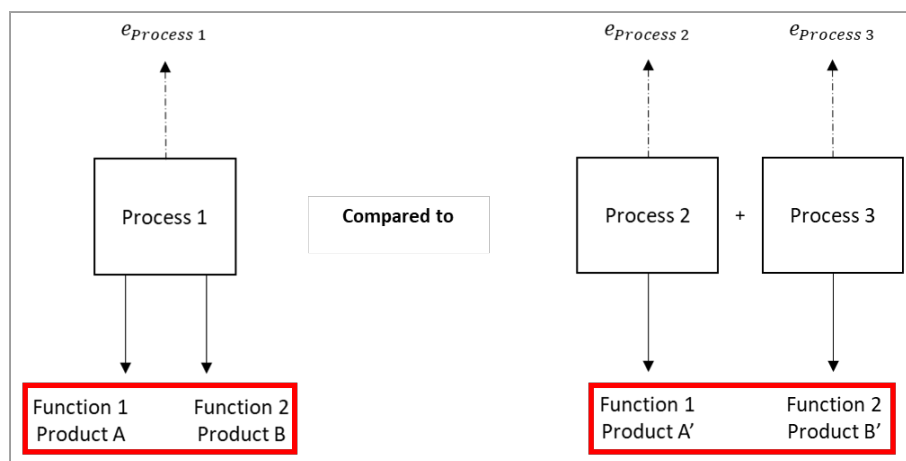


Figure B.2 : Compared systems with the functional unit expansion approach

With this approach, we use Equations (B. 1) and (B. 2) to obtain the differential emissions (Δe) of the system on the left of Figure 2 compared to the system on the right:

$$\Delta e = e_{Process\ 1} - (e_{Process\ 2} + e_{Process\ 3}) \quad (B. 1)$$

$$\Delta e = e_{Process\ 1} - e_{Process\ 2} - e_{Process\ 3} \quad (B. 2)$$

Option 2: Substitution

To apply the substitution method, we need to subtract the emissions related to Function 2 from Process 1, to obtain the emissions related to the unexpanded functional unit provided by Function 1 for the system on the left side of Figure B.1. This is achieved by subtracting the emissions of a process providing Function 2. We already identified such a process in the classical system expansion approach (Process 3). The compared systems in the substitution method are illustrated in Figure B.3.

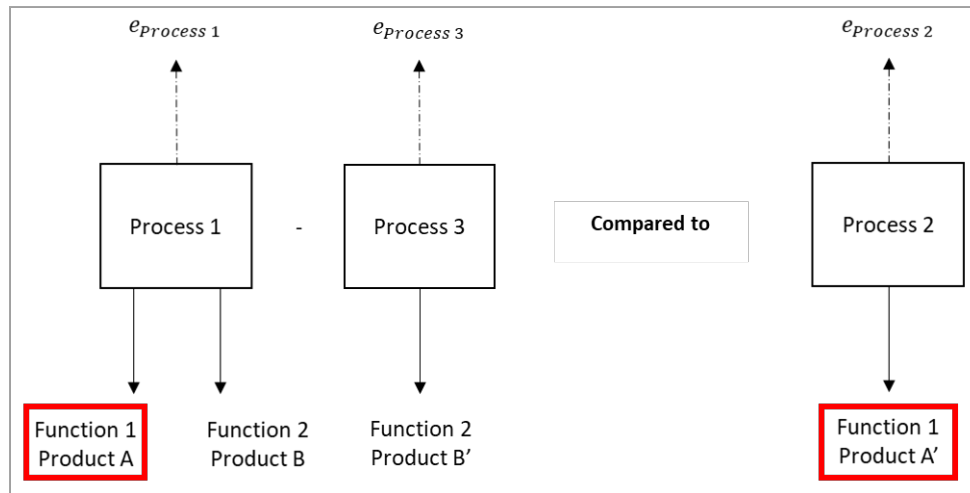


Figure B.3 : Compared systems with the substitution approach

With this approach, we use Equations (B. 3) and (B. 4) to obtain the differential emissions (Δe) of the system on the left of Figure 2 compared to the system on the right:

$$\Delta e = (e_{Process\ 1} - e_{Process\ 3}) - e_{Process\ 2} \quad (B. 3)$$

$$\Delta e = e_{Process\ 1} - e_{Process\ 2} - e_{Process\ 3} \quad (B. 4)$$

We observe that Equations (B. 2) and (B. 4) are equivalent, meaning both approaches lead to the same results regarding the differential emissions obtained in a comparative study.

B.2 S2: Demonstration of the aggregation of functional units with the functional unit expansion approach

Figure B.4 is a simplified illustration of the aggregation of the impacts of multiple functional units when using the functional unit expansion approach. We consider in this example that Process 1 generates Product A, associated with the initial functional unit of the study (Function 1.1). The entire value chain of Product A is constituted of Process 1, Process 2, Process 3, and many other processes represented by a black box in Figure B.4. The classical system expansion approach implies to expand the functional unit to include the secondary functions of all the multifunctional processes contained in the value chain of Product A, as illustrated in Figure B.4. In this case, the initial functional unit is expanded to include Functions 1.2, 2.2, 3.2, and all the secondary functions issued from upstream multifunctional processes contained in the black box.

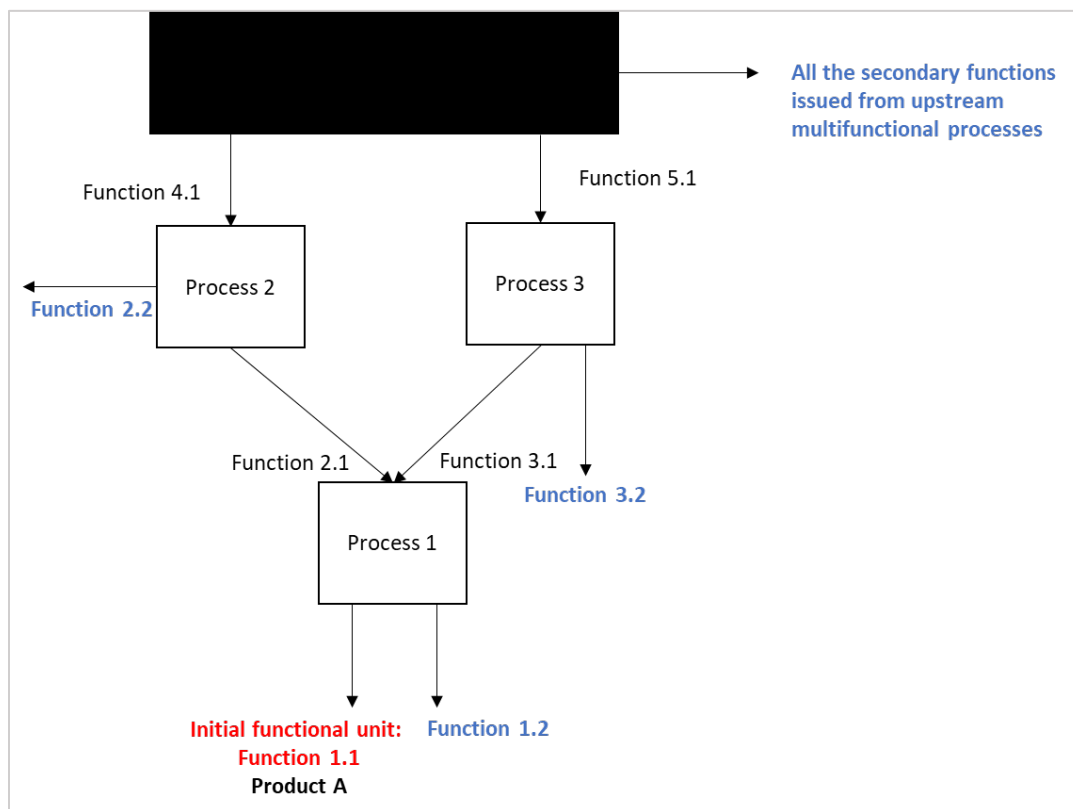


Figure B.4 : Illustration of the aggregation of functional units in the functional unit expansion approach

B.3 S3: Correction to the worked example of Brander & Wylie (2011)

Table B.1 presents the data used to calculate the impacts of the substituted process.

Table B.1 : Emission factors and substitution ratio (from (Brander & Wylie, 2011))

Description	Value	Unit
Emissions from the coproduction of wheat ethanol and DDGS	2.18	t CO ₂ e/t ethanol produced
Quantity of DDGS produced per tonne of ethanol	1.03	t DDGS/t ethanol
Emissions from the production of soy meal	5.78	t CO ₂ e/t soy meal
Substitution ratio between DDGS and soy meal	0.59	t soy meal/t DDGS

First, we calculate the avoided impacts from the substitution of soy meal by DDGS:

$$5.78 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ soy meal}} \times 0.594 \frac{t \text{ soy meal}}{t \text{ DDGS}} \times 1.03 \frac{t \text{ DDGS}}{t \text{ ethanol}} = 3.54 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ ethanol}} \quad (\text{B. 5})$$

These impacts are subtracted from the total impacts of the production of wheat ethanol and DDGS, to obtain the impacts associated with the main product (wheat ethanol):

$$2.18 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ ethanol}} - 3.54 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ ethanol}} = -1.36 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ ethanol}} \quad (\text{B. 6})$$

With equation (B. 6), we recalculate the value obtained in Table 2 in (Brander & Wylie, 2011) for the production of ethanol by the substitution method.

The correction that needs to be made in Table 2 in (Brander & Wylie, 2011) is to attribute an impact to the production of DDGS. Instead of assuming that the allocation to DDGS is “Not applicable”, we allocate the impacts of the substituted production to the secondary product:

$$3.54 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ ethanol}} \times \frac{1 t \text{ ethanol}}{1.03 t \text{ DDGS}} = 3.44 \frac{t \text{ CO}_2e}{t \text{ DDGS}} \quad (\text{B. 7})$$

Hence, it is simple to show that the sum of the impacts of the coproduction of 1 t of ethanol and 1.03 t of DDGS with the substitution method recalculates the total physical emissions provided in Table B.1:

$$3.44 \frac{t CO_2e}{t DDGS} \times 1.03 \frac{t DDGS}{t ethanol} + \left(-1.36 \frac{t CO_2e}{t ethanol} \right) = 2.18 \frac{t CO_2e}{t ethanol} \quad (B.8)$$

Therefore, we argue that the substitution method conserves the total physical emissions of a coproduction system if the impacts attributed to the secondary product correspond to the avoided impacts.

B.4 S4: Demonstration of the mathematical proof of [section 5.2.3.4](#) with matrices

Case 1: Total impacts using the substitution approach

The rows of the technological matrix A are for the products considered in the studied system, and the columns are for the processes considered in the studied system. In each column, the ratio of each product provided by the associated process fills the matrix. For the example of [section 5.2.3.4](#), using the substitution approach, the A matrix can be defined as:

A matrix	CHP process (MJ)	Natural gas heating (MJ)
Electricity (MJ)	0.21	0
Heat (MJ)	0.79	1

The environmental flows matrix F contains the emissions of each process considered in the studied system. The rows of the F matrix are for the environmental flows, and the columns are for the processes. Because we only consider CO₂-eq emissions in this example, the F matrix can be defined as:

F matrix	CHP process (MJ)	Natural gas heating (MJ)
CO ₂ -eq emissions (g)	62	72

The final demand vector y contains the final demand for each product in the attributional studied system. To obtain the CO₂-eq emissions associated with the production of 1 MJ of total energy (0.21 MJ of electricity and 0.79 MJ of heat) by the CHP process, the final demand vector is:

y vector

Electricity (MJ)	0.21
Heat (MJ)	0.79

To evaluate the impacts of this demand, we use the following equation:

$$\mathbf{F}*(\mathbf{A}^{-1}*y)$$

$$= [62 \quad 72] \times \left(\frac{1}{0.21} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ -0.79 & 0.21 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 0.21 \\ 0.79 \end{bmatrix} \right)$$

$$= [62 \quad 72] \times \begin{bmatrix} 1 \\ 0 \end{bmatrix}$$

$$= 62 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

We can also represent the total impacts of the CHP process using two separate final demand vectors: one for electricity ($y_{electricity}$) and one for heat (y_{heat}):

$y_{electricity}$ vector

Electricity (MJ)	0.21
Heat (MJ)	0

y_{heat} vector

Electricity (MJ)	0
Heat (MJ)	0.79

The impacts associated with the electricity production by the CHP process are:

$$\mathbf{F}*(\mathbf{A}^{-1}*y_{electricity})$$

$$= [62 \quad 72] \times \left(\frac{1}{0.21} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ -0.79 & 0.21 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 0.21 \\ 0 \end{bmatrix} \right)$$

$$= [62 \quad 72] \times \begin{bmatrix} 1 \\ -0.79 \end{bmatrix}$$

$$= 5.12 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

*The substitution of natural gas is automatically represented by the matrix approach.

The impacts associated with the heat production by the CHP process are:

$$\mathbf{F} * (\mathbf{A}^{-1} * \mathbf{y}_{heat})$$

$$= [62 \quad 72] \times \left(\frac{1}{0.21} \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ -0.79 & 0.21 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 0 \\ 0.79 \end{bmatrix} \right)$$

$$= [62 \quad 72] \times \begin{bmatrix} 0 \\ 0.79 \end{bmatrix}$$

$$= 56.88 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

*These impacts are equal to the impacts of natural gas heating.

The total impacts of the production of 1 MJ by the CHP process are:

$$\mathbf{y}_{electricity} + \mathbf{y}_{heat}$$

$$5.12 + 56.88 = 62 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

recalculating the total impacts of the unallocated CHP process.

Case 2: Total impacts using the functional unit expansion approach

With the functional unit expansion approach, the productions of electricity and heat are aggregated as one single product. For the example of [section 5.2.3.4](#), using the functional unit expansion approach, the A matrix can be defined as:

A matrix		CHP process (MJ)
Electricity and heat production (0.21:0.79) (MJ)		1

The F matrix can be defined as:

F matrix	CHP process (MJ)
CO ₂ -eq emissions (g)	62

To obtain the CO₂-eq emissions associated with the production of 1 MJ of total energy by the CHP process, the final demand vector is:

y vector

Electricity and heat production (0.21:0.79) (MJ)	1
--	---

To evaluate the impacts of this demand, we use the following equation:

$$F \cdot (A^{-1} \cdot y)$$

$$= 62 \times 1 \times 1$$

$$= 62 \text{ g CO}_2\text{-eq}$$

The same results are obtained for the impacts of the CHP process using the substitution and the functional unit expansion approaches.

B.5 S5: Rebuttal of Misconception 2 applied to a combined heat and power process

The example of the small-scale CHP plant (Havukainen et al., 2018), used in [section 5.2.3.4](#) of the manuscript, is reused to illustrate the ideas presented in [section 5.2.4.2](#) of the manuscript. The reference state is a hypothetical system where the studied co-production process (CHP plant) does not exist: the demand for the production of electricity by the CHP plant is null. This reference state is an illustration of what would happen if no heat was produced by the CHP plant, but the demand for heat remained the same in the municipality. In the reference state, the heat coproduced by the CHP plant in the studied state is produced from natural gas, which is considered as the counterfactual unconstrained heat production technology. The transition from this reference state to the studied state with the CHP plant thus implies the addition of the impacts generated by the CHP plant, and the subtraction of the impacts of the substituted amount of heat produced by the natural gas plant. When we represent the CHP plant system as a part of the studied technosphere, the avoided natural gas heat production is *not part of the technosphere anymore*. Therefore, if we model the substituted process inside the boundaries of the attributional CHP system to obtain the isolated footprint of the electricity production, we subtract impacts *that do not occur anymore* from

the studied technosphere; with this approach, we choose to represent the studied state of the co-production system in terms of a change occurring between the reference state and the studied state. To compensate the impact deficit generated by this subtraction, we logically have to attribute the impacts of the primary natural gas heat production to the heat co-production by the CHP plant, as explained in [section 5.2.3](#) of the manuscript.

B.6 S6: Generalization of the agreement of substitution with the state-description criterion

We use the framework presented in [section 5.2.3.5](#) to generalize the rebuttal of Misconception 2 presented in [section 5.2.4.2](#). The reference system is technosphere R ($R \in S$). This system does not include system A (no demand for system A 's final product) and, to compensate the absence of the secondary production of system A ($f_{s,A}$), includes the primary production that is substituted in system T ($p_{s,s}$).

Figure B.5 illustrates the transition between the reference state system R and the studied state system T . The transition implies an increased demand for the final product o , which induces an increased co-production by the system generating this product (system A). This increased co-production leads to a substitution of the production of product s' by the increased production of the secondary product s of system A , under an assumed constant demand for these (functionally equivalent with the applicable substitution potential) products. The system resulting from this transition is the studied system T . The attributional system A inside system T can also be represented with the substitution that occurs in the transition, as shown in Figure 5.4b, without interfering with the state-descriptive characteristic or with the production balance of the global system.

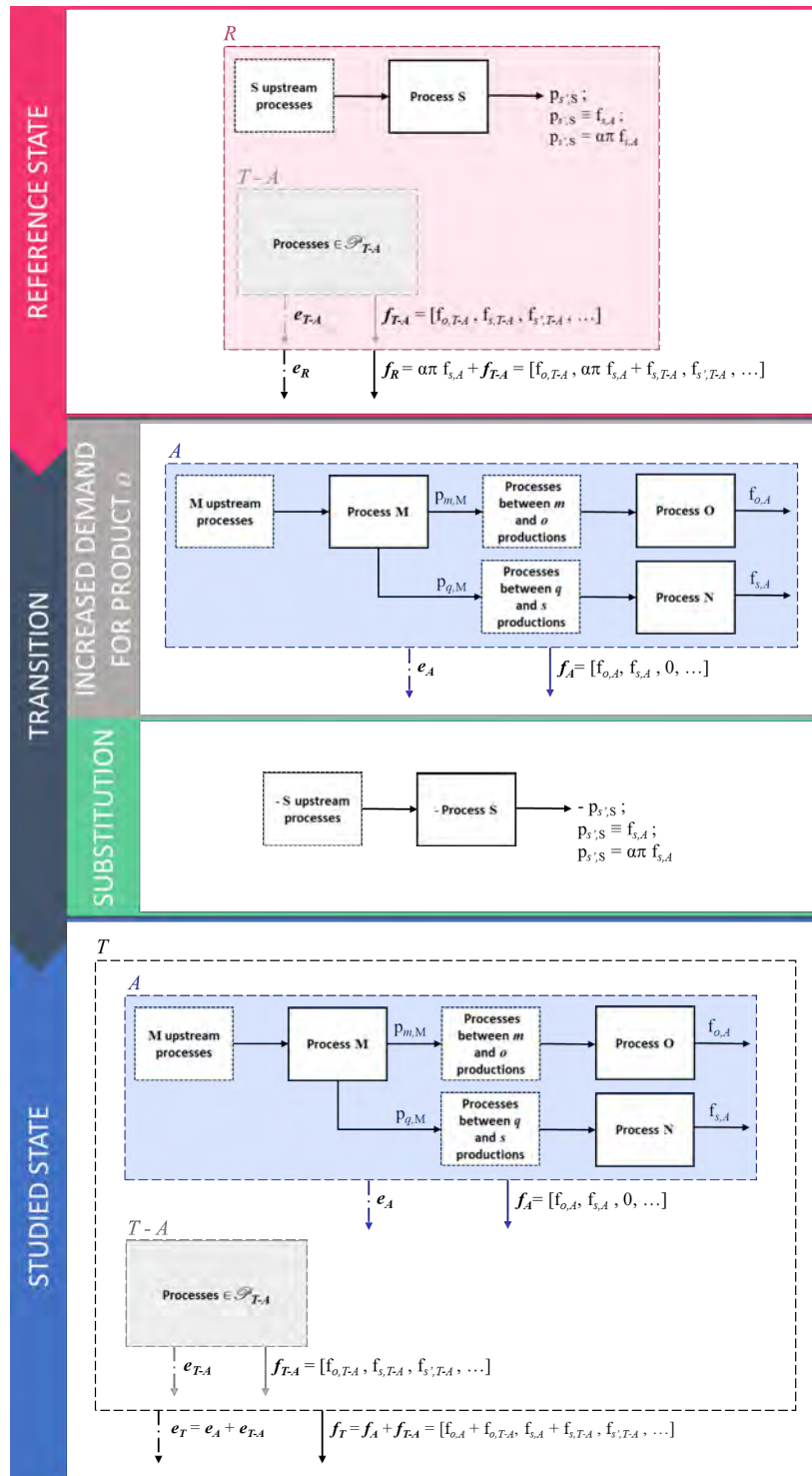


Figure B.5 : Representation of the transition between the reference state *R* and the studied state *T*. In the transition, multifunctional system *A* is added to the reference state *R*, which leads to the substitution of Process *S* and all the upstream processes in the value chain. The resulting studied state corresponds to the addition of the transition to the reference state.

B.7 S7: Temporal evolution of the substituted marginal mix with the example of the CHP process

We can use the example of the cogeneration process to illustrate the temporal evolution of the substituted marginal mix in ALCA and CLCA. Let's imagine that the demand for electricity increases in a small municipality, and this municipality decides to build a cogeneration plant to respond to this increased electricity demand. In this case, we can define the electricity production as the main function, because this is the product responding to an increased demand. The heat production is the secondary product. Additional heat is forced onto the markets, and this additional heat production will lead to the substitution of another form of heat production under the assumption of a constant demand for heat.

We can illustrate this example in a graph representing the heat production rate from different sources in the municipality as a function of time (Figure B.6). We can represent the heat production rate in the municipality for the reference scenario, which is the scenario without an increased electricity demand and thus without the decision to operate a cogeneration plant (*status quo* scenario with a consequential perspective, *counterfactual reference* scenario with an attributional perspective). We can assume, for example, an increase in heat produced from coal (black dotted line in Figure B.6) followed by an increase in heat produced from natural gas (green dotted line in Figure B.6). In a consequential study, we aim to evaluate the impacts of a decision, or of a perturbation, on the environment, relative to a reference (*status quo*) scenario where this decision is not taken. In the scenario with the perturbation (decision to operate the cogeneration plant to respond to the increased electricity demand), the cogeneration process starts at the moment of the perturbation to produce heat (turquoise solid line in Figure B.6). Assuming an inelastic demand for heat, a substitution of coal will take place at the moment of the perturbation and for a period after the perturbation. The coal heating production in the perturbation scenario is illustrated in Figure B.6 by the grey solid line, showing a substitution of coal heating compared to the reference scenario for a certain period following the perturbation. This coal heating substitution is followed by the substitution of natural gas heating when coal heating in the perturbation scenario reaches the maximal coal heating production of the reference scenario (a constraint is assumed on coal heating). The natural gas heating production in the perturbation scenario is illustrated in Figure B.6

by the green solid line, showing a substitution of natural gas heating compared to the reference scenario, starting when coal heating reaches its maximum value in the perturbation scenario.

A consequential study will look at the consequences of the perturbation on the environment for a certain period of time, while an attributional study models the impacts of a system at a precise moment. The period of time covered by both types of approaches is represented by orange arrows in Figure B.6.

This simple example shows that even if the marginal substituted technology was coal heating at the moment of the perturbation, in the attributional study, we must consider the counterfactual marginal technology in the studied state as the substituted technology, in this case natural gas heating.

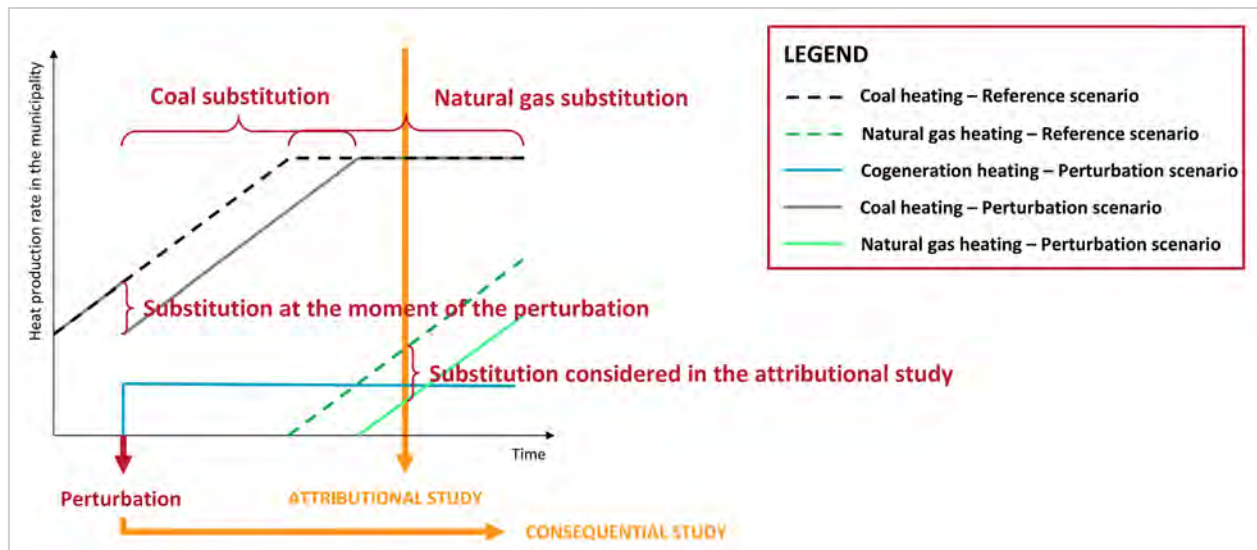


Figure B.6 : Example of the evolution of the substituted marginal mix with the CHP process, showing attributional and consequential perspectives

ANNEXE C INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES LIÉES À L'ARTICLE 3

C.1 SI-1 : Calculation methods for capacity installation adjustments

Selecting the mix of technologies responding through delayed capacity retirement

The decommissioning of installations cannot be delayed infinitely, due to infrastructure aging. The maximum acceptable capacity retirement delay for each technology in the studied market must first be determined. The calculation points start at T_{start} , and end at $T_{\text{dec,end}}$. The marginal mix is estimated for each calculation point, chronologically. If there is a delay between T_{start} and the first capacity retirement planned in the reference trajectory after $T_{\text{dec,start}}$, it is not possible to delay capacity retirement to respond to the demand perturbation during this period. Whenever possible, we should first delay the capacity retirements planned in the reference trajectory at the calculation point. If this does not release sufficient capacity to respond to the remaining fraction of the perturbation, we can further delay previously postponed capacity retirements that have not yet reached their maximum capacity retirement delay. Following the sequence of the reference trajectory, we prioritize delaying retirements occurring later in the reference trajectory. The fraction of each technology in the marginal mix due to delayed capacity retirement corresponds to the total delayed production retirement of this technology divided by the total demand perturbation at the calculation point. The identified marginal technology mix responds to the perturbation on the time interval starting with the calculation point, and until the next calculation point.

Selecting the mix of technologies responding through accelerated capacity retirement

It is not logical to decommission installations that were built recently to respond to a demand perturbation. The acceptable period for advancing capacity retirement for each technology must first be defined. The calculation points start at T_{start} , and end at $T_{\text{dec,end}}$. The marginal mix is then estimated for each calculation point, chronologically. If there is a delay between T_{start} and $(T_{\text{dec,start}} + \Delta t_{\text{plan decommission},i})$, it is not possible to respond to the perturbation with accelerated capacity retirement during this period, as discussed in [section 6.2.4](#). Whenever possible, we should first advance the capacity retirements planned earlier in the reference trajectory after the calculation point, adhering to the sequence of the reference trajectory. Capacity retirements planned in the

reference trajectory can be moved ahead until the maximum acceptable capacity retirement advancement period is reached. The fraction of each technology in the marginal mix due to accelerated capacity retirement corresponds to the total advanced production retirement of this technology divided by the total demand perturbation at the calculation point. The identified marginal technology mix responds to the perturbation on the time interval starting with the calculation point, and until the next calculation point. As stated in [section 6.2.4](#), the consequential trajectory might have lower installed capacities compared to the reference trajectory after T_{end} . These lower installed capacities persist until the latest advanced capacity retirement occurs in the reference trajectory.

Selecting the mix of technologies responding through delayed capacity installation

The calculation points start at T_{start} , and end at $T_{\text{dec,end}}$. The marginal mix is estimated for each calculation point, chronologically. If there is a delay between T_{start} and the first capacity installation planned in the reference trajectory that we can delay after $T_{\text{dec,start}}$ (i.e., it becomes operational after $(T_{\text{dec,start}} + \Delta t_{\text{build},i})$ in the reference trajectory), it is not possible to delay capacity installation of technology i to respond to the demand perturbation during this period. Whenever possible, we must first delay the capacity installations planned in the reference trajectory at the calculation point. If this does not remove enough capacity to respond to the remaining fraction of the perturbation, we can further delay previously postponed capacity installations that have not reached their maximum capacity installation delay. Following the sequence of the reference trajectory, we prioritize delaying the capacity installations occurring later in the reference trajectory. If the construction of the delayed installations starting at $T_{\text{dec,end}}$ ends after T_{end} , the installed capacities of the consequential trajectory will be inferior to the ones of the reference trajectory until these constructions are achieved. The fraction of each technology in the marginal mix due to delayed capacity installation corresponds to the total delayed production installation of this technology divided by the total demand perturbation at the calculation point. The identified marginal technology mix responds to the perturbation on the time interval starting with the calculation point, and until the next calculation point.

Selecting the mix of technologies responding through accelerated capacity installation

The calculation points start at T_{start} , and end at $T_{\text{dec,end}}$. The marginal mix is estimated for each calculation point, chronologically. If there is a delay between T_{start} and $(T_{\text{dec,start}} + \Delta t_{\text{plan},i} + \Delta t_{\text{build},i})$, technology i cannot respond to the perturbation with accelerated capacity installation during this period. Whenever possible, we should first advance the capacity installations planned earlier in the reference trajectory after the calculation point, adhering to the sequence of the reference trajectory. Capacity installations planned in the reference trajectory can be moved ahead until the maximum acceptable capacity installation acceleration period is reached. The fraction of each technology in the marginal mix due to accelerated capacity installation corresponds to the total accelerated production installation of this technology divided by the total demand perturbation at the calculation point. The identified marginal technology mix responds to the perturbation on the time interval starting with the calculation point, and until the next calculation point. The consequential trajectory might have superior installed capacities compared to the reference trajectory after T_{end} . These superior installed capacities persist until the construction of the latest capacity installation accelerated in the consequential trajectory at $T_{\text{dec,end}}$ ends in the reference trajectory.

C.2 SI-2 : Resulting marginal production adjustments for the example presented in [section 6.2.6](#), myopic foresight

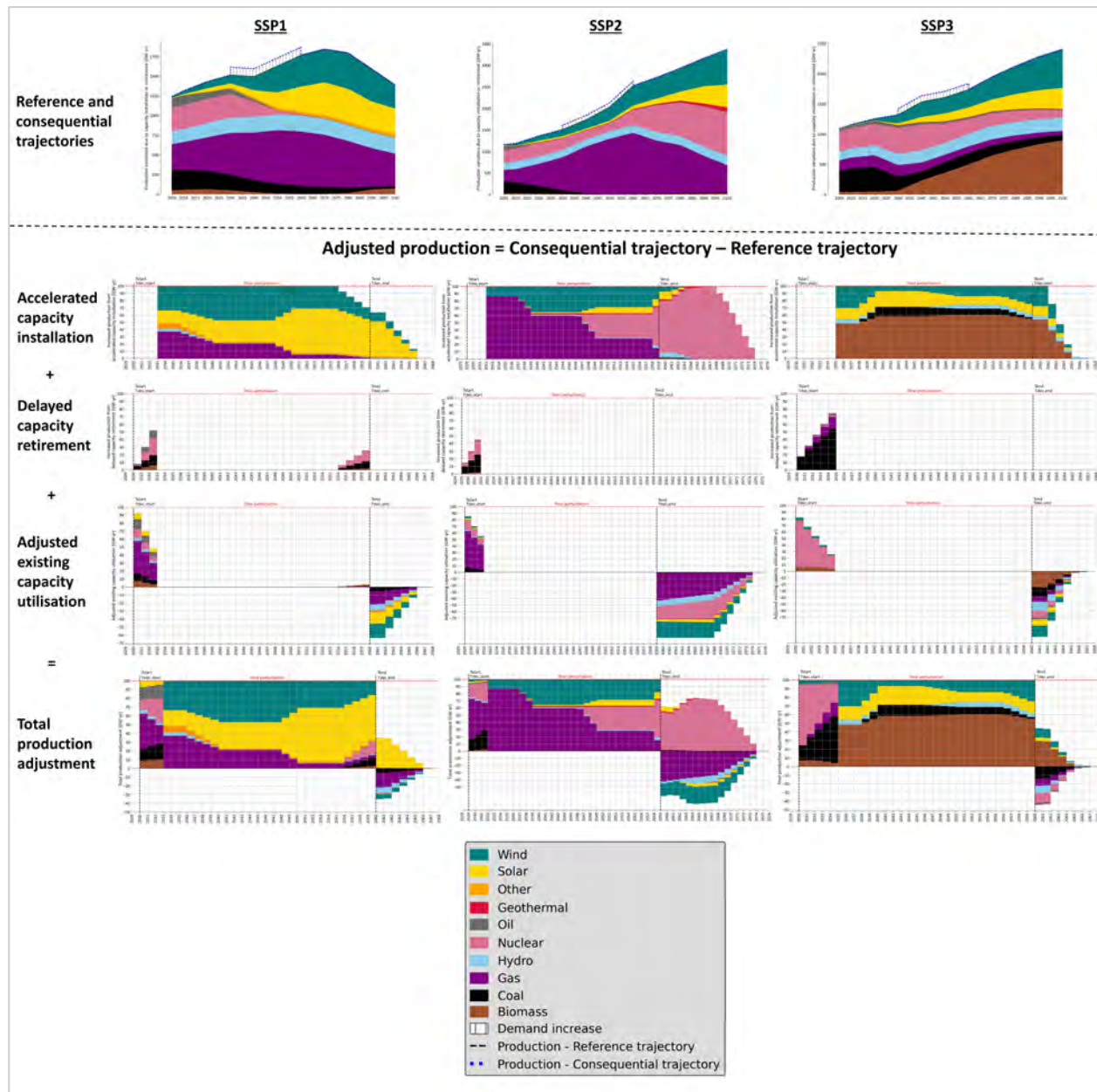


Figure C.1 : Resulting production adjustments for a myopic foresight

ANNEXE D INFORMATIONS SUPPLÉMENTAIRES LIÉES À L'ÉTUDE DE CAS

Tableau D.1 : Procédés choisis dans la base de données ecoinvent pour représenter chaque technologie de production d'électricité

Technologie de production d'électricité	Québec (OCDE)		Inde (Asie)	
	Procédé ecoinvent	Géographie	Procédé ecoinvent	Géographie
Biomasse	<i>Electricity production, natural gas, conventional power plant¹¹</i>	Canada, Ontario ¹²	<i>Electricity production, natural gas, conventional power plant¹¹</i>	Inde, Gujarat ¹³
Charbon	<i>Electricity production, hard coal</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, hard coal</i>	Inde, Gujarat
Gaz naturel	<i>Electricity production, natural gas, conventional power plant</i>	Canada, Ontario	<i>Electricity production, natural gas, conventional power plant</i>	Inde, Gujarat
Hydroélectricité	<i>Electricity production, hydro, run-of-river</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, hydro, run-of-river</i>	Inde, Gujarat
Nucléaire	<i>Electricity production, nuclear, pressure water reactor, water moderated</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, nuclear, pressure water reactor, water moderated</i>	Inde, Gujarat
Pétrole	<i>Electricity production, oil</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, oil</i>	Inde, Gujarat
Solaire	<i>Electricity production, photovoltaic, 570kWp open ground installation, multi-Si</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted¹⁴</i>	Inde, Gujarat
Éolien	<i>Electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore</i>	Canada, Québec	<i>Electricity production, wind, 1-3MW turbine, onshore</i>	Inde, Gujarat
Autre	<i>Electricity production, deep geothermal¹⁵</i>	Rest-of-World ¹⁶	<i>Electricity production, deep geothermal</i>	Rest-of-World

¹¹ Aucun procédé de production électrique par biomasse n'est disponible dans la base de données ecoinvent. Les impacts de la production d'électricité à partir de gaz naturel ont été supposés pour cette technologie, étant donné les émissions de CO₂-Eq relativement similaires de ces deux technologies World Nuclear Association. (2024). *Carbon Dioxide Emissions From Electricity*. <https://world-nuclear.org/information-library/energy-and-the-environment/carbon-dioxide-emissions-from-electricity#:~:text=Worldwide%20emissions%20of%20carbon%20dioxide,2%20and%20other%20greenhouse%20gases..>

¹² L'Ontario est la province choisie lorsque le Québec n'est pas disponible dans la base de données ecoinvent.

¹³ Il est supposé que les usines de recyclage du papier journal importé du Québec en Inde sont situées dans le Gujarat, région située près d'un port important en Inde, et où plusieurs usines de transformation des papiers résiduels sont installées ENF paper. (2024). *Paper Recycling Plants in India*. <https://www.enfpaper.com/directory/plant/India>.

¹⁴ Un procédé de production d'électricité solaire pour une installation à grande échelle n'est pas disponible pour la région du Gujarat en Inde.

¹⁵ Dans les SSP2 et 3, la catégorie « Autre » est explicitement associée à la production d'électricité géothermique. Il a donc été supposé de même pour le SSP1.

¹⁶ Il n'y a pas de géographie plus précise pour la production d'électricité géothermique au Québec et en Inde.